

Prévoir le chemin vers l'atteinte d'un impact positif net sur la biodiversité pour Rio Tinto QMM



H. J. Temple, S. Anstee, J. Ekstrom, J. D. Pilgrim,
J. Rabenantoandro, J-B. Ramanamanjato,
F. Randriatafika et M. Vincelette.

Prévoir le chemin vers l'atteinte d'un impact positif net sur la biodiversité pour Rio Tinto QMM

H. J. Temple, S. Anstee, J. Ekstrom, J. D. Pilgrim, J. Rabenantoandro,
J-B. Ramanamanjato, F. Randriatafika et M. Vincelette
Série technique UICN et Rio Tinto no. 2

ISBN: 978-2-8317-1442-4

Photo couverture :
© David Rabehevitra

Mise en page :
millerdesign.co.uk

Imprimé par :
SRO-Kundig SA, Suisse

Disponible auprès du :
UICN (Union internationale
pour la conservation
de la nature)
Service des publications
Rue Mauverney 28
1196 Gland
Suisse

Tél +41 22 999 0000
Fax +41 22 999 0020

books@iucn.org
www.iucn.org/publications

Cet ouvrage est imprimé sur
du papier FSC.

La terminologie géographique employée dans cet ouvrage, de même que sa présentation, ne sont en aucune manière l'expression d'une opinion quelconque de la part de l'UICN ou Rio Tinto sur le statut juridique ou l'autorité de quelque pays, territoire ou région que ce soit, ou sur la délimitation de ses frontières.

Cette publication reflète une tentative innovante et scientifiquement solide d'évaluer, de prévoir puis de comptabiliser les procédures mises en place par Rio Tinto pour atténuer et rectifier l'impact de ses activités sur le site de QMM.

La base scientifique et les procédures opérationnelles pour atteindre un impact positif net sont encore en cours d'élaboration, en conséquence ce rapport est strictement destiné à des fins techniques. Il ne saurait en aucun cas représenter l'approbation d'une approche ou d'une norme spécifique pour atteindre "un impact positif net". L'UICN se dégage de toute responsabilité face à la réalisation opérationnelle des résultats anticipés dans les prévisions.

L'UICN et Rio Tinto rejettent toute responsabilité en cas d'erreurs ou d'omissions intervenues lors de la traduction en français de ce document dont la version originale est en anglais.

Publié par : UICN, Gland, Suisse et Rio Tinto, Londres, RU

Droits d'auteur : © 2012 Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources

La reproduction de cette publication à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source soit dûment citée.

La reproduction de cette publication à des fins commerciales, notamment en vue de la vente, est interdite sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur.

Citation : Temple, H.J., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J. D., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J.-B., Randriatafika, F. & Vincelette, M. (2012). *Prévoir le chemin vers l'atteinte d'un impact positif net sur la biodiversité pour Rio Tinto QMM*. Gland, Suisse : UICN. x + 78pp.

Table des matières

	Avant propos	
	Remerciements	
	Résumé	
1	Introduction	1
2	Le contexte	5
	2.1 Contexte national et régional	5
	2.1.1 Madagascar	5
	2.1.2 La région de Fort Dauphin	5
	2.2 Environnement physique	6
	2.3 Environnement biologique	6
	2.3.1 Habitats	6
	2.3.2 Les espèces	8
	2.4 Le projet de Rio Tinto QMM	10
	2.5 Le Comité consultatif sur la biodiversité	10
	2.6 Impact positif net: l'engagement de Rio Tinto	10
	2.7 La hiérarchie d'atténuation	12
3	Méthodes	15
	3.1 Définir et attribuer un ordre de priorité aux éléments de biodiversité à inclure dans la comptabilité de l'IPN	15
	3.2 Définir les unités de mesure à employer	16
	3.3 Sélectionner le scénario contrefactuel servant à mesurer par comparaison les pertes et les gains	17
	3.4 Quantifier les pertes d'habitats pour 2004–2015 et 2004–2065	21
	3.4.1 Évaluation de l'état de la forêt	21
	3.5 Quantifier les gains d'habitats pour 2004–2015 et 2004–2065	22
	3.5.1 Restauration	22
	3.5.2 Gains de qualité dans les zones d'évitement	25
	3.5.3 Gains liés à la déforestation évitée	25
	3.5.4 Attribution des crédits	27
	3.6 Calcul des pertes et des gains relatifs aux espèces pour 2004–2015 et 2004–2065	27

4	Résultats	29
4.1	Rio Tinto QMM est-il sur la bonne voie pour atteindre un Impact positif net sur la biodiversité pour la période 2004–2065?	29
4.1.1	Résumé	29
4.1.2	Impacts sur les habitats – Hectares de qualité	31
4.1.3	Impacts sur les espèces – Unités de répartition mondiale	35
4.2	Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour la période 2004–2015?	40
4.2.1	Impacts sur les habitats – Hectares de qualité	40
4.2.2	Impacts sur les espèces– Unités de répartition mondiale	40
4.3	Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour toute la durée du cycle de vie de la mine?	41
5	Conclusions et étapes suivantes	43
5.1	Résumé	43
5.2	Atteindre l’impact positif net : qu’est-ce que cela signifie pour Rio Tinto QMM?	44
5.3	Les compensations de la biodiversité de Rio Tinto QMM	45
5.4	Suivre et mesurer la perte des forêts	47
5.5	Le contexte élargi: les moteurs de la perte de biodiversité dans le sud-est de Madagascar	49
5.6	Mise à jour de l’analyse de l’IPN et gestion adaptative	49
6	Leçons apprises et orientations pour la recherche future	50
6.1	Impacts potentiels du changement climatique	50
6.2	Définir un ensemble normalisé d’espèces à inclure dans la comptabilité de l’IPN	50
6.2.1	Espèces non décrites	51
6.3	Scénarios contrefactuels, bases de référence, et calcul des gains de biodiversité à partir des pertes évitées	51
6.4	Calcul des unités de répartition mondiale : méthodes de mesure de l’aire de répartition des espèces	51
7	Bibliographie	53
	Appendix 1	61
	Appendix 2	62
	Appendix 3	64
	Appendix 4	66
	Appendix 5	72

Liste des tableaux

1	Estimation de l'impact net de Rio Tinto QMM pour la période 2004–2065	30
2	Pertes et gains en HQ prévus pour 2004–2065	32
3	Espèces animales montrant un impact négatif net en 2065	37
4	Gains non équivalents pour les espèces végétales localement endémiques	38
5	Gains non équivalents pour les espèces animales localement endémiques, en danger et en danger critique d'extinction	39

Liste des figures

1	Carte du site du projet de Rio Tinto QMM	3
2	La hiérarchie d'atténuation	13
3	Modifications prévues de la couverture de forêt	18
4	Examen des trois scénarios contrefactuels	19
5	Étendue et état de la forêt littorale sur les sites de Rio Tinto QMM en 2005	24
6	Gains et pertes en Hectares de qualité de forêt pour la période 2004–2065	33
7	Estimations de l'IPN	34
8	Gains cumulés de forêt littorale dans le temps	42
9	Sites actuels de compensation de la biodiversité	48

AVANT PROPOS

Cette présentation est destinée à fournir les données théoriques, pratiques et prévisionnelles du résultat potentiel à long-terme d'un programme de conservation de la biodiversité mené sur un site minier. « Préparer le chemin pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour les activités de Rio Tinto QMM » est une initiative commune de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) et de Rio Tinto, groupe mondial d'exploitation minière.

Rio Tinto et l'UICN ont signé un accord collaboratif de trois ans en 2010, afin de bâtir une collaboration économique permettant à Rio Tinto d'améliorer ses résultats en matière de conservation, de renforcer les capacités de l'UICN et de Rio Tinto pour adopter des approches commerciales liées à la conservation de la nature, et de contribuer à des améliorations industrielles dans les secteurs miniers et associés. En travaillant ensemble, ces deux acteurs veulent mieux comprendre les priorités et les problèmes de l'autre, s'appuyer sur les expériences et l'expertise de chacun et mettre au point des programmes et des actions qui fournissent une valeur en termes de conservation sur le terrain et contribuent à améliorer la performance – de l'UICN, de Rio Tinto et du secteur minier plus généralement.

Ce rapport s'inscrit dans le débat actuel sur l'application d'une hiérarchie d'atténuation pour gérer les risques et défis qui attendent la biodiversité et dans celui sur les compensations de la biodiversité et des unités de mesure de la biodiversité. L'UICN et Rio Tinto sont persuadés que ce débat profitera grandement d'essais théoriques et méthodologiques rigoureux sur le terrain, documentés de façon sérieuse et transparente.

L'UICN est la plus ancienne et la plus grande organisation mondiale de l'environnement. Elle compte plus de 1 200 membres, gouvernements et ONG, et près de 11 000 experts bénévoles dans quelque 160 pays. Pour mener à bien ses activités, l'UICN dispose d'un personnel composé de plus de 1 000 employés répartis dans 45 bureaux et bénéficie du soutien de centaines de partenaires dans les secteurs public, privé et ONG, dans le monde entier. L'UICN œuvre dans les domaines de la biodiversité, des changements climatiques, de l'énergie, des moyens d'existence et lutte en faveur d'une économie mondiale verte, en soutenant la recherche scientifique, en gérant des projets dans le monde entier et en réunissant les gouvernements, les ONG, l'ONU et les entreprises en vue de générer des politiques, des lois et de bonnes pratiques.

Rio Tinto est l'un des principaux groupes d'exploitation minière, présent à toutes les étapes du processus d'exploitation minière. Ses intérêts sont variés, aussi bien en termes géographiques qu'en termes de produits, et il agit sous les climats et sur les terrains parmi les plus hostiles au monde. La plupart des biens de Rio Tinto sont situés en Australie et en Amérique du Nord, mais il opère également en Europe, en Amérique du Sud, en Asie et en Afrique. Ses activités incluent l'exploitation minière à ciel ouvert et souterraine, l'exploitation d'usines, de raffineries et de fonderies ainsi que plusieurs sites de recherche et de services. Rio Tinto comprend cinq groupes de produits principaux – l'aluminium, le cuivre, les diamants & les minéraux, l'énergie et le minerai de fer, ainsi que deux groupes de soutien – Technologie & innovation et Exploitation.

Clare Verberne, Dennis Hosack et Stuart Anstee

REMERCIEMENTS

Ce rapport a été rédigé par The Biodiversity Consultancy Ltd., Cambridge, Royaume-Uni, avec des contributions de l'Équipe de biodiversité de QMM et Rio Tinto HSEC.

La première version de ce rapport a été préparée par Helen Temple (The Biodiversity Consultancy), avec des contributions de l'équipe de biodiversité de QMM (Manon Vincelette, Johny Rabenantoandro, Faly Randriatafika, Jean-Baptiste Ramanamanjato, Dominique Andriambahiny) et Jonathan Ekstrom (The Biodiversity Consultancy), rassemblées lors d'ateliers tenus à Fort Dauphin, Madagascar en janvier et février 2010. À ce stade, il s'agissait d'un document de discussion destiné à éclairer le débat avec le Comité de biodiversité de QMM à propos de ce que voulait dire dans la pratique « impact positif net » pour Rio Tinto QMM. La méthodologie et le projet de texte ont été examinés par le Comité de biodiversité de Rio Tinto QMM lors d'un atelier du 3 au 6 mai 2010 à Fort Dauphin (une journée entière a été consacrée à cette tâche). Étaient présents et ont participé au débat les membres suivants du Comité : Porter P. Lowry (Jardins botaniques du Missouri); Jörg Ganzhorn (Université de Hambourg); Alison Jolly (Université du Sussex); Rob Brett (Fauna et Flora International); Paul Smith (Jardin botanique royal de Kew); et Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society). Un certain nombre de modifications et d'améliorations importantes ont été introduites à la demande du Comité. Le document a été revu ensuite par Rio Tinto, Santé, Sécurité, Environnement et Communautés (Stuart Anstee), Rio Tinto QMM (Manon Vincelette, Johny Rabenantoandro) et The Biodiversity Consultancy (John Pilgrim, Jonathan Ekstrom). À ce stade, il a été estimé que le document pouvait être utile à différents publics extérieurs et qu'il devait faire l'objet d'une publication. En conséquence, un nouveau cycle de révision et d'amélioration a été lancé en décembre 2010, avec le Comité de biodiversité de Rio Tinto QMM et d'autres experts. Ces experts, choisis par l'UICN plutôt que par Rio Tinto QMM, étaient : Thomas Brooks (NatureServe), Sue Mainka (UICN), Dennis Hosack (UICN), Monica Barcellos-Harris (PNUE-WCMC), Leon Bennun (BirdLife International), Conrad Savy (Conservation International) et James Watson (Wildlife Conservation Society). En outre, le document a été examiné lors de la première réunion du Groupe de travail UICN-Rio Tinto sur la vérification de l'IPN (Londres, 17-18 mars 2011), auquel ont participé Stuart Anstee (Rio Tinto), Rachel Asante-Owusu (UICN), Dennis Hosack (UICN), Sally Madden (Rio Tinto), Thomas Brooks (NatureServe), Manon Vincelette (Rio Tinto), Conrad Savy (Conservation International), Simon Wake (Rio Tinto), Monica Harris (PNUE-WCMC), James Watson (Wildlife Conservation Society) et Rainer Schneeweiss (Rio Tinto). Enfin, Richard Jenkins (UICN) et Paul Racey (Université d'Exeter) ont procédé à une révision finale de ce document.

Les auteurs remercient toutes ces personnes pour leur contribution à ce rapport.

RÉSUMÉ

La mine d'ilménite de Rio Tinto au sud-est de Madagascar, exploitée par QIT Madagascar Minerals, a été choisie comme site pilote pour tester les outils destinés à atteindre et à quantifier l'IPN sur la biodiversité.

Le groupe Rio Tinto s'est engagé à atteindre un impact positif net (IPN) sur la biodiversité, une stratégie lancée lors du Congrès mondial de la nature de 2004. La mine d'ilménite de Rio Tinto au sud-est de Madagascar, exploitée par QIT Madagascar Minerals (Rio Tinto QMM), a été choisie comme site pilote pour tester les outils destinés à atteindre et à quantifier l'IPN sur la biodiversité. L'impact négatif le plus important découlant des opérations de Rio Tinto QMM est la perte de l'habitat forestier littoral sur les sites miniers de Mandena, Petriky et Sainte Luce (désignée ci-après comme « Ste Luce »). Près de 1 665 hectares (soit 3,5% des 47 900 hectares restants de forêt littorale à Madagascar) seraient perdus dans les 40 années à venir en raison de l'exploitation minière et d'autres activités connexes. Exploité par dragage, le site de Rio Tinto n'est pas une mine classique à ciel ouvert. En conséquence, la perte d'habitats s'accroîtra le long des décennies, au fur et à mesure de l'avancée progressive de la mine. L'empreinte totale directe est estimée à près de 8 000 hectares pour la durée de vie de l'exploitation minière ; cependant, la mine elle-même occupe à tout moment autour de 50 hectares (s'étendant sur près de 100 ha par an ; Rio Tinto QMM, 2001). Les activités minières de Rio Tinto QMM ont commencé en 2009. La forêt littorale a été définie comme une priorité nationale de conservation (Ganzhorn *et al.*, 2001) en raison de son étendue restreinte, de son degré élevé d'endémisme pour des espèces de flore nationales et locales (Du Puy et Moat, 1998; Dumetz, 1999), de la diversité d'espèces d'arbres (Dumetz, 1999) et de sa riche diversité faunistique (Ganzhorn, 1998; Ramanamanjato *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2005). Les forêts littorales comprises dans le site de la concession minière abritent de nombreuses espèces à aire de répartition restreinte et des espèces classées comme menacées sur la Liste rouge de l'UICN, dont 42 plantes et au moins 14 espèces d'invertébrés qui ne se trouvent nulle part ailleurs au monde.

Aux fins de la présente étude, les pertes et les gains de biodiversité ont été mesurés et des prévisions ont été faites pour la période 2004–2065 (c'est-à-dire, depuis la date de l'engagement d'atteindre l'IPN jusqu'à la date prévue de fermeture de la mine), en vue de déterminer si les activités d'atténuation actuelles et proposées de Rio Tinto QMM suffisent à atteindre l'IPN à la date de la fermeture. L'IPN a été défini (en consultation avec le Comité de biodiversité de Rio Tinto QMM) comme l'impact positif net sur la forêt littorale (mesuré en « hectares de qualité », HQ) et l'impact positif net sur les espèces hautement prioritaires (mesuré en « unités de répartition mondiale », UR).

Rio Tinto QMM met en œuvre quatre grandes catégories d'actions de conservation afin d'atténuer les impacts du projet sur les principaux habitats et espèces. Il s'agit des catégories suivantes :

- Évitement : à Mandena, Petriky et Ste Luce, des "zones d'évitement" (ZE) ont été créées. Pour Rio Tinto QMM, elles représentent un coût de près de 8% d'ilménite non exploitée, ainsi que les coûts de gestion liés à l'entretien de ces zones, qui protègent 27% de la couverture forestière de meilleure qualité se trouvant sur le gisement. L'ensemble de ces zones s'étend sur 624 ha.

- Minimisation : réduction de la probabilité ou de l'importance des impacts des activités minières ne pouvant être évités. Pour Rio Tinto QMM, il s'agit d'une variété d'activités, notamment la réduction des perturbations et des accidents ou morts d'animaux sur la route, au moyen de la sensibilisation et l'éducation des chauffeurs et le strict respect des limites de vitesse..
- Réhabilitation et restauration : remise en état de la forêt littorale dans des zones où celle-ci avait été complètement défrichée, en remplaçant la couche supérieure du sol (la terre a été stockée pendant l'exploitation minière) et en réintroduisant des espèces autochtones appropriées, produites dans la pépinière de Rio Tinto QMM. Des plans ont été établis pour la restauration de près de 225 ha dans chacun des trois sites (Mandena, Petriky et Ste Luce), ce qui représente près de 675 ha au total. Les zones de restauration seront adjacentes aux zones d'évitement, afin d'avoir un effet tampon, d'améliorer la connectivité et de faciliter la régénération et la recolonisation naturelle.
- Compensations de la biodiversité (offsets) : Rio Tinto QMM investit dans des compensations de la biodiversité pour plusieurs sites forestiers de la région, afin de réduire le taux de base de déforestation, qui est élevé. Ces compensations concernent près de 6 000 ha de forêt.

En outre, Rio Tinto QMM mène un certain nombre d'autres actions de conservation (éducation à l'environnement, renforcement des capacités, moyens de subsistance alternatifs...) afin de favoriser le développement durable dans la région et de réduire la pression humaine sur la biodiversité.

L'impact net sur les forêts littorales est estimé à +350 HQ en 2065,¹ ce qui représente un accroissement de l'étendue et de la qualité de la forêt de 13% environ, par rapport à 2004 (mesuré en HQ). En 2015, l'impact net sur la forêt littorale est estimé à +48 HQ, c'est-à-dire un accroissement de 2% par rapport à 2004. L'impact net sur l'ensemble des forêts (y compris les forêts humides de la compensation de Bemangidy²) est estimé à +1251 HQ.

La perte de forêt littorale due à des impacts directs de l'exploitation minière est estimée à -428 HQ. Le gain total de forêt littorale devrait être de +778 HQ. Le rapport gains/pertes est donc de 2 :1. Si l'on tient compte de tous les types de forêt, la perte reste constante à -428 HQ ; le gain pour tous les types de forêts (y compris la forêt humide de Bemangidy) est de +1679 HQ. Dans ce cas, le rapport gains/pertes est de 4 :1 environ.

Sur les 90 espèces terrestres à priorité élevée (54 plantes, 26 invertébrés, 10 vertébrés) prises individuellement, 83 (soit 92%) devraient parvenir à un impact positif net en 2065. Pour 59 d'entre elles, des calculs fondés sur l'aire de répartition confirment l'impact positif net; pour 24 autres espèces de plantes, les calculs fondés sur l'aire prévoient un impact négatif modéré (-1,3% à -17,9%). Rio Tinto QMM devrait donc atteindre l'IPN en 2065 par un enrichissement des zones d'évitement et de restauration (par exemple, en faisant en sorte que des espèces actuellement en

¹ Sur la base d'un taux de déforestation de référence correspondant à la moyenne nationale de Madagascar entre 1990 et 2000 environ, à savoir 0,9% par an.

² Bemangidy fait partie de la forêt de Tsitongambarika – elle est située au sein de la zone de la forêt parfois appelée « TGK III »

déclin retrouvent leur densité naturelle dans des conditions optimales³). Sept espèces animales subissent des impacts négatifs résiduels : il s'agit de quatre vertébrés, y compris le gecko *Phelsuma antanosy*, en danger critique d'extinction, pour lesquels ces impacts peuvent aller jusqu'à 5,1%, et de trois invertébrés, pour lesquels les impacts peuvent atteindre 17,9%. On ne sait pas si l'enrichissement serait faisable ou souhaitable pour ces espèces⁴ ; des recherches sont en cours pour explorer les options possibles.

Seules 32 sur les 90 espèces hautement prioritaires ont des probabilités d'atteindre l'IPN d'ici 2015, et certaines espèces pourraient subir des pertes pouvant aller jusqu'à 39% de l'ensemble de leur répartition d'ici là (les populations de trois espèces endémiques de Mandena, deux myriapodes et une plante, seraient ainsi réduites). Cet effet découle du fait que des impacts importants auront déjà eu lieu à cette date (surtout à Mandena) et que les zones de restauration n'auront pas encore la maturité suffisante pour enregistrer des gains pouvant contribuer à atteindre l'IPN.

Il convient de rappeler ici que cette analyse est essentiellement une prévision fondée sur les meilleures données disponibles. Les pertes et les gains de biodiversité devront être comptabilisés régulièrement, sur la base des mêmes principes et méthodes, et en incorporant des informations plus exactes à mesure qu'elles deviennent disponibles.

Globalement, cette analyse montre que Rio Tinto QMM pourrait être en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité à la date de fermeture de la mine, à condition que :

1. Les hypothèses sous-tendant cette analyse (taux de déforestation de référence, degré de dégradation des habitats, taux de restauration de la qualité des habitats...) soient exactes ou prudentes ;
2. Les mesures de conservation décrites ici soient mises en œuvre avec succès ;
3. Des recherches soient effectuées sur des options de conservation pour les quatre espèces de vertébrés et trois espèces d'invertébrés pour lesquelles un impact net négatif est prévu pour 2065, et que les meilleures options soient mises en œuvre en leur conférant une priorité élevée ;
4. Les investissements dans des actions de conservation se poursuivent ;
5. Une surveillance continue rigoureuse et des vérifications indépendantes soient effectuées afin de s'assurer de l'existence de gains réels pour la biodiversité.

³ A l'heure actuelle, les forêts littorales de Mandena, Petriky et Ste Luce sont assez dégradées en raison de différentes activités humaines (pas uniquement l'exploitation minière). En conséquence, pour certaines espèces (par ex. des plantes très sensibles aux perturbations et à la dégradation) il est souhaitable de viser des densités supérieures à celles qu'elles ont actuellement.

⁴ Il convient de noter que *Phelsuma antanosy* se trouve à Ambatotsirongorongo, protégé actuellement par une initiative conjointe de QMM -Wildlife Conservation Society. Les « gains » correspondant à ce site ne sont pas inclus dans les chiffres résumés présentés ici.

1 INTRODUCTION

Rio Tinto s'est engagé à atteindre un impact positif net sur la biodiversité dans les sites où il opère, une stratégie lancée lors du Congrès mondial de la nature de 2004 et réaffirmée lors du Congrès de 2008.

Le groupe Rio Tinto s'est engagé à atteindre un impact positif net (IPN) sur la biodiversité dans les sites où il opère, une stratégie lancée lors du Congrès mondial de la nature de 2004 et réaffirmée lors du Congrès de 2008 (Rio Tinto, 2008a). La mine d'ilménite de Rio Tinto située dans la région de Fort Dauphin, au sud-est de Madagascar, exploitée par QIT Madagascar Minerals (Rio Tinto QMM), a été choisie comme site pilote pour tester les outils destinés à atteindre et à quantifier le IPN sur la biodiversité. Elle comprend trois sites qui seront exploités successivement (Mandena, Ste Luce et Petriky), un nouveau port en eaux profondes et des infrastructures auxiliaires (routes, carrière, logements et zones industrielles) (**Figure 1**). L'exploitation du premier site, Mandena, a commencé en 2009. Le Plan d'action pour la biodiversité de Rio Tinto QMM s'engage formellement à atteindre un impact positif net sur la biodiversité.

L'impact négatif le plus important découlant des activités de Rio Tinto QMM est la perte de l'habitat forestier littoral sur les sites de Mandena, Petriky et Ste Luce. La forêt littorale est un habitat rare et menacé à Madagascar ; près de 90% de ce type d'habitat a déjà été détruit suite à des activités humaines (Consiglio *et al.*, 2006). Près de 1 665 hectares (3,5% des 47 900 hectares restants de forêt littorale à Madagascar) seraient perdus en raison du dragage, qui détruit non seulement la végétation mais enlève aussi le sol et la banque de graines qu'il contient.

Les forêts littorales comprises dans le site de la concession minière abritent de nombreuses espèces à aire de répartition restreinte et des espèces classées comme menacées sur la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN, dont 42 plantes et au moins 14 espèces d'invertébrés qui ne se trouvent nulle part ailleurs au monde. Le projet aura des impacts résiduels significatifs sur un certain nombre de ces espèces.

Rio Tinto QMM met en œuvre quatre grandes catégories d'actions de conservation afin d'atténuer les impacts du projet sur les principaux habitats et espèces. Il s'agit des catégories suivantes :

- **Évitement** : à Mandena, Petriky et Ste Luce, des « zones d'évitement » (ZE) ont été créées dans les gisements d'ilménite afin de protéger les tronçons de forêt littorale se trouvant en meilleur état. Ces ZE ont été incorporées officiellement dans le réseau d'aires protégées de Madagascar. Pour Rio Tinto QMM, elles représentent un coût de près de 8% d'ilménite non exploitée, ainsi que les coûts de protection de 27% de la couverture forestière se trouvant sur le gisement. L'ensemble de ces zones s'étend sur 624 ha.
- **Minimisation** : réduction de la probabilité ou de l'importance des impacts des activités minières ne pouvant être évités. Pour Rio Tinto QMM, ce volet recouvre une variété d'activités, notamment la réduction des perturbations et des accidents et morts d'animaux dues à la circulation sur les routes du site, au moyen d'activités d'éducation routière et du strict respect des limites de vitesse.

- **Réhabilitation et restauration** : remise en état de la forêt littorale dans des zones où elle avait été complètement défrichée, en remplaçant la couche supérieure du sol (stockée pendant l'exploitation minière) et en réintroduisant des espèces autochtones appropriées, produites dans la pépinière de Rio Tinto QMM. Les zones de restauration seront adjacentes aux zones d'évitement, afin d'avoir un effet tampon, d'améliorer la connectivité et de faciliter la régénération et la recolonisation naturelle.
- **Compensations de la biodiversité (offsets)** : Rio Tinto QMM investit dans des compensations de la biodiversité pour plusieurs sites forestiers de la région, afin de réduire le taux de base de la déforestation, qui est élevé. Ces compensations concernent près de 6 000 ha de forêt.

Rio Tinto QMM mène un certain nombre d'autres actions de conservation afin de favoriser la conservation de la diversité biologique et le développement durable dans la région.

En outre, Rio Tinto QMM mène un certain nombre d'autres actions de conservation (éducation à l'environnement, renforcement des capacités, moyens de subsistance alternatifs...) afin de favoriser la conservation de la diversité biologique et le développement durable dans la région. Ces actions seront essentielles afin de réduire la pression humaine sur la forêt résiduelle et permettront la restauration, des compensations de la biodiversité et des évitements en vue d'obtenir des gains de conservation.

Le présent rapport effectue une évaluation quantitative des impacts directs, actuels et prévus, de l'exploitation minière et des activités connexes sur les principaux habitats et espèces, ainsi que des gains potentiels de conservation pouvant être réalisés au moyen de la restauration des habitats et de la non-déforestation dans les zones d'évitement et de compensation. Il se propose de contribuer à répondre aux questions suivantes :

1. Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour la période 2004-2065 ?
2. Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité d'ici 2015 ?

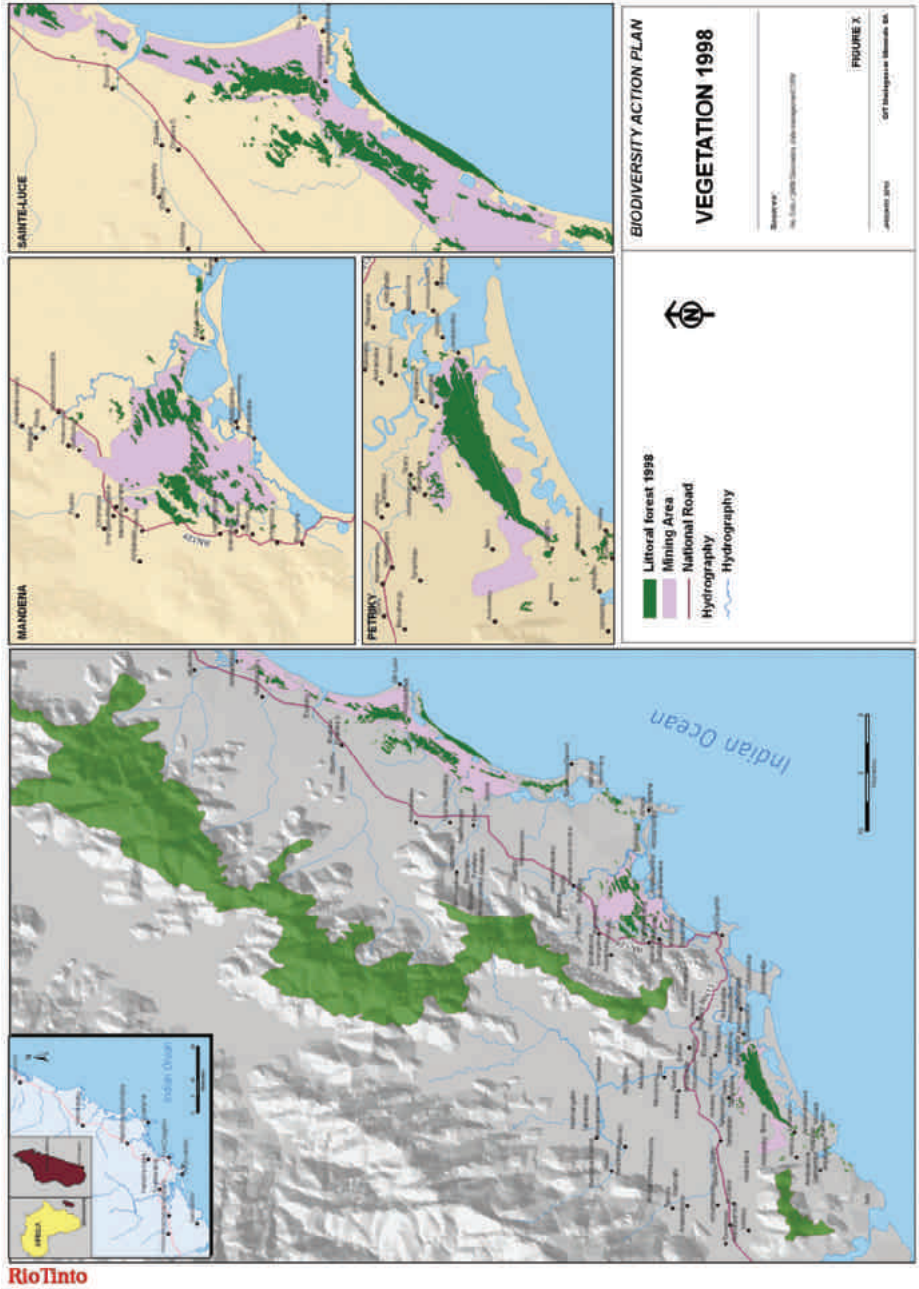
La période 2004-2065 correspond au lancement de la politique d'IPN sur la biodiversité en 2004 et à la date prévue de fermeture de la mine et du départ du site en 2065. 2015 représente un jalon intermédiaire défini dans le cadre de l'établissement des cibles de performance par Rio Tinto.

En raison de la complexité liée à la définition et au suivi d'outils de mesure de la biodiversité, il convient de noter que des jugements de valeur sont souvent nécessaires lors de la première définition des cibles destinées à atteindre l'IPN. Dans le cas de Rio Tinto QMM, la validité de ces jugements de valeur a été testée par un comité externe de spécialistes de la diversité biologique et de la conservation.⁵ Des analyses quantitatives comme celle-ci fournissent des informations et des idées utiles, mais elles ne peuvent remplacer la consultation auprès de spécialistes de la diversité biologique et des parties prenantes concernées.

⁵ Un comité consultatif sur la biodiversité a été créé en 2001 dans le but d'examiner sur le terrain la stratégie et les mesures de conservation de Rio Tinto QMM. Il est composé de spécialistes de la biodiversité ayant une grande expérience et internationalement reconnus pour la qualité de leurs recherches à Madagascar. Ses membres sont : Porter P. Lowry (Jardins botaniques du Missouri); Joerg Ganzhorn, (Université de Hambourg); Alison Jolly (Université du Sussex); Rob Brett (Fauna & Flora International); Paul Smith (Jardin botanique royal de Kew) et Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society).

Enfin, il convient de mentionner que ce rapport est axé sur des questions techniques liées à la diversité biologique car il a été commandité dans le but de répondre à ces questions spécifiques. En conséquence, il ne traite que très brièvement des communautés locales et des enjeux plus vastes du développement durable. Il ne faut en aucune façon en déduire que « pour Rio Tinto QMM, les questions liées à la biodiversité sont plus importantes que les questions sociales » ; il s'agit tout simplement des buts spécifiques du présent rapport. Il est essentiel que l'exploitation minière et les mesures d'atténuation et de compensation d'impacts soient mises en œuvre en tenant compte des besoins et des droits des communautés locales et que la situation de ces dernières n'empire pas avec la présence du projet. Face au lancement d'une exploitation minière et des compensations de la biodiversité, le risque pour les communautés locales d'être doublement pénalisées par les impacts négatifs des deux activités est bien réel (par exemple, si une collectivité dépend des ressources forestières et qu'elle a moins d'accès aux forêts à cause de la déforestation liée à l'exploitation minière et à la mise en place d'une aire protégée de type « forteresse ») (BBOP, 2009). Le but, exprimé par Rio Tinto QMM, consiste à mettre en œuvre les mesures d'atténuation et de compensation d'une façon favorable tant à la diversité biologique qu'aux communautés locales (Rio Tinto QMM, 2010).

Figure 1. Carte du site du projet de Rio Tinto QMM, avec les trois gisements (Mandena, Petriky, Ste Luce) et la couverture forestière littorale restante sur les gisements en 1998.



2 LE CONTEXTE

Ce chapitre donne un aperçu du contexte environnemental des activités de Rio Tinto QMM dans la région de Fort Dauphin, dans le sud-est de Madagascar. Elle présente aussi l'engagement d'atteindre un impact positif net pris par Rio Tinto et décrit la hiérarchie d'atténuation, un outil conceptuel utilisé entre autres, pour traiter les impacts et les mesures d'atténuation. Un grand nombre de rapports techniques, de documents scientifiques, une évaluation d'impact environnemental et social⁶ (Rio Tinto QMM, 2001), un plan d'action pour la biodiversité (Rio Tinto QMM, 2010) et une monographie de 400 pages (Ganzhorn *et al.*, 2007. *Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in south-eastern Madagascar*) ont été élaborés par Rio Tinto QMM et les nombreux scientifiques ayant travaillé sur le site minier et dans ses environs. Ce chapitre ne reproduit pas en détail toutes les informations; il présente un aperçu concis et renvoie le lecteur aux sources fournissant des éléments plus détaillés.

2.1 Contexte national et régional

2.1.1 Madagascar

Madagascar est identifié comme un « hot spot » de la biodiversité à l'échelle mondiale, en raison de la richesse et du caractère exceptionnel de sa diversité biologique, qui est fortement menacée.

Madagascar est la quatrième île au monde par son étendue (587 000 km²), équivalente à peu près à celle de la France ou du Texas. Le pays est identifié comme un « hot spot » de la biodiversité à l'échelle mondiale, en raison de la richesse et du caractère exceptionnel de sa diversité biologique, qui est fortement menacée (Mittermeier *et al.*, 2004). Madagascar compte entre 12 000 et 14 000 espèces de plantes vasculaires, dont 90% sont endémiques et présentes seulement sur un petit nombre de sites ((Mittermeier *et al.*, 2004). L'île abrite 340 espèces autochtones de reptiles, dont plus de la moitié des espèces de caméléons du monde (Raxworthy, 2003). Parmi les 222 espèces d'amphibiens, l'endémisme atteint presque 100%. Le pays est caractérisé par des taux élevés de pauvreté, d'importantes populations rurales, une agriculture de subsistance et un faible taux d'industrialisation (Vincelette *et al.*, 2007a). Il fait partie des pays les plus pauvres du monde, avec un PIB estimé à 221 \$US par habitant en 2003 et à 392 \$US en 2010 (FMI, 2011).

2.1.2 La région de Fort Dauphin

La mine est située près de la ville de Fort Dauphin, dans la région de l'Anosy, au sud-est du Madagascar. C'est l'une des régions les plus riches du pays en diversité biologique (Goodman et Ramanamanjato, 2007), mais aussi l'une des plus pauvres et isolées. 82% des habitants de l'Anosy sont au-dessous du seuil de pauvreté (1 dollar par jour) et la population de la région devrait doubler d'ici 2020 (Vincelette *et al.*, 2007a). L'économie commerciale, faiblement développée, repose sur trois grands produits (riz, sisal, langouste) et la pression sur l'environnement s'accroît en raison d'une utilisation non durable des ressources naturelles à des fins de subsistance (Vincelette *et al.*, 2007b)⁷.

⁶ Cette EIES porte sur le site de Mandena. Des EIES seront effectuées pour les autres sites (Petriky et Ste Luce) préalablement à toute activité minière.

⁷ Pour plus d'informations sur le contexte national et régional, voir l'évaluation d'impact environnemental et social (EIES) (Rio Tinto QMM, 2001) et Vincelette *et al.* (2007a).

2.2 Environnement physique

La région de Fort Dauphin est dominée par les monts Vohimena, à partir desquels une plaine côtière s'étend jusqu'à l'Océan Indien. Cette plaine est composée principalement de sables littoraux (souvent minéralisés) qui forment une succession de dunes basses aboutissant à des lagunes côtières. Le climat est chaud et humide, avec des cyclones occasionnels. La température moyenne mensuelle va de 26,9% en janvier à 20,3% en juillet. Janvier est le mois le plus humide et septembre le plus sec. La pluviosité annuelle s'accroît fortement entre Petriky au sud (le site le plus sec) et Ste Luce au nord. A Mandena, situé entre les deux, la moyenne annuelle est de 1 600 mm environ.⁸

2.3 Environnement biologique

2.3.1 Habitats

Le sud-est de Madagascar comporte une diversité significative d'habitats forestiers naturels à l'intérieur d'un relief topographique complexe, avec peu d'exemples semblables dans d'autres régions de l'île. Ces habitats comprennent des forêts littorales sur substrats sablonneux, des forêts humides allant des forêts de plaine à des formations de montagne, des forêts sèches et des buissons d'épineux. Des biotes divers sont liés à ces habitats, dont un grand nombre d'espèces et de sous-espèces localement endémiques (Rio Tinto QMM, 2001; Goodman et Ramanamanjato, 2007). La chaîne des montagnes Anosyennes, s'étendant du nord au sud, constitue une barrière importante pour les systèmes météorologiques venant de l'est. Il y a des écotones⁹ très abrupts sur le versant ouest de cette chaîne, à cause de l'effet d'ombre pluviométrique, dont l'un des plus forts connus au monde opère sur le versant ouest de la chaîne Anosyenne entre les parties I et II du Parc national d'Andohahela (Nussbaum *et al.*, 1999). Ici, la forêt humide sempervirente caractéristique des chaînes montagneuses de la côte est laisse la place, dans un espace d'à peine 5 km, aux broussailles sous-désertiques d'épineux caractéristiques du sud-ouest de Madagascar. Pour ceux qui ne connaissent pas la végétation malgache, ce serait l'équivalent du passage de la « forêt tropicale humide » à un habitat de type « broussaille » ou « maquis ». Il y a peu d'exemples au monde d'un changement de structure et de composition d'une telle importance (Goodman et Ramanamanjato, 2007).

Le sud-est de Madagascar comporte une diversité significative d'habitats forestiers naturels à l'intérieur d'un relief topographique complexe, avec peu d'exemples semblables dans d'autres régions de l'île.

2.3.1.1 Forêt littorale

La forêt littorale est l'un des habitats terrestres les plus importants se trouvant sur la zone d'exploitation minière. Les forêts littorales malgaches sont un sous-type des forêts sempervirentes humides et sous-humides formées sur des substrats sablonneux (Rabevohitra *et al.*, 1998 ; de Gouvenain et Silander, 2000). La forêt littorale comporte une diversité floristique remarquable (occupant moins de 1% de la superficie du pays, 13% de la flore native de l'île y a été observée) (Consiglio *et al.*, 2006). On pense que cette forêt littorale constituait autrefois une bande continue de 1600 km le long de la côte est de l'île ; à l'heure actuelle, il n'en reste que 10% environ sous la forme de petits fragments, 1,5% seulement faisant partie du réseau d'aires protégées (Consiglio *et al.*, 2006).

⁸ Pour plus d'informations sur la géologie, l'hydrologie et le climat dans la région de Fort Dauphin, voir Vincelette *et al.* (2007c).

⁹ Un écotone est la zone de transition écologique entre deux habitats distincts, où se superposent les aires de répartition des organismes vivant dans chacun d'entre eux.

Entre 1950 et 2005, la couverture forestière de la région de Fort Dauphin a diminué encore de 50%. Avant les transformations dues aux activités humaines, il semblerait que toute la région côtière, y compris les sites miniers, ait été recouverte de forêt littorale (Lowry et Faber-Langendoen, 1991 ; Consiglio *et al.*, 2006; mais voir Virah-Sawmy, 2009). En 1950, lorsque les premières photos aériennes de la région ont été prises, la forêt littorale était déjà fragmentée et inégale¹⁰; entre 1950 et 2005, la couverture forestière de la région de Fort Dauphin a diminué encore de 50% (Vincelette *et al.*, 2007b).¹¹ À l'heure actuelle, la zone minière est constituée de fragments de forêt littorale de taille et de qualité variables, végétation fortement dégradée, des sables nus, des terres agricoles, des zones d'habitation et des peuplements d'espèces exotiques (par ex. *Eucalyptus* spp.) et d'espèces exotiques envahissantes (par ex. *Melaleuca quinquenervia*) (Rio Tinto QMM, 2001 ; Vincelette *et al.*, 2007a; Rabenantoandro *et al.*, 2007).

En 2005, il restait 3128 ha de forêt littorale dans la zone minière (Mandena, Petriky et Ste Luce; Vincelette *et al.*, 2007b). Étant donné qu'il subsiste 47 900 ha de cet habitat dans l'ensemble de l'île (Consiglio *et al.*, 2006), les forêts de la zone minière représentent 6,5% de la superficie restante de ce type d'habitat distinct et à forte diversité floristique.

2.3.1.2 Comparaison entre les trois sites : Mandena, Petriky et Ste Luce

Dumetz (1999) a classé les trois forêts sud-orientales (Mandena, Petriky et Ste Luce) en un sous-type unique de forêt littorale sur substrat sablonneux. Chacun de ces trois sites a des caractéristiques sociales, physiques et écologiques distinctes, malgré leur étroite proximité géographique (Ingram et Dawson, 2006).

Comparé aux deux autres sites, Ste Luce comporte des tronçons relativement étendus de forêt littorale en assez bon état. Ainsi, le tronçon S9¹² montre toutes les caractéristiques d'une forêt humide dense de basse altitude presque intacte, avec près de 60% d'arbres de 12 m de hauteur ou plus, et une structure clairement stratifiée (Lowry et Faber-Langendoen, 1991 ; Rabenantoandro, 2001 ; Rabenantoandro *et al.*, 2007).

¹⁰ La part des facteurs naturels vis-à-vis des facteurs anthropiques dans ce processus fait l'objet d'un débat dans la littérature (voir par ex. Virah-Sawmy, 2009). Le paysage de la région de Fort Dauphin peut bien être naturellement une mosaïque d'habitats (Virah-Sawmy, 2009), mais il existe aussi des indications de pertes et de dégradations anthropiques préalables à l'arrivée de QMM (Vincelette *et al.*, 2007b ; Virah-Sawmy, 2009), même si elles sont potentiellement dues surtout à des immigrants venant d'autres régions de l'île plutôt qu'à la population locale et qu'elles peuvent avoir été aggravées par les activités d'exploration entreprises par QMM depuis les années 1990 (Ingram et Dawson, 2006 ; Virah-Sawmy, 2009).

¹¹ Il est possible que, plus récemment (par ex. dans les années 1990 et 2000), le taux de perte ait été aggravé par la présence du projet minier. Cependant, la comparaison des images des années 1950, 1972 et 1989 indique que la perte de couverture forestière avait été très importante dans les décennies précédentes (figures 2 et 4 de Vincelette *et al.*, 2007 ; par ex. on passe de 7000 ha environ en 1950 à environ 4500 ha en 1989).

¹² Tous les tronçons de forêt littorale à Mandena, Petriky et Ste Luce ont été cartographiés et il leur a été affecté un numéro d'identification.

À Mandena, les facteurs bioclimatiques sont presque les mêmes qu'à Ste Luce, sauf une pluviométrie légèrement inférieure. Cependant, les tronçons restants de forêt sont plus petits et en moins bon état, avec une moindre hauteur de la canopée, des diamètres plus faibles des troncs et une stratification moindre. Les différences de structure constatées à Mandena indiquent que la forêt actuelle est une forme dégradée du même type de végétation se trouvant à Ste Luce. Située à 9 km au nord de Fort Dauphin, Mandena a clairement subi un fort impact anthropique. Par comparaison avec Ste Luce, on constate à Mandena une absence frappante d'arbres appartenant à des familles exploitées pour leur bois, comme les Ébénacées, les Sapotacées et les Lauracées. Ceci est probablement l'effet d'une exploitation antérieure d'espèces ayant une valeur économique (Rabenantoandro *et al.*, 2007).

Du point de vue floristique et faunistique, Petriky peut être considéré comme une transition entre la forêt sèche et la forêt humide littorale (Rabenantoandro *et al.*, 2007). Situé à l'extrême sud de la côte est de Madagascar, Petriky comporte des espèces caractéristiques des formations humides, comme *Intsia bijuga* (Fabacées), *Homalium axillare* (Flacourtiacées), *Asteropeia multiflora* (Astéropéiacées), et *Beilschmiedia madagascariensis* (Lauracées), mais diffère des deux autres sites par la présence de taxons caractéristiques des zones sèches, dont *Oplonia vincoïdes* (Acanthacées), *Folotsia madagascariense* (Asclépiadacées), *Deinbolia boinesis* (Sapindacées) et *Cordia caffra* (Borraginacées). La faune de Petriky est aussi apparentée à celle des forêts sèches du sud-ouest de Madagascar (Ramanamanjato *et al.*, 2002). En outre, les Arécacées et les Pandanacées sont absentes de Petriky, tandis qu'elles sont prédominantes à Mandena et à Ste Luce (Rabenantoandro *et al.*, 2007).

2.3.2 Les espèces

2.3.2.1 Espèces terrestres : plantes vasculaires

Sur les 614 espèces et variétés de plantes vasculaires observées dans les forêts résiduelles de la zone minière, 83% sont endémiques de Madagascar. Sur ce pourcentage, 54% sont partagées avec les forêts humides de basse et moyenne altitude, 7% sont restreintes aux forêts littorales du sud-est de Madagascar,¹³ 6% sont limitées à de petits fragments dispersés des forêts littorales régionales situés entre Petriky et Manantenina, et 7% ne se trouvent que dans la zone minière (Rabenantoandro *et al.*, 2007).¹⁴ Le nombre d'espèces végétales strictement endémiques à la zone minière est actuellement de 42.¹⁵

2.3.2.2 Espèces terrestres : vertébrés

Près de 168 espèces de reptiles et d'amphibiens se trouvent dans la région de l'Anosy, représentant un tiers environ de l'ensemble de l'herpétofaune de Madagascar (Goodman et Ramanamanjato, 2007). 96 d'entre elles se trouvent dans la zone minière. Ste Luce est la zone la plus riche en espèces (869), suivie par Mandena (63) et Petriky (45) (Ramanamanjato, 2007).

La région de Fort Dauphin est particulièrement riche en espèces d'oiseaux, reflétant la diversité exceptionnelle d'habitats de la région de l'Anosy. Goodman *et al.* (1997)

¹³ Par exemple les forêts entre Mananjary et Fort Dauphin.

¹⁴ Voir Rabenantoandro *et al.* (2007) pour plus de détails et une liste complète des espèces de plantes vasculaires.

¹⁵ Le nombre exact change avec le temps en raison des études et des modifications taxonomiques.

La région de Fort Dauphin est particulièrement riche en espèces d'oiseaux, reflétant la diversité exceptionnelle d'habitats de la région de l'Anosy.

ont répertorié 189 espèces dans la région située au sud de Manantenina et à l'est de la rivière Mandrare, ce qui représentait 68% de l'avifaune de l'île connue à l'époque. À l'intérieur de la zone minière, Watson (2007) a trouvé 77 espèces d'oiseaux dans les fragments de forêt littorale, et Watson et al. (2005) indiquent que ces fragments abritent un assemblage unique d'espèces d'oiseaux, comprenant des espèces des forêts humides aussi bien que celles des formations d'épineux, une association unique dans l'île. Cependant, l'endémisme¹⁶ est faible dans la région : il n'y a qu'une espèce endémique régionale, le Vanga de Bluntschli *Hypositta perdita*, qui n'a pas été observé dans la zone minière (Goodman et Ramanamanjato, 2007 ; Watson, 2007).

La partie sud-est de l'île possède une riche diversité en petits mammifères, en raison de la variété d'habitats de la région et des hautes montagnes de la chaîne Anosyenne et de Vohimena. On ne connaît pas d'espèces de petits mammifères endémiques à la région de l'Anosy. A l'instar d'autres groupes d'organismes, il y a deux gradients qui montrent des taux élevés de variabilité d'espèces à l'intérieur de cette région : un gradient est-ouest entre les forêts humides et les forêts sèches, et un gradient d'altitude, notamment dans la Partie I du Parc National d'Andohahela, entre les habitats de faible altitude et les forêts sclérophylles d'altitude. Cependant, comparées à d'autres types de forêts malgaches, les forêts littorales sont pauvres en grands mammifères. La Mangouste malgache à queue annelée *Galidia elegans* et la Civette malgache *Fossa fossana*, habitantes familières de nombreux écosystèmes de l'île, sont présentes. En outre, le Fossa *Cryptoprocta ferox*, principal prédateur de l'île, a été observé à Mandena pour la première fois en 2004. Des micro- et des mégachiroptères ont été trouvés dans la zone minière. Plusieurs espèces de mégachiroptères nichent sur des sites proches de la zone minière ; on pense qu'ils sont des propagateurs importants de graines de la forêt littorale. La région comporte également un ensemble intéressant d'espèces de primates. Une variété de lémurien à aire de répartition restreinte, *Eulemur (fulvus) collaris*, est présente dans le sud-est de Madagascar et à l'intérieur de la zone minière.¹⁷

2.3.2.3 Espèces terrestres : invertébrés

Les groupes d'invertébrés observés jusqu'à présent sur le site de Rio Tinto QMM comprennent des libellules (Odonates : Schütte et Razafindraibe, 2007), des Mantidés (Schütte, 2007), des Phasmes (Phasmatodés : Schütte, 2007), des millipèdes sphériques géants (Sphaerotheridés : Wesener et Wägele, 2007; Wesener, 2009) et des Spirobolidés (Wesener et al., 2009).

D'après ces inventaires, les forêts littorales situées à l'intérieur de la zone minière à Mandena, Petriky et Ste Luce abritent une variété d'espèces d'invertébrés, dont quelques espèces endémiques ou quasi-endémiques à la zone minière.¹⁸ Ces études ont abouti à la découverte et à la description d'un certain nombre de nouvelles espèces, dont le genre *Riotintobolus*.

¹⁶ "Endémisme" se rapporte ici aux endémiques de la région de l'Anosy; voir Goodman et Ramanamanjato (2007) pour des informations plus détaillées.

¹⁷ Pour plus de détails sur les espèces de vertébrés trouvées sur les sites de QMM, voir Ganzhorn (2007) et ses références.

¹⁸ Pour certaines de ces espèces, il n'y a pas suffisamment d'études menées hors des sites miniers pour permettre de déterminer avec certitude si elles sont strictement endémiques à la zone minière ou plus répandues.

2.4 Le projet de Rio Tinto QMM

Le projet de Rio Tinto QMM a pour but d'exploiter les sables minéralisés comprenant le minerai d'ilménite, afin d'approvisionner le marché mondial en dioxyde de titane. Le titane est une composante importante des aciers et d'autres alliages ; le dioxyde de titane est le pigment blanc que l'on trouve dans la plupart des plastiques et des peintures.

Le projet de Rio Tinto QMM a pour but d'exploiter les sables minéralisés comprenant le minerai d'ilménite, afin d'approvisionner le marché mondial en dioxyde de titane. Le titane est une composante importante des aciers et d'autres alliages ; le dioxyde de titane est le pigment blanc que l'on trouve dans la plupart des plastiques et des peintures. Le projet de Rio Tinto QMM comprend trois sites qui seront exploités successivement (Mandena, Ste Luce et Petriky) pendant une période d'environ 40 à 50 ans. Un nouveau port en eaux profondes a été construit à Fort Dauphin, ainsi que des infrastructures auxiliaires : une zone industrielle portuaire, des réseaux routiers, des zones d'habitation et une carrière. L'ilménite est exploitée au moyen d'une drague placée dans des étangs artificiels, qui avance dans le minerai à mesure que l'exploitation progresse ; toute la couverture végétale et le sol sont enlevés. Près de 100 ha du gisement seront exploités chaque année ; la mine elle-même occupe près de 50 ha dans sa progression graduelle le long du gisement. Chaque partie exploitée sera réhabilitée une fois que la drague est passée à la partie suivante du gisement. L'empreinte minière totale sur l'ensemble des trois sites est de 8 000 ha environ. Le traitement du minerai est minimal et s'effectue sur place par séparation physique. Le minerai traité est transporté en camions au port pour être exporté.¹⁹

2.5 Le Comité consultatif sur la biodiversité

Un Comité consultatif sur la biodiversité a été constitué en 2001 afin d'examiner la stratégie et les mesures de conservation de la biodiversité sur le terrain. Il est composé de spécialistes de la biodiversité ayant une grande expérience et un renom mondial en raison de leurs travaux à Madagascar. Actuellement, ses membres sont : Porter P. Lowry (Jardins botaniques du Missouri) ; Jörg Ganzhorn (Université de Hambourg) ; Alison Jolly (Université du Sussex) ; Rob Brett (Fauna & Flora International) ; Paul Smith (Jardins botaniques royaux de Kew) et Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society). Pour plus d'informations, voir l'[Annexe 1](#).

2.6 Impact positif net : l'engagement de Rio Tinto

Le but de la stratégie de biodiversité de Rio Tinto consiste à atteindre un « impact positif net » (IPN) sur la biodiversité (Rio Tinto, 2004, 2008a). Il s'agit de « minimiser les impacts de nos activités et de contribuer à la conservation de la biodiversité, de façon à ce que notre présence ait des effets positifs sur une région » (Rio Tinto, 2008a). La position de Rio Tinto sur la biodiversité est incorporée dans la norme de protection et d'utilisation des sols du Groupe (Rio Tinto, 2008b). L'approche environnementale de l'entreprise est décrite dans son code de conduite *Notre approche de l'entreprise* (Rio Tinto, 2009). La stratégie pour la biodiversité a été lancée en 2004, lors du Congrès mondial de la nature de Bangkok. Depuis, M. Tom Albanese, Directeur général de Rio Tinto, a réaffirmé l'engagement vis-à-vis de l'IPN à l'occasion de plusieurs autres événements, dont le Congrès mondial de la nature de l'UICN de Barcelone (2008). La position de Rio Tinto et ses principes directeurs en matière de biodiversité sont présentés dans les [Encadrés 2 et 3](#).

¹⁹ Pour plus d'informations sur ce projet, voir l'Évaluation d'impact environnemental et social (Rio Tinto QMM, 2001) et www.riotintomadagascar.com.

L'objectif de l'IPN vise à ce que les actions de Rio Tinto aient des effets positifs sur la biodiversité qui ne se bornent pas à atteindre le point d'équilibre mais qui, de l'avis général, l'emportent sur les inévitables effets négatifs des perturbations physiques et des impacts liés à l'exploitation minière et au traitement du minerai.

Simplement exprimé, l'objectif de l'IPN vise à ce que les actions de Rio Tinto aient des effets positifs sur la biodiversité qui ne se bornent pas à atteindre le point d'équilibre mais qui, de l'avis général, l'emportent sur les inévitables effets négatifs des perturbations physiques et des impacts liés à l'exploitation minière et au traitement du minerai. Le Groupe se propose d'y parvenir de la façon suivante :

- Éviter les impacts inacceptables sur les écosystèmes.
- Réduire les impacts éventuels.
- Restaurer les écosystèmes ayant subi des impacts.
- Compenser les impacts résiduels au moyen de compensations (offsets).
- Rechercher d'autres possibilités de contribuer à la conservation environnementale sur le plan local.

Un instrument primordial pour atteindre l'IPN est la mise au point d'unités et de critères de mesure larges, simples et scientifiquement fondés pour quantifier les pertes et les gains. L'absence de ces outils de mesure a été l'une des causes principales du manque d'investissement et de motivation des promoteurs (tant du secteur public que du secteur privé) dans le domaine de la mesure et de l'atténuation complète des impacts sur la biodiversité (ten Kate *et al.*, 2004).

Encadré 1: La déclaration de position de Rio Tinto sur la biodiversité (tiré de Rio Tinto, 2008a)

Rio Tinto reconnaît que la conservation et la gestion responsable de la biodiversité sont d'importantes questions commerciales et sociétales. Notre objectif est d'exercer un impact positif net sur la biodiversité.

Nous nous engageons à tenir compte des considérations relatives à la conservation de la biodiversité dans les processus de prise de décision environnementale et sociale en vue d'obtenir des résultats en matière de développement durable. Nous acceptons que cela puisse nous amener dans certains cas à ne pas donner suite à nos projets.

Nous sommes déterminés à être le leader du secteur minier dans le domaine de la biodiversité pour jouir de l'avantage concurrentiel et de l'effet favorable sur notre réputation qu'une telle position nous apportera. Notre performance en matière de conservation et de gestion de la biodiversité constituera un atout pour notre entreprise.

Nous nous engageons à :

- identifier les valeurs de biodiversité touchées par nos activités ;
- prévenir, minimiser et atténuer les risques posés à la biodiversité tout le long du cycle économique ;
- gérer de manière responsable les terrains que nous exploitons ;
- identifier et rechercher de nouvelles opportunités de conservation de la biodiversité ;
- faire participer les communautés et d'autres interlocuteurs dans notre gestion des questions de biodiversité.

Encadré 2 : Principes directeurs de Rio Tinto en matière de biodiversité (tiré de Rio Tinto, 2008a)

- Notre objectif est d'exercer un impact positif net sur la biodiversité en minimisant les impacts négatifs de nos activités et en contribuant à la conservation de manière appropriée dans les régions où nous intervenons.
- Nous nous engageons envers la conservation des espèces menacées et endémiques et des zones de conservation hautement prioritaire, et soutenons les initiatives de conservation locales, nationales et mondiales.
- Nous chercherons à assurer l'équité et à concilier les perspectives et les idéaux différents dans les décisions et actions liées à la biodiversité.
- Nous améliorerons les résultats en matière de biodiversité par la poursuite du dialogue et l'établissement de relations et de partenariats constructifs avec les principales parties prenantes.
- Nous tiendrons compte de l'identification, de l'évaluation et de la gestion de la biodiversité dans nos processus de planification, de prise de décision et d'établissement de rapports, tout le long du cycle d'activité de nos opérations.
- Nous appliquerons les compétences et les ressources appropriées aux questions de biodiversité et, si besoin est, nous renforcerons les capacités internes et externes.
- Sous réserve des autorisations nécessaires, nous favoriserons la collecte, l'analyse et la diffusion des informations et des connaissances relatives à la biodiversité.

2.7 La hiérarchie d'atténuation (éviter, minimisation, restauration et réhabilitation, et compensations de la biodiversité)

La hiérarchie d'atténuation est un cadre conceptuel permettant d'analyser les risques et les opportunités liés à la biodiversité et de mettre au point des réponses adaptées.

La hiérarchie d'atténuation (Figure 2) est un cadre conceptuel permettant d'analyser les risques et les opportunités liés à la biodiversité et de mettre au point des réponses adaptées. Les premières variantes de cette hiérarchie ont été mises au point en 2004 environ, par Rio Tinto et d'autres acteurs. À l'heure actuelle, il s'agit d'un modèle bien établi pour la conservation et la gestion de la biodiversité par le secteur privé ; il a été adopté par un certain nombre d'initiatives gouvernementales et du secteur privé (McKenney et Kiesecker, 2010 ; TEEB, 2010). Cette hiérarchie implique que l'on doit tout d'abord chercher à éviter les impacts, ensuite les minimiser, ensuite restaurer et enfin seulement utiliser les compensations pour compenser les impacts résiduels une fois que toutes les autres options auront été mises en œuvre (ten Kate *et al.*, 2004 ; Rio Tinto, 2008a). Ce chapitre présente le sens, la portée et l'utilisation des différentes étapes de la hiérarchie d'atténuation.

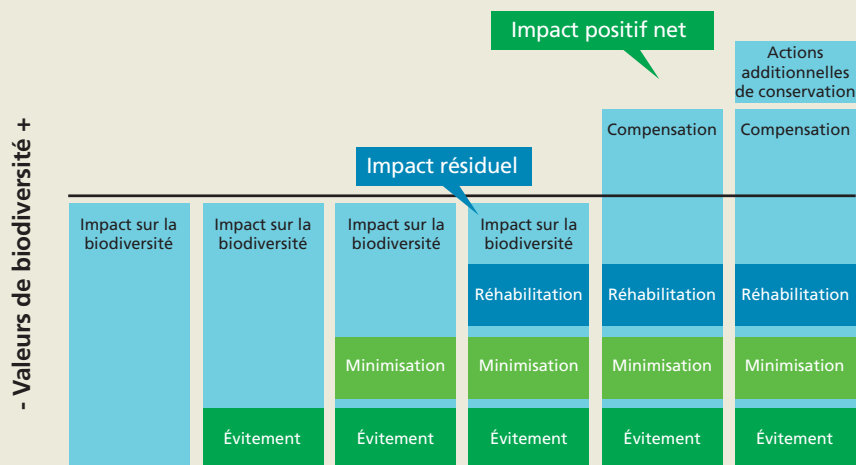


Figure 2. La hiérarchie d'atténuation. Tiré de : *Rio Tinto et la biodiversité : obtenir des résultats sur le terrain (Rio Tinto, 2008a)*.

Évitement

La période la mieux adaptée à l'évitement est celle de la mise au point du projet; il est souvent possible de mettre en œuvre des mesures d'évitement relativement peu onéreuses qui réduisent de façon significative les effets sur la biodiversité, diminuant ainsi les coûts futurs de restauration, de compensation et de fermeture des sites.

Rio Tinto (2008a) définit l'« évitement » comme des activités qui modifient la portée des impacts (les réduire, les déplacer, ou les éviter entièrement). L'évitement modifie des actions ou les empêche d'avoir lieu, prévenant ainsi leurs impacts sur la biodiversité. Il implique une décision de modifier un plan d'action normal ou attendu. Le projet de Rio Tinto d'exploitation de minerai de fer à Simandou, au sud-est de la Guinée, en est un exemple concret : pour éviter des impacts sur la forêt tropicale, des stocks de matériaux et des dépotoirs de déchets ont été transférés, principalement vers des sites de savane relativement dégradés (les habitats de savane sont courants dans la région). La période la mieux adaptée à l'évitement est celle de la mise au point du projet; il est souvent possible de mettre en œuvre des mesures d'évitement relativement peu onéreuses qui réduisent de façon significative les effets sur la biodiversité, diminuant ainsi les coûts futurs de restauration, de compensation et de fermeture des sites.

Minimisation

La « minimisation » réduit la gravité des impacts sur la biodiversité résultant des activités minières et autres activités connexes²⁰ déjà en cours. Ces actions réduisent la probabilité ou l'importance des effets sur la biodiversité, mais ne peuvent les prévenir entièrement. Il est parfois difficile de distinguer entre l'évitement et la minimisation, parce que certaines actions relèvent des deux démarches. Les améliorations du traitement des effluents des sites miniers, réduisant ainsi les effets sur les systèmes aquatiques, est un bon exemple de minimisation, tandis que la déviation des effluents hors de zones sensibles pour la biodiversité est un exemple d'évitement.

²⁰ Il s'agit de toutes les activités nécessaires pour trouver, extraire et traiter les minéraux, à toutes les étapes du cycle de vie de la mine, depuis l'exploration jusqu'à la fermeture.

Réhabilitation et restauration

La « réhabilitation » implique la mise en place de reliefs sûrs et stables sur des sites qui ont été modifiés par des activités minières et autres activités connexes, suivie d'une revégétalisation dans le but de créer un type d'habitat spécifique. La réhabilitation est important pour améliorer les fonctions essentielles des écosystèmes, comme le contrôle de l'érosion et la régulation de la qualité de l'eau. Le mot « restauration » est employé lorsqu'il s'agit de recréer un habitat similaire au type de végétation d'origine, y compris en visant des éléments de biodiversité spécifiques, comme des espèces rares²¹. La remise en état des forêts dunaires sur le site de Richards Bay, sur des systèmes dunaires sablonneux recréés (après extraction d'ilménite à partir du sable) est un exemple de tentative de restauration menée par Rio Tinto (van Aarde *et al.*, 1996). Aux fins du calcul de l'IPN, la restauration peut être prise en compte pour y parvenir²², contrairement à la réhabilitation.

Compensations

Rio Tinto s'est engagé à atteindre un impact positif net sur la biodiversité. Même avec des mesures d'atténuation optimales dans les différentes unités de l'entreprise, l'exploitation minière et les activités connexes entraîneront un certain nombre d'impacts résiduels sur la biodiversité. En conséquence, des compensations de la biodiversité sont nécessaires, à savoir des activités de conservation menées dans la région au sens large et qui auront pour effet des gains de biodiversité mesurables, destinés à compenser les pertes résiduelles, permettant ainsi d'atteindre un impact positif net à l'échelle régionale.

Les compensations n'ont pas pour but de remplacer les mesures adaptées d'évitement et de minimisation sur site; elles répondent exclusivement aux pertes résiduelles après atténuation.

Les compensations n'ont pas pour but de remplacer les mesures adaptées d'évitement et de minimisation sur site; elles répondent exclusivement aux pertes résiduelles après atténuation. Les compensations peuvent atteindre des « gains » de biodiversité de deux façons. Elles peuvent réduire les pressions et donc les pertes de biodiversité (par exemple, en diminuant les taux de déforestation de base); il s'agit alors de « compensation de perte évitée ». Ou bien elles peuvent améliorer directement l'état de la biodiversité (réintroduction d'espèces, restauration d'habitats...)

Actions complémentaires de conservation

Les « actions complémentaires de conservation » comprennent un large éventail d'activités visant à améliorer la biodiversité, mais dont les effets ou les résultats sont difficiles à quantifier en termes de gains de biodiversité. Il peut s'agir notamment de recherche scientifique, d'éducation environnementale, de renforcement de capacités et de compétences au sein d'organisations de conservation environnementale... Même si les résultats de ces actions sont difficiles à mesurer, ces actifs immatériels représentent une partie importante de la contribution de Rio Tinto à la conservation de la biodiversité, ils sous-tendent souvent la réussite d'autres actions d'atténuation et sont souvent très appréciés par les parties prenantes concernées.

²¹ Voir par exemple le Groupe de travail international sur les sciences et les politiques de la Society for Ecological Restoration (2004).

²² Une restauration partiellement réussie, ou une restauration en cours mais qui n'a pas encore atteint son but final, sera prise en compte au *pro rata* du degré de restauration des valeurs de biodiversité. A cette fin, on peut utiliser les hectares de qualité et les unités de répartition mondiale. La restauration n'est que très rarement (ou jamais) "réussie à 100%" pour ce qui est de la remise en état d'un site à l'identique de son état "naturel" précédent (ou du critère de référence retenu). Cependant, les gains de biodiversité découlant d'une tentative de restauration peuvent être quantifiés.

3 MÉTHODES

Afin d'obtenir les informations nécessaires pour déterminer si Rio Tinto QMM est en bonne voie pour atteindre l'IPN, la méthode suivante a été appliquée :

1. Définir et attribuer un ordre de priorité aux éléments de biodiversité à inclure dans la comptabilité de l'IPN.
2. Définir les unités de mesure à employer.
3. Sélectionner le scénario contrefactuel de référence servant à mesurer par comparaison les pertes et les gains.
4. Quantifier les pertes de biodiversité susceptibles d'être causées par Rio Tinto QMM pendant les périodes 2004–2015 et 2004–2065.
5. Quantifier les gains de biodiversité susceptibles d'être causés par Rio Tinto QMM pendant les périodes 2004–2015 et 2004–2065.

Chacune des cinq étapes de la méthode est présentée brièvement ci-dessous.

3.1 Définir et attribuer un ordre de priorité aux éléments de biodiversité à inclure dans la comptabilité de l'IPN

La biodiversité est complexe et peut être mesurée à plusieurs niveaux, mais il n'existe pas d'outil de mesure uniforme et remplaçable sur le plan mondial (à la différence du carbone, par exemple).

La biodiversité est complexe et peut être mesurée à plusieurs niveaux, mais il n'existe pas d'outil de mesure uniforme et remplaçable sur le plan mondial (à la différence du carbone, par exemple). A cet égard, on a tenté de définir des unités de mesure pratiques et tenant compte des impacts liés à la progression de l'exploitation minière de Rio Tinto. En conséquence, ce rapport tient compte uniquement des pertes et des gains pour les systèmes terrestres et pour les valeurs intrinsèques et d'existence de la biodiversité. Aux effets de la présente étude, il s'agit concrètement des habitats naturels et des espèces.

Les pertes et les gains pour les systèmes aquatiques et pour les valeurs de service de la biodiversité (services écosystémiques fondés sur la biodiversité, moyens de subsistance et valeurs culturelles) ont été examinés dans des rapports et des documents de débat précédents, notamment Rio Tinto (2008c) et Rio Tinto QMM (2001, 2008), et dans plusieurs études sur les systèmes aquatiques, dont celle de Jacques Whitford Inc. (2007). Les systèmes aquatiques et les valeurs de service ne seront plus traités dans l'analyse quantitative présentée dans ce document. Les mesures d'atténuation pour ces éléments de biodiversité sont décrites dans le Plan d'action pour la biodiversité (Rio Tinto QMM, 2010).

Des pertes et des gains potentiels ont été mesurés pour les éléments de biodiversité suivants :

- *Habitats* : toutes les forêts; la forêt littorale et ses sous-types (dont le type de forêt littorale de Fort Dauphin; les pertes et les gains ont été mesurés séparément pour Mandena, Petriky et Ste Luce).
- *Espèces* : toutes les espèces terrestres hautement prioritaires inscrites sur le Plan d'action pour la biodiversité (vertébrés, invertébrés et plantes à aire de répartition restreinte²³ et/ou fortement menacés²⁴).

²³ « À aire de répartition restreinte » comprend ici les endémiques et presque endémiques du site, ainsi que les endémiques possibles du site.

²⁴ « Fortement menacés » comprend ici les espèces classées comme étant En danger critique d'extinction ou En danger sur la Liste rouge de l'UICN.

Pour plus d'informations sur les méthodes de définition des éléments de biodiversité et de fixation de leurs priorités, voir le Plan d'action pour la biodiversité de QMM (Rio Tinto QMM, 2010).

3.2 Définir les unités de mesure à employer

Les « Hectares de qualité » sont l'unité de mesure utilisée par Rio Tinto pour suivre l'avancement vers l'objectif IPN au niveau mondial et du site.

Deux unités de mesure (ou « devises ») ont été employées : *Hectares de qualité (HQ)* et *Unités de répartition globale (UR)*. Les « Hectares de qualité » sont l'unité de mesure utilisée par Rio Tinto pour suivre l'avancement vers l'objectif IPN au niveau mondial et du site. Un large éventail de valeurs de biodiversité, dont les espèces menacées, les habitats rares ou les produits forestiers non ligneux, peuvent être exprimés en termes de leur quantité et leur qualité. Ainsi, 100 ha de forêt intacte compteraient comme 100 hectares de qualité (100 ha × qualité 100% = 100 HQ), tandis que 100 ha de forêt assez dégradée, à 40% de la « qualité optimale », compteraient pour 40 hectares de qualité (100 ha × qualité 40% = 40 HQ).

Les « Unités de répartition » représentent une unité nouvelle, mise au point aux fins de cette analyse, mais liée conceptuellement aux « Hectares de qualité ». Une « unité de répartition mondiale » équivaut à 1% de la population mondiale de l'espèce²⁵ (ou à 1% de son aire de répartition mondiale,²⁶ si les données relatives à la population ne sont pas disponibles).²⁷ Les unités de répartition mondiale sont calculées de la façon suivante : si une espèce a une population mondiale de 1000 individus, et que 10 d'entre eux sont tués, ce serait une perte de 1% de la population mondiale ou d'une « unité de répartition mondiale » (UR). De la même façon, si une espèce a une aire de répartition mondiale de 100 ha, et que 1 ha de cette aire totale est perdu en raison de la destruction d'habitats liée à l'exploitation minière, ce serait une perte de 1% de son aire de répartition mondiale ou d'une « unité de répartition mondiale » (UR).

L'Annexe 2 présente ces unités de façon plus détaillée.

Les pertes et les gains ont été mesurés en hectares de qualité pour tous les habitats considérés. Pour les espèces, les pertes et les gains ont été mesurés en unités de répartition mondiale. Pour un très petit nombre d'espèces hautement prioritaires, il n'a pas été possible de mesurer les gains et les pertes en UR parce que l'aire de répartition mondiale et/ou la population ne pouvaient être quantifiées. Pour ces espèces, les pertes et les gains ont été simplement mesurés en hectares.

L'unité de répartition apporte des éléments complémentaires utiles lorsqu'il s'agit de procéder à des compensations de la biodiversité et que les deux termes de la compensation ne sont pas équivalents. Le plus souvent, les compensations de la biodiversité impliquent des échanges entre des éléments équivalents (compensation égale) ou non équivalents dans le sens favorable (compensation « d'amélioration »). Ainsi, une compensation équivalente a lieu lorsque la perte de superficie d'un type d'habitat spécifique est compensée par des gains proportionnellement équivalents ou supérieurs en étendue d'un type d'habitat qui est pour l'essentiel identique à

²⁵ Calculée en nombre d'individus adultes.

²⁶ Calculée en hectares.

²⁷ Il convient de noter que ce rapport entre la répartition et la taille de la population peut s'avérer problématique pour les espèces nomades et à répartition étendue (il s'oppose à la théorie écologique relative à la population et à l'étendue de la répartition). Cependant, la présente analyse ne comprend pas d'espèces de ce genre. On trouvera un précédent pour l'établissement de ce lien dans les lignes directrices sur les zones clés pour la biodiversité (Langhammer et al., 2007, p.65).

celui perdu. La compensation « d'amélioration » s'applique par exemple lorsqu'une étendue d'habitat de faible valeur (type d'habitat très courant n'abritant aucune espèce menacée, par exemple) est compensée par une superficie plus importante d'un habitat ayant plus de valeur (type d'habitat rare abritant plusieurs espèces menacées, par exemple). Le projet Rio Tinto QMM est particulièrement complexe parce qu'il implique potentiellement des compensations non équivalentes, où les aires de compensation comportent des valeurs différentes de celles des espaces perdus, mais il n'est pas toujours possible d'affirmer objectivement que les valeurs du site de remplacement sont plus élevées.²⁸

Les valeurs relatives des différents types d'habitats ou d'éléments de biodiversité (par exemple, ce qui constitue la compensation « d'amélioration ») sont essentiellement sociétales et nécessitent de ce fait des jugements subjectifs et des consultations des parties prenantes. Dans le cas de Rio Tinto QMM, des orientations seront données par un éventail de parties prenantes, y compris (mais pas exclusivement) le Comité consultatif sur la biodiversité.²⁹

3.3 Sélectionner le scénario contrefactuel servant à mesurer par comparaison les pertes et les gains

Dans le chiffrage des gains et des pertes, un élément crucial est le scénario contrefactuel (ou scénario de référence), servant à mesurer chacun des gains et des pertes. Pour Rio Tinto QMM, cet élément est particulièrement important parce que le projet se trouve dans une zone ayant subi une forte déforestation au moins depuis les années 1950, lorsque les premières photos aériennes de la région ont été prises (Du Puy et Moat, 1998 ; Vincelette *et al.*, 2007b).

Trois scénarios contrefactuels ont été pris en considération aux fins de cette analyse :

- Pas d'exploitation minière et « pas de déforestation ».
- Pas d'exploitation minière et une « moyenne nationale » de déforestation de 0,9% par an pour tous les types de forêts, extrapolée à partir des données des années 1990–2000 environ (Tableau 4 dans Harper *et al.*, 2007).³⁰

²⁸ Ainsi, la compensation de Bemangidy est une forêt humide plutôt qu'une forêt littorale. L'objectif de QMM est un « impact positif net sur la forêt littorale », donc dans ce cas spécifique Bemangidy est une espèce de « police d'assurance » au cas où il y aurait des insuffisances d'atténuation ou de compensation ailleurs, car elle abrite un grand nombre des mêmes espèces, mais c'est aussi une compensation non équivalente.

²⁹ Ces orientations n'ont pas été nécessaires jusqu'à présent pour QMM, parce que le Comité consultatif sur la biodiversité a établi un objectif d'équivalence relativement strict et faisant obligation d'atteindre l'IPN pour (a) la forêt littorale, et (b) toutes les espèces prioritaires prises individuellement. Nous qualifions cet objectif de « relativement strict » plutôt que de « très strict » car il pourrait être allégué, par exemple, que la « forêt littorale de type Petriky » est différente de la « forêt littorale de type Mandena » (Dumetz, 1999) et qu'en conséquence, l'IPN devrait être atteint pour chacun de ces sous-types et non au niveau de l'ensemble de la forêt littorale. Cependant, le Comité, à la fin de sa réunion de mai 2010, a recommandé de mesurer l'IPN au niveau de la forêt littorale au sens large.

³⁰ Il convient de noter que nombre de données semblent montrer que les taux historiques de déforestation ne reflètent pas nécessairement les taux futurs. Dans le monde entier, un certain nombre de projets REDD (Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts, autre activité où le taux de déforestation de base est très important) ont abandonné les taux historiques de déforestation comme base de calculs, se tournant plutôt vers la densité de population, les routes, etc., pour calculer les taux futurs. Le calcul des taux de déforestation de référence est un sujet à approfondir à l'avenir, comme indiqué dans le chapitre sur les « Leçons apprises ».

- Pas d'exploitation minière et un taux de déforestation moyen estimé à 3,89% par an pour la région de Fort Dauphin, extrapolé à partir des données des années 1995–2005 environ. Pour la période 1995–2005, le taux moyen régional de déforestation a été calculé sur la base de photographies aériennes numérisées utilisant le GIS³¹.

La **Figure 3** montre les modifications prévues de la couverture forestière entre 2004 et 2065 pour les scénarios 1–3 dans les forêts restantes de Mandena, Petriky et Ste Luce. En 2004, il y avait 2289 ha de forêt littorale dans les concessions minières (Mandena, Petriky et Ste Luce), dont 1665 ha se trouvent sur la trajectoire de la mine. A l'intérieur des zones d'évitement (ZE), 624 ha de forêt littorale sont protégés.

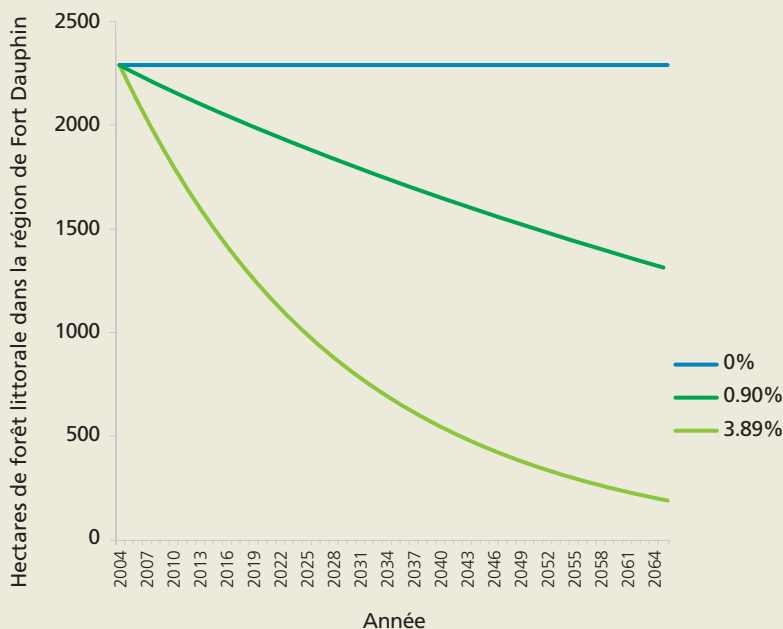


Figure 3. Modifications prévues de la couverture de forêt littorale dans les concessions minières de Rio Tinto QMM entre 2004 et 2065, selon trois scénarios de taux de déforestation annuels différents : 0% (pas de déforestation à partir de 2004), 0,9% (moyenne nationale de Madagascar) et 3,89% (moyenne régionale de Fort Dauphin).

Le scénario contrefactuel est un élément critique pour le calcul des gains et des pertes liés à l'IPN, car il détermine l'importance des pertes dont la responsabilité est imputable à Rio Tinto QMM (**Figure 4**). Le point "a" dans la **Figure 4** montre que, s'il n'y avait pas d'exploitation minière et que la déforestation continuait au taux régional de Fort Dauphin (3,89%), en 2035 il resterait une étendue de forêt moindre que les 624 ha protégés actuellement à l'intérieur des zones d'évitement.

³¹ Il faut noter que, même si l'exploitation minière n'a commencé qu'en 2009, Rio Tinto QMM opérait dans la région pendant cette période et que ses activités (construction de routes...) peuvent avoir facilité l'accès aux espaces forestiers et avoir eu pour effet indirect des taux plus élevés de perte des forêts.

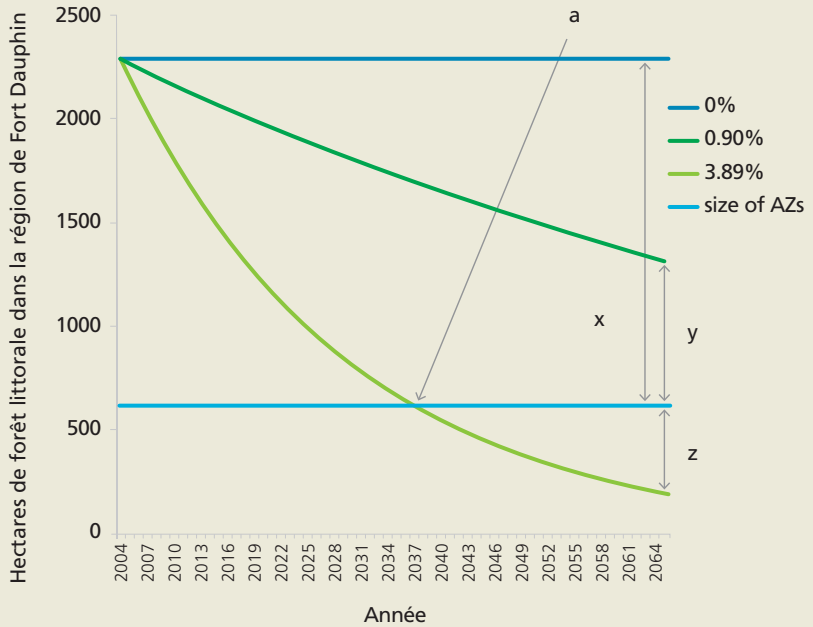


Figure 4. Examen des trois scénarios contrefactuels. La distance x montre que, à supposer qu'il n'y ait aucune mesure d'atténuation autre que les zones d'évitement (ZE), sur la base du scénario 1 (0% de déforestation annuelle), Rio Tinto QMM serait responsable de la perte de 1665 ha de forêt en 2065, c'est-à-dire l'étendue forestière totale se trouvant sur le gisement d'ilménite (2289 ha) moins les 624 ha protégés dans les zones d'évitement. La distance « y » montre que, sur la base du scénario 2 (0,9% de déforestation annuelle, la moyenne nationale), Rio Tinto QMM serait responsable de la perte de 695 ha d'ici 2065. La distance « z » montre que, sur la base du scénario 3 (3,89% de déforestation annuelle, la moyenne régionale de Fort Dauphin), Rio Tinto QMM serait responsable d'un gain net de 421 ha de forêt d'ici 2065, simplement par le biais des zones d'évitement : les ZE protègent 624 ha de forêt, tandis qu'il ne subsisterait que 203 ha en 2065 si la perte se poursuit à un rythme de 3,89% par an. Le point « a » indique le point où, dans le scénario 3, l'impact net devient positif sur la base des zones d'évitement uniquement.

Le scénario contrefactuel est un élément critique pour le calcul des gains et des pertes liés à l'IPN, car il détermine l'importance des pertes dont la responsabilité est imputable à Rio Tinto QMM.

Nous avançons que le scénario 2 (un taux de déforestation prudent équivalent à la moyenne nationale de 0,9%) est le plus adapté des trois en tant que base de comparaison pour les mesures de l'IPN. En effet, un taux de déforestation de 0% serait très peu réaliste, étant donné les taux très élevés rencontrés dans la région depuis 1950 et qui se poursuivent. Le taux régional de 3,89% n'a pas été retenu, en partie par précaution, et en partie parce qu'il est problématique d'utiliser un taux susceptible d'avoir été causé par la mine elle-même, au moins partiellement. En effet, il est possible que les activités de prospection entreprises par Rio Tinto QMM depuis les années 1990, dont la construction de routes, aient facilité indirectement la destruction et la dégradation de la forêt restante (voir notamment Ingram et Dawson, 2006; Virah-Sawmy et Ebeling, 2010). D'après les photographies aériennes prises en 1950, 1974 et 1989 (avant l'arrivée de Rio Tinto QMM), le taux de déforestation dans la région de Fort Dauphin était de 1,1% par an (Vincelette *et al.*, 2007b). En conséquence, l'adoption de la moyenne nationale 1990–2000 (0,9%) comme taux de référence est prudente par comparaison au taux historique.

En outre, certaines parties prenantes estiment qu'étant donné l'existence de nombreuses espèces de faune et de flore endémiques au site et en danger critique d'extinction, il est possible que la forêt restante aurait été classée en aire protégée dans le courant de la prochaine décennie.³² Si une aire protégée comprenant l'intégralité des sites de Mandena, Petriky et Ste Luce était mise en place en 2020, et si l'aire protégée réussissait à arrêter complètement la perte de la forêt, la couverture forestière se stabiliserait à 1213 ha (Figure 4), dans l'hypothèse d'une perte annuelle de 3,89%. Par rapport à ce scénario alternatif, Rio Tinto QMM serait responsable de la perte de 589 ha. En conséquence, ce scénario est légèrement moins prudent que le scénario 2 (sur la base duquel Rio Tinto QMM serait estimé responsable de la perte de 695 ha). Suivant la même logique mais appliquant un taux de perte de 0,9%, Rio Tinto QMM serait tenu pour responsable de la perte de 1356 ha, ce qui est plus prudent que le scénario 2, même si, dans cette hypothèse alternative, Rio Tinto QMM devrait toujours atteindre l'IPN sur la forêt littorale.³³

3.4 Quantifier les pertes d'habitats pour 2004–2015 et 2004–2065

Les pertes causées par les activités minières de Rio Tinto QMM ont été mesurées (pertes passées) et prévues (pertes futures) pour les habitats de la forêt littorale, en utilisant comme unité de mesure les « hectares de qualité ». Seuls les impacts primaires des activités minières de Rio Tinto QMM ont été quantifiés (notamment la destruction d'habitats causée directement par l'extraction minière et d'autres activités connexes, comme la construction de routes et d'autres infrastructures). Les impacts secondaires (les impacts négatifs potentiels liés à des espèces exotiques envahissantes introduites dans la région par le transport minier, ou l'accroissement de la pression anthropique sur les écosystèmes découlant d'une immigration prospective) sont difficiles à mesurer et on n'a pas tenté de les quantifier formellement. Dans ce cas particulier, vu qu'il reste très peu de forêt littorale dans la région de Fort Dauphin, elle se trouve presque intégralement sous l'influence directe de Rio Tinto QMM

³² Cet avis a été exprimé oralement par Porter P. Lowry lors de la réunion du Comité consultatif de biodiversité de QMM en mai 2010.

³³ D'après le scénario 2 (taux de déforestation de 0,9%), l'impact net en 2065 est de +350 HQ de forêt littorale. Selon le scénario alternatif d'une perte de 0,9% par an jusqu'en 2020, suivie par le classement en aire protégée des forêts de Mandena, Petriky et Ste Luce, sans plus aucune perte par la suite, l'impact positif net du projet est estimé à +190 HQ environ en 2065.

Les pertes causées par les activités minières de Rio Tinto QMM ont été mesurées et prévues pour les habitats de la forêt littorale, en utilisant comme unité de mesure les « hectares de qualité ».

(une partie des zones d'évitement, la compensation de Ste Luce ou la concession minière dans son ensemble, par exemple). Ainsi, Rio Tinto QMM a beaucoup plus d'influence sur l'ensemble de la forêt littorale de la région que dans tout autre projet minier situé ailleurs. Rio Tinto QMM a des programmes de suivi et d'atténuation des impacts secondaires, comme ceux décrits précédemment ; les mesures d'atténuation comprennent celles décrites ailleurs dans ce document, notamment des plantations d'arbres à croissance rapide pour répondre aux besoins de combustible et de bois des populations et pour alléger la pression sur la forêt littorale. En fait, le succès des zones d'évitement et des compensations repose sur la capacité de Rio Tinto QMM (en partenariat avec les populations locales, les autorités et d'autres organisations concernées) de répondre à ces impacts secondaires ; dans le cas contraire, il serait très difficile de ralentir ou d'arrêter la déforestation.

Les pertes ont été estimées en cartographiant l'étendue forestière, en évaluant l'état des forêts dans les trois concessions minières et en superposant ces cartes avec le parcours prévu de la drague et de tout autre équipement minier, à l'aide du SIG. Il n'y avait aucun index de l'état de la forêt littorale à Madagascar ; Rio Tinto QMM a mis au point une échelle à cinq catégories, sur la base d'un certain nombre de variables de la structure de l'habitat qui ont été mesurés sur le terrain, en particulier la couverture de canopée (Vincelette *et al.*, 2007b). Les cinq catégories vont de « très bon » à « extrêmement dégradé » (Figure 5). La méthodologie d'évaluation de l'état de la forêt est résumée dans le chapitre suivant (pour une description complète, voir Vincelette *et al.*, 2007b et Rabenantoandro *et al.*, 2007).

Pour le scénario 2 (pas d'exploitation minière et un taux annuel de déforestation de 0,9%, correspondant à la moyenne nationale) et le scénario 3 (pas d'exploitation minière et un taux annuel de déforestation de 3,89%, correspondant à la moyenne régionale de Fort Dauphin), les pertes ont été réajustées pour tenir compte de l'étendue de forêt qui subsisterait en 2065 selon ces hypothèses. Pour le scénario 1 (0% de déforestation annuelle), les pertes n'ont pas été réajustées.

3.4.1 Évaluation de l'état de la forêt

La méthode d'évaluation de l'état de la forêt implique la cartographie de tous les fragments résiduels de forêt littorale (sur la base de l'interprétation des photographies aériennes ou des images satellitaires les plus récentes) et l'établissement de transects pour couvrir chaque bloc forestier avec une grille de 50 x 50 m. Des points d'échantillonnage sont établis aux intersections de la grille. A chaque point d'échantillonnage, les données suivantes sont collectées : état général de la forêt ; signes de coupes (souches...) ; clairières ; zones agricoles ; feux ; et observations de la structure verticale du niveau de la canopée (supérieur, intermédiaire, inférieur). Enfin, l'observateur de terrain évalue le pourcentage de couverture de canopée au point d'échantillonnage.

Il y a une diminution progressive de la hauteur de la canopée et du diamètre des arbres à hauteur de poitrine (dhp) entre Ste Luce, Mandena et ensuite Petriky ; il s'agit d'une caractéristique naturelle de ces sites, liée aux différences climatiques (ainsi, la pluviométrie est très réduite à Petriky par comparaison avec Ste Luce ; Rabenantoandro *et al.*, 2007). En conséquence, il a été nécessaire de calibrer la méthode pour refléter ces différences intrinsèques de hauteur, et la référence (« 100% qualité optimale ») était différente pour chacun des trois sites.

L'évaluation de l'état de la forêt a été menée pour la première fois en 1998; la méthode utilisée a été vérifiée par le Jardin botanique du Missouri (MBG), les Jardins botaniques royaux de Kew (RBG, Kew) et le FOFIFA.

L'évaluation de l'état de la forêt a été menée pour la première fois en 1998; la méthode utilisée a été vérifiée par le Jardin botanique du Missouri (MBG), les Jardins botaniques royaux de Kew (RBG, Kew) et le FOFIFA³⁴ (Lowry *et al.*, 2001). L'évaluation a été actualisée et améliorée avec de nouvelles données de terrain, des images Quickbird prises en 2005, et des informations provenant d'autres études sur le niveau de dégradation d'un fragment donné, des critères dendrométriques et la composition floristique (Henderson, 1999; Ingram et Dawson, 2005, 2006; Ingram *et al.*, 2005a, 2005b).

L'analyse présentée ici est fondée sur l'évaluation de l'habitat mise à jour en 2005. **La Figure 5** montre les résultats de l'évaluation de l'état de la forêt en 2005.³⁵

³⁴ Centre National de Recherche Appliquée au Développement Rural, www.fofifa.mg.

³⁵ Veuillez noter que, dans une version précédente de cette étude, une carte correspondant à l'état de la forêt en 1998 a été incorporée par erreur. Cependant, les analyses présentées dans ce rapport, ainsi que dans ses versions précédentes, sont fondées sur les données de 2005.

3.5 Quantifier les gains d'habitats pour 2004–2015 et 2004–2065

Des gains de biodiversité mesurables peuvent être obtenus en augmentant la quantité ou la qualité (ou les deux) d'une valeur de biodiversité donnée, par exemple un type d'habitat. Dans chaque cas, l'élément crucial est *l'additionnalité* : il doit y avoir un accroissement mesurable de la qualité ou de la quantité *pouvant raisonnablement être attribué aux actions de Rio Tinto QMM*.

Trois types de gains de biodiversité sont pris en considération dans la présente analyse : **gains de qualité et déforestation évitée** dans les zones d'évitement, **restauration** des sites après l'exploitation minière, et **déforestation évitée** sur les sites de compensation de la biodiversité.

3.5.1 Restauration

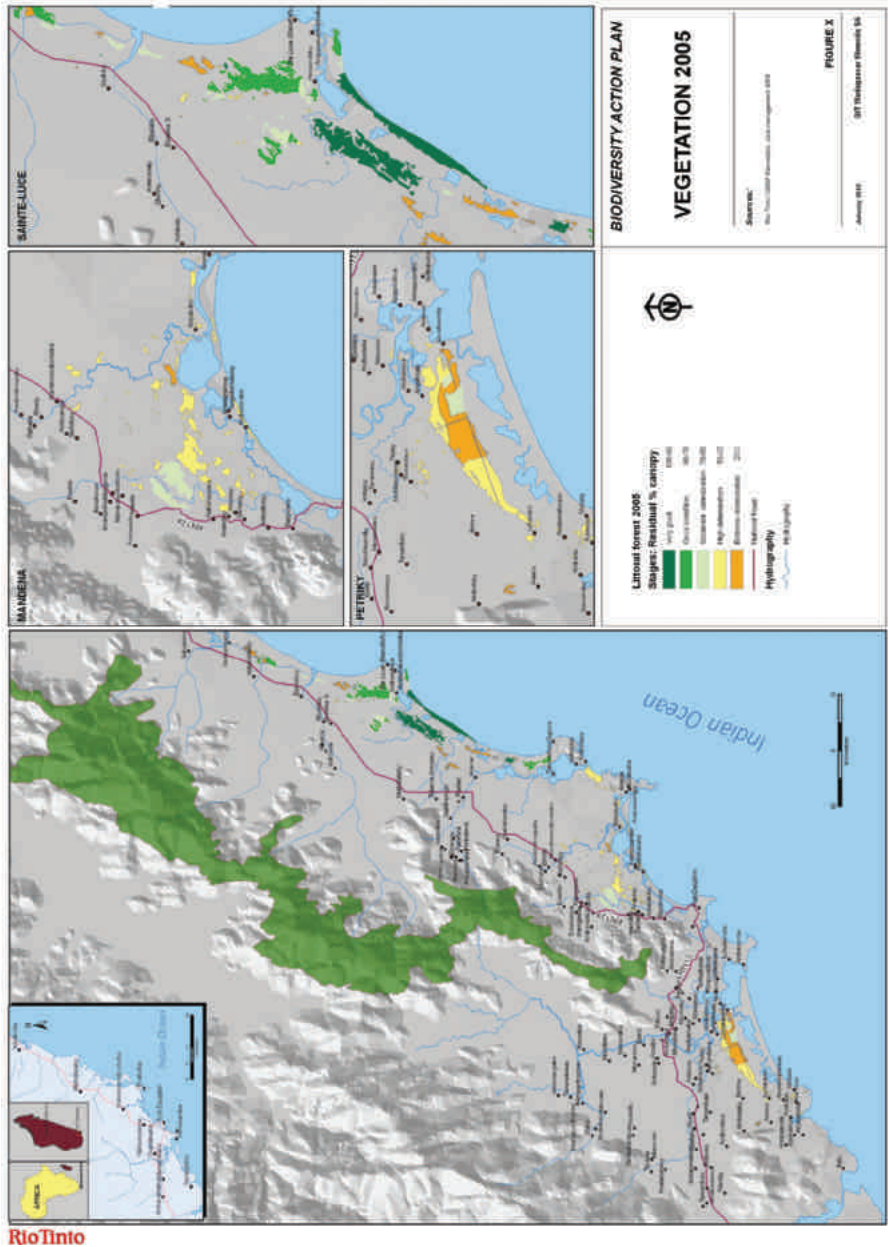
Pour Rio Tinto QMM, la restauration implique la mise en place de substituts de l'habitat naturel une fois que la phase d'extraction minière est terminée. Au sens strict, la restauration des sites exploités ne représente pas un véritable gain de biodiversité, mais elle réduit quand même la perte de biodiversité par rapport à un scénario dans lequel les sites restent en l'état après l'extraction, ou bien où l'on rend un habitat en monoculture. Cependant, pour simplifier le calcul des pertes et des gains, nous traitons la restauration après extraction comme un gain de biodiversité.

Les gains liés à la restauration ont été calculés en termes d'hectares de qualité (superficie x qualité), dans l'hypothèse qu'en 2065 les habitats auront été restaurés à 35% de la qualité optimale à Mandena, à 25% de la qualité optimale à Ste Luce et à 20% de la qualité optimale à Petriky.³⁶ Ces estimations ont été faites par rapport aux mesures de qualité de la forêt littorale mises au point par Vincelette et al. (2007b). Les prévisions relatives à la qualité future de la forêt ont été effectuées en consultation avec des botanistes des Jardins botaniques royaux de Kew et du Jardin botanique du Missouri, ainsi que ceux de Rio Tinto QMM. Les prévisions ont pris en considération les résultats des essais de restauration de terrain menés depuis 1999 (Vincelette et al., 2007d).

Ces estimations de qualité sont prudentes, eu égard à un certain nombre d'incertitudes liées à la restauration de la forêt littorale de Madagascar. Elles sont fondées sur l'hypothèse que la restauration de Mandena commencera en 2020 environ, celle de Petriky en 2030 environ et celle de Ste Luce en 2035 environ (ceci est possible parce que la mine de Rio Tinto QMM est exploitée par dragage ; la restauration peut commencer sur des sites déjà exploités tandis que l'extraction se poursuit ailleurs). Elles partent aussi de l'hypothèse que la restauration sera plus difficile à Petriky et que les gains de qualité seront plus lents (c'est l'avis des spécialistes ; Petriky est nettement plus aride que les autres sites, les arbres s'y implantent plus difficilement et leur croissance est plus lente).

³⁶ Ces hypothèses sur la qualité en 2065 sont fondées sur des discussions avec M. Vincelette, J. Rabenantoandro et F. Randriatafika (qui ont mené des essais de restauration de la forêt littorale pendant plus de 10 ans), les succès des essais de terrain jusqu'à présent, et des consultations avec des botanistes du Comité consultatif (Porter P. Lowry et Paul. Smith). L'intention est de pêcher plutôt par trop de prudence, vu qu'on n'a jamais tenté auparavant une restauration de la forêt littorale.

Figure 5. Étendue et état de la forêt littorale sur les sites de Rio Tinto QMM en 2005.³⁷



³⁷ Veuillez noter que, dans une version précédente de cette étude, une carte correspondant à la couverture et à l'état de la forêt en 1998 a été incorporée par erreur. Cependant, les analyses présentées dans ce rapport, ainsi que dans ses versions précédentes, sont fondées sur les données de l'évaluation de 2005, qui, d'après Vincelette et al. (2007) prennent en considération les travaux de Henderson (1999), Ingram et Dawson (2005, 2006) et Ingram *et al.* (2005a, 2005b).

3.5.2 Gains de qualité dans les zones d'évitement

Les zones d'évitement réduisent la quantité d'habitat perdue, en protégeant des étendues forestières situées sur le gisement qui auraient autrement été défrichées en vue de l'exploitation minière. Cependant, si Rio Tinto QMM entreprend des activités de conservation qui améliorent la qualité de la forêt littorale dans les ZE, il s'agit d'un gain de biodiversité qui peut être valablement comptabilisé comme tel.

Les zones d'évitement réduisent la quantité d'habitat perdue, en protégeant des étendues forestières situées sur le gisement qui auraient autrement été défrichées en vue de l'exploitation minière.

Bien que les zones d'évitement aient été définies de façon à protéger les habitats de meilleure qualité restant à Mandena, Petriky et Ste Luce, la qualité des habitats de chaque ZE varie considérablement et elle est souvent loin d'être excellente. En 2004, la cote moyenne de qualité était de 0,57 pour les fragments de forêt de la ZE de Mandena, de 0,39 pour la ZE de Petriky et de 0,80 pour celle de Ste Luce (Figure 5). En conséquence, il y a une marge considérable d'amélioration possible de la qualité, générant des gains en HQ. On y parviendra par une gestion adaptée des habitats et en allégeant la pression des populations humaines locales, notamment en mettant en place des plantations³⁸ d'arbres non autochtones à croissance rapide³⁹ en dehors des zones d'évitement, pour la production de charbon de bois et pour créer d'autres moyens de subsistance pour la population. Il est prévu que la cote de qualité s'accroîtra de 0,1 tous les 15 ans dans les ZE de Mandena et de Ste Luce, et de 0,05 tous les 15 ans à Petriky.^{40, 41}

3.5.3 Gains liés à la déforestation évitée (protection à long terme des zones d'évitement et compensations de la biodiversité)

La déforestation évitée (appelée aussi « perte évitée ») crée des gains de biodiversité dans les sites de compensation de la biodiversité de Rio Tinto QMM (Mahabo, Bemangidy, Ste Luce) aussi bien que dans les zones d'évitement (ZE de Mandena, Ste Luce et Petriky). Mahabo, Ste Luce, Mandena et Petriky comprennent tous des habitats de forêt littorale.

Il est important de ne pas confondre « déforestation évitée » et « évitement ». Les zones d'évitement sont essentiellement, comme leur nom l'indique, une mesure

³⁸ Ces plantations seront situées principalement dans des zones défrichées pour l'exploitation minière, après le passage de la drague (l'exploitation minière par dragage avance graduellement dans le paysage, donc il y aura de tels espaces depuis les premières étapes du projet). Nous disons « principalement » et pas « entièrement » parce que des plantations ont déjà été mises en place, vu les besoins pressants en bois des communautés locales ; leur emplacement a été choisi en tenant compte de la valeur de conservation du paysage existant ainsi que des besoins humains. Il n'y a pas eu et il n'y aura pas de défrichage additionnel de la forêt littorale pour placer ces plantations.

³⁹ Des espèces autochtones et non autochtones d'arbres (dont des espèces de la forêt littorale, des espèces d'autres régions de Madagascar, et des espèces exotiques déjà présentes dans la région de Fort Dauphin) ont fait partie des essais de réhabilitation (Rarivison et Mara, 2007; Vincelette *et al.*, 2007), mais on a finalement décidé d'utiliser des espèces non autochtones.

⁴⁰ Les taux d'amélioration de la cote de qualité ont été estimés sur la base de discussions avec M. Vincelette, J. Rabenantoandro et F. Randriatafika, tenant compte aussi de l'avancement des essais de restauration jusqu'à l'heure actuelle. Ces essais ont commencé pour de bon en 1999 (il y avait eu des observations de terrain et des expériences moins systématiques liées à la restauration de la forêt littorale depuis 1992), voir Vincelette *et al.* (2007d). Ces estimations ont été examinées et décidées d'un commun accord avec le Comité consultatif sur la biodiversité (en particulier Paul Smith [RBG Kew] et P. Porter Lowry [MBG]) lors de l'atelier qui s'est tenu à Fort Dauphin, Madagascar, en mai 2010.

⁴¹ Dans ses commentaires à propos d'une version précédente de cette étude, Paul Smith (RBG Kew) disait que l'estimation est « assez prudente, mais mieux vaut pêcher par trop de prudence ».

d'évitement : ils représentent une part importante du gisement (près de 8% de l'ilménite totale, et 27% de la forêt restante sur le gisement) qu'on renonce à exploiter pour protéger les habitats et en particulier pour sauver de l'extinction certaines espèces endémiques locales. Cependant, si Rio Tinto QMM n'avait pas pris activement des mesures pour protéger ces zones, la forêt qui s'y trouve aurait continué à décliner au même rythme rapide qu'auparavant, à cause de la pression des populations locales, en particulier pour la production de charbon de bois. En conséquence, avec le temps, cette déforestation que l'on aura évitée est effectivement un gain additionnel mesurable (dans les deux scénarios utilisant un taux de déforestation de référence de 0,9% ou de 3,89% par an ; dans le scénario de déforestation à 0% sur les concessions minières il n'y a pas de gains liés aux pertes évitées dans les ZE).

En mettant en œuvre des mesures actives de conservation dans les sites de compensation et en créant des moyens de subsistance alternatifs pour les populations locales, ce taux élevé peut décroître.

Le taux de déforestation dans la zone du projet et dans la région environnante est élevé. En mettant en œuvre des mesures actives de conservation dans les sites de compensation et en créant des moyens de subsistance alternatifs pour les populations locales, ce taux élevé peut décroître; en conséquence, l'étendue de forêt restante après un an (ou 50 ans) est plus grande qu'elle ne l'aurait été si les sites de compensation n'avaient pas été gérés de façon adaptée en vue de la conservation.

Les gains découlant de la déforestation évitée ont été estimés sur la base de l'hypothèse d'une réduction de 50% du taux de déforestation de base grâce aux activités de conservation de Rio Tinto QMM pour la période 2004–2065. Par exemple, dans le cas d'une forêt de 1000 ha qui déclinait à un taux de 2% par an avant 2004, on peut supposer une perte évitée de 10 ha la première année ((1000 ha × (0,02/2)).

Les gains ont été calculés de façon analogue aux intérêts composés sur un compte bancaire, comme suit. Les gains correspondant à la perte évitée sont :

$$G = [x \times (1-0,5y)^z] - [x \times (1-y)^z]$$

Où G = gains; x = HQ sur un site; y = taux de base de la déforestation et z = années d'intervention. Ainsi, pour la période 2004–2015 (11 années d'intervention), les gains seraient :

$$G = [x \times (1-0,5y)^{11}] - [x \times (1-y)^{11}]$$

Cependant, si sur un site les interventions ne commençaient qu'en 2011, alors pour la période 2004–2015 il y aurait huit années sans changement et trois années d'interventions pour la conservation; en conséquence, les gains seraient :

$$G = [x \times (1-y)^8 \times (1-0,5y)^3] - [x \times (1-y)^{11}]$$

Pour les zones d'évitement, qui sont gérées directement et de façon intensive par Rio Tinto QMM, il a été estimé que le taux de déforestation serait réduit de 100%, c'est-à-dire que l'on ne perdrait plus d'espaces forestiers. Pour la compensation de Ste Luce qui se trouve sous le contrôle direct de Rio Tinto QMM, à la différence des autres sites de compensation, il a été estimé que la déforestation pouvait être réduite de 75%.

3.5.4 Attribution des crédits

Un certain nombre de sites de compensation de Rio Tinto QMM sont cofinancés par d'autres organisations. Afin de s'assurer que les crédits sont affectés correctement, la règle suivante a été utilisée dans ces analyses pour calculer les gains de biodiversité imputables à Rio Tinto QMM :

Si Rio Tinto QMM est chef de file d'un projet, s'il le lance et l'entretient, 100% des crédits correspondants lui sont attribuables. En revanche, si Rio Tinto QMM se joint à un projet existant dirigé par une autre organisation et participe à son financement conjoint, les gains lui sont attribués au prorata de son investissement.

Cette règle touche les gains en proportion de l'investissement, tout en incitant à lancer des initiatives. Selon cette règle, Rio Tinto QMM peut revendiquer 100% des gains de tous les sites de compensation à l'exception de Mahabo, où des mesures de conservation avaient été lancées avec un financement des Jardins botaniques du Missouri avant la participation de Rio Tinto QMM. Dans le cas de Mahabo, les coûts annuels de gestion sont de 65 000 \$US environ, dont 63% pris en charge par Rio Tinto QMM ; en conséquence 63% des gains annuels de biodiversité sont attribuables à Rio Tinto QMM (à supposer que les mêmes pourcentages d'investissement se poursuivent à l'avenir).

3.6 Calcul des pertes et des gains relatifs aux espèces pour 2004–2015 et 2004–2065

Pour les espèces comprises dans l'analyse, les pertes et les gains ont été calculés en Unités de répartition mondiale.

Pour les espèces comprises dans l'analyse (espèces hautement prioritaires telles que définies par le Plan d'action pour la biodiversité), les pertes et les gains ont été calculés en Unités de répartition mondiale (UR). Pour la plupart des espèces, les pertes et les gains ont été calculés d'abord en hectares. Chaque espèce hautement prioritaire a reçu un code, en fonction de leur présence sur les sites suivants : Mandena, Petriky, Ste Luce Gisement, Ste Luce Zone d'évitement, Ste Luce Compensations (Ste Luce a été subdivisé ainsi parce qu'il s'agit d'un site plus étendu et que certaines espèces sont présentes, par exemple, dans le sous-secteur Ste Luce Compensations mais pas dans les deux autres sous-secteurs), Mahabo et Bemangidy. L'aire de répartition dans les concessions minières et les pertes correspondantes ont été calculées en supposant qu'une espèce est présente dans toute l'étendue de forêt sur tout site où elle apparaît.

Des estimations spécifiques de la perte prévue, fondées sur une cartographie de terrain détaillée et des estimations des populations, ont été effectuées pour quatre espèces de plantes endémiques locales à Petriky. En effet, ces espèces ayant une répartition particulièrement inégale ou restreinte, l'hypothèse générale précédemment exposée ne pouvait leur être appliquée.⁴² Des estimations spécifiques des pertes ont été faites aussi pour le gecko en danger critique d'extinction *Phelsuma antanosy*.

Pour convertir en unités de répartition mondiale les pertes et les gains exprimés en hectares, l'aire d'occupation totale (AOO) dans le monde a été estimée pour toutes les espèces. Différentes méthodes ont été utilisées pour le calcul de l'AOO selon le groupe taxonomique concerné et les informations disponibles. Pour les plantes endémiques

⁴² *Eligmocarpus cynometroides*, *Eulophia filifolia*, *Myrtus madagascariensis*, et *Peponium poissonii*. Notons cependant qu'il se peut qu'*E. filifolia* ait été trouvée récemment à Mahabo (C. Birkinshaw, commentaire personnel 2010), mais aux fins de la présente analyse elle est considérée comme une endémique locale pour plus de prudence.

locales, l'aire de répartition mondiale a été calculée sur la base de l'aire totale des sites connus pour la plupart des espèces⁴³ et d'estimations spéciales pour certaines espèces de Petriky. Pour la plupart des oiseaux, des mammifères et des amphibiens, l'« étendue d'occurrence » (EOO) a été mesurée sur la base de la superficie du polygone des cartes de répartition du SIG tirées de la Liste rouge d'espèces menacées de l'UICN (UICN, 2009), et, par déduction, l'AOO a été estimée à 10% de l'EOO (il s'agit d'une approximation grossière qui ne tiendra pas dans tous les cas ; le ratio de 10% entre l'AOO et l'EOO a été déduit des seuils établis par le Critère B de la Liste rouge de l'UICN). Pour certains oiseaux, mammifères et amphibiens, la Liste rouge de l'UICN (2009) fournit une estimation plus détaillée de l'AOO ; ces données ont été utilisées quand elles étaient disponibles. Pour les reptiles, les estimations sont fondées sur des projets de cartes fournies par R. Jenkins, élaborées en vue de l'atelier de l'Évaluation mondiale des reptiles, qui s'est tenu à Madagascar en janvier 2011. Pour un très petit nombre d'espèces hautement prioritaires, il n'a pas été possible de mesurer les pertes et les gains en UR, parce que l'aire de répartition mondiale et/ou la population ne pouvaient être chiffrées sur la base des données existantes. Pour ces espèces, les pertes et les gains ont été simplement mesurées en hectares.

⁴³ On peut certes trouver qu'il s'agit d'une utilisation trop générique du terme « aire d'occupation », qui a une définition très spécifique dans les lignes directrices de la Liste rouge, et qu'un autre terme serait plus approprié. L'intention était de donner une estimation, pour approximative qu'elle soit, de l'étendue de l'aire de répartition où l'on trouve réellement une espèce ; on sait que des mesures à large portée comme l'étendue d'occurrence surestiment en général, parfois considérablement, la superficie occupée par chaque espèce (Jetz, Sekercioglu et Watson, 2008; Rodrigues, 2011).

4 RÉSULTATS

4.1 Rio Tinto QMM est-il sur la bonne voie pour atteindre un Impact positif net sur la biodiversité pour la période 2004–2065?

4.1.1 Résumé

Les pertes et les gains de biodiversité ont été calculés de deux façons: en utilisant les « hectares de qualité » et les « unités de répartition mondiale ».

Les pertes et les gains de biodiversité ont été calculés de deux façons : en utilisant les « hectares de qualité » comme unité de mesure (pour la forêt, la forêt littorale et les sous-types de forêt littorale), et en utilisant les « unités de répartition mondiale » comme unités de mesure (pour les espèces hautement prioritaires, c'est-à-dire les espèces fortement menacées et les espèces à aire de répartition restreinte).

Trois sites de compensation ont été inclus dans l'analyse quantitative : Ste Luce Forêts, Mahabo et Bemangidy. Deux de ces sites (Ste Luce Forêts et Mahabo) ont déjà des programmes d'actions de conservation ; le troisième (Bemangidy) a un projet de plan de gestion et on attend qu'il soit confirmé comme site de compensation par Rio Tinto QMM et son Comité consultatif sur la biodiversité.

Deux autres sites (Ambatotsirongorongo et TGK I Projet de paiements directs) ont eu des projets d'actions de conservation, mais ils sont à l'étude à l'heure actuelle pour savoir s'ils doivent être maintenus comme sites de compensation à l'avenir. Dans le cas de Ambatotsirongorongo, le travail sur le site continuera à l'avenir⁴⁴, bien qu'il y ait des chances qu'il soit officiellement classé comme site d'action de conservation supplémentaire plutôt que comme site de compensation dans le cadre de la hiérarchie d'atténuation de Rio Tinto (dans ce cas, cela est lié au risque élevé que même les projets de conservation bien gérés ne génèrent pas de gains de biodiversité mesurables, à cause de la très forte pression subie par le site – Ambatotsirongorongo est très petit, fragmenté et dégradé du fait de menaces préexistantes. En conséquence, ces deux sites n'ont pas été inclus comme sites de compensation dans l'analyse quantitative présentée ici. Chacun des sites de compensation est examiné de façon plus approfondie ci-dessous.

Les pertes et les gains ont donc été calculés sur la base des hypothèses suivantes :

- Rio Tinto QMM maintiendra trois sites de compensation : Mahabo, Bemangidy et Ste Luce Forêts.
- 225 ha seront restaurés respectivement à Mandena, Petriky et Ste Luce, soit 775 ha au total.
- Les zones d'évitement de Mandena, Petriky et Ste Luce seront maintenues et améliorées.⁴⁵

⁴⁴ Rio Tinto QMM contribue actuellement à deux projets à Ambatotsirongorongo : un projet de gestion des ressources naturelles avec le PNUD et l'ONG locale FAFABI, et un plan de gestion pour la préservation du gecko *Phelsuma antanosy*, une espèce En danger critique d'extinction, avec l'organisation Fauna & Flora International et l'ONG nationale Voakajy.

⁴⁵ « Améliorées » renvoie à une amélioration qualitative plutôt qu'à un accroissement de l'étendue. Il peut s'agir par exemple de plantations d'enrichissement d'espèces végétales hautement prioritaires, là où les botanistes spécialisés l'estimeront approprié.

En outre, un certain nombre d'analyses de l'impact de l'abandon de certains projets ont été menées, afin de déterminer l'impact sur l'IPN d'un échec total ou partiel de la restauration ou des compensations (par exemple, en enlevant de l'analyse la composante compensations ou en réduisant considérablement l'importance des gains projetés, pour voir si l'IPN peut encore être atteint sur la base des gains de restauration et des zones d'évitement uniquement). Rio Tinto QMM n'envisage pas un échec de la restauration, des zones d'évitement ni des sites de compensation, mais il est important de tenir compte de cette possibilité dans les prévisions, pour établir des tampons permettant d'obtenir l'IPN même en cas d'échec partiel.

Sur la base du portefeuille de compensations, de restauration et de zones d'évitement décrit précédemment, pour la période 2004 à 2065 (2065 étant la date prévue de fermeture de la mine), Rio Tinto QMM devrait avoir un impact positif net sur les forêts en général et sur la forêt littorale en particulier.

La perte de forêt littorale causée par les impacts directs de l'exploitation minière est estimée à -428 HQ. Le gain total de forêt littorale est estimé à +778 HQ. En conséquence, l'impact net est positif, de +350 HQ, et le ratio gain/perte (ou compensation/impact) est d'environ 2 : 1. Pour l'ensemble des types de forêt, la perte reste constante à -428 HQ ; le gain pour tous les types de forêts (y compris la forêt humide de Bemangidy) est de +1679 HQ. Dans ce cas, le ratio gain/perte (ou compensation/impact) est d'environ 4 : 1. Ces données sont particulièrement importantes à la lumière du débat sur les multiplicateurs dans le cadre des compensations de la biodiversité (Groupe de travail consultatif sur les multiplicateurs du BBOP, 2008)

Pour ce qui est des unités de répartition mondiale, il devrait y avoir un impact positif net sur toutes les plantes hautement prioritaires (54 espèces/54) et pour la plupart des animaux hautement prioritaires (29/36) pendant la même période.

En conséquence, pour atteindre partout un impact positif net en 2065, des recherches et des actions urgentes sont nécessaires afin d'atténuer les impacts résiduels sur les sept espèces de faune restantes, en même temps que des efforts pour assurer une mise en œuvre permanente des mesures actuelles d'atténuation pour le reste des espèces et des habitats de la région.

Tableau 1. Estimation de l'impact net de Rio Tinto QMM pour la période 2004–2065, sur la base du scénario 2 (taux de déforestation annuelle de 0,9%, équivalent à la moyenne de Madagascar).

		2004-2065
Hectares de qualité	1. Toutes les forêts	+1 251
	2. Forêt littorale	+350
	3. Forêt littorale de Fort Dauphin (y compris Mandena, Petriky, Ste Luce; hors Mahabo)	+216
Unités de répartition mondiale	1. Toutes les espèces hautement prioritaires	83/90 positif
	2. Flore prioritaire uniquement	54/54 positif
	3. Faune prioritaire uniquement	29/36 positif

4.1.2 Impacts sur les habitats – Hectares de qualité

4.1.2.1 Résultats pour 2004–2065

Les résultats de ces prévisions relatives à l'IPN montrent qu'en termes d'hectares de qualité, Rio Tinto QMM devrait avoir un impact positif net pour la période 2004–2065, sur la base prudente d'un taux de déforestation annuelle de 0,9%, équivalent à la moyenne de Madagascar. L'impact net devrait être positif pour la forêt littorale (Mandena, Petriky, Ste Luce et Mahabo; **Tableau 2, Figure 6**) aussi bien que pour l'ensemble des types de forêts (c'est-à-dire en incluant les forêts humides de la compensation de Bemangidy) (**Tableau 2, Annexe 3**).

L'impact net sur la forêt littorale est estimé à +350 HQ en 2065 (**Tableau 2**), c'est-à-dire un accroissement de 13% par rapport à 2004, lorsqu'il y avait au total 2747 HQ de forêt littorale à Fort Dauphin (Mandena, Petriky et Ste Luce) et à Mahabo, pris ensemble.

Le résultat est semblable si l'analyse est fondée sur des hectares de forêt littorale plutôt que sur des hectares de qualité : dans ce cas, en 2065, l'impact net est un accroissement de 205 ha (+5% par rapport à la couverture forestière de 2004, qui était de 4352 ha à Fort Dauphin et Mahabo).

Comme on voit dans la **Figure 6**, des gains similaires en termes d'HQ découlent de la restauration (dans son ensemble), des gains de qualité dans les zones d'évitement (dans leur ensemble) et des pertes évitées dans les compensations de Ste Luce et Mahabo. A Bemangidy, les gains prévus sont nettement plus importants ; cependant, comme il s'agit d'une forêt humide, il ne s'agit pas d'une compensation en équivalence pour la forêt littorale (même s'il y a un chevauchement significatif d'espèces entre les deux, avec près de 50% pour les plantes : Rabenantoandro *et al.*, 2007).

Sur la base des résultats par site présentés dans le **Tableau 2**, on peut calculer la position nette pour tout site ou combinaison de sites. Ainsi, Petriky seul (différent de Mandena et Ste Luce, voir 3.3.1.2), aurait un impact net de -9 HQ en 2065. En prenant Mandena, Ste Luce et Petriky ensemble, hors Mahabo (ce qui peut être correct du point de vue de la conservation ; Dumetz, 1999, a classé ces trois forêts comme un type unique de forêt littorale sur substrat sableux), l'impact net en 2065 serait de +216 HQ.

Tableau 2. Pertes et gains en HQ prévus pour 2004–2065 pour chaque catégorie de gain et de perte et par type de forêt, sur la base du scénario contrefactuel 2 pour la région de Fort Dauphin (taux de déforestation annuelle de 0,9%, équivalent à la moyenne de Madagascar).

Type de gain/perte	Site	HQ de forêt perdus/gagnés	Hectares de forêt perdus/gagnés
PERTES	Mandena mine	-23	-208
PERTES	Petriky mine	-98	-425
PERTES	Ste Luce mine	-307	-417
GAINS DE RESTAURATION	Mandena restauration	79	225
GAINS DE RESTAURATION	Petriky restauration	45	225
GAINS DE RESTAURATION	Ste Luce restauration	56	225
PERTES EVITEES ZE	Mandena Evitement	56	97
PERTES EVITEES ZE	Petriky Evitement	20	51
PERTES EVITEES ZE	Ste Luce Evitement	92	116
AMELIORATION QUALITE ZE	Mandena Evitement	92	0
AMELIORATION QUALITE ZE	Petriky Evitement	24	0
AMELIORATION QUALITE ZE	Ste Luce Evitement	56	0
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Ste Luce Compensations	124	147
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Mahabo (forêt littorale)	134	168
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Bemangidy (forêt humide)	901	1001
Total tous types de forêts		1251	1206
Total forêt littorale de Fort Dauphin		216	37
Total types habitat forêt littorale (Mandena, Petriky, Ste Luce et Mahabo)		350	205

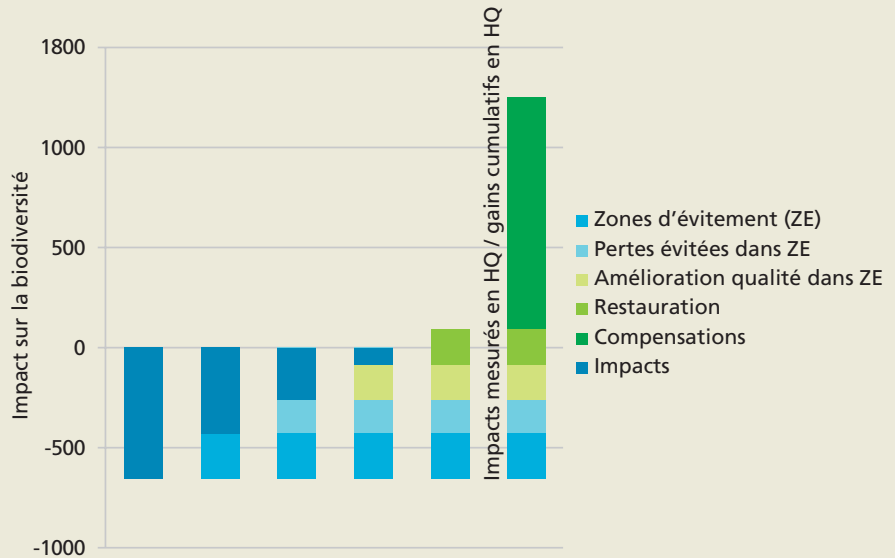


Figure 6. Gains et pertes en Hectares de qualité de forêt pour la période 2004–2065. Il faut noter que les « compensations » comprennent les compensations de forêt littorale de Ste Luce et Mahabo (+259 HQ) et aussi la compensation de forêt humide de Bemangidy (+901 HQ).

4.1.2.2 Scénarios alternatifs

Comme il a été indiqué dans le chapitre sur les méthodes, l'hypothèse relative au taux de déforestation de référence utilisé pour la région de Fort Dauphin a une incidence considérable sur le résultat des analyses d'IPN. La moyenne nationale de Madagascar pour 1990-2000 environ (taux annuel de déforestation de 0,9%) a été retenue comme l'hypothèse la plus prudente et adaptée pour prévoir et mesurer la performance de Rio Tinto QMM à l'égard de l'objectif d'IPN.

L'hypothèse relative au taux de déforestation de référence utilisé pour la région de Fort Dauphin a une incidence considérable sur le résultat des analyses d'IPN.

Cependant, afin de comprendre pleinement les conséquences du choix de ce taux, d'autres taux de référence ont été analysés à des fins de comparaison. Les HQ de forêt littorale ont été calculés sur la base de trois scénarios différents : 0%, 0,9% (moyenne nationale) et 3,89% (moyenne régionale de Fort Dauphin 1995–2005). La méthode utilisée était la même dans chaque cas (voir l'Annexe 3; pour recalculer l'IPN pour différents scénarios, le taux de déforestation de référence pour Mandena, Petriky et Ste Luce a été modifié ; toutes les autres variables sont restées inchangées). En outre, un scénario de 0,1% a été calculé pour éclairer le rapport entre l'IPN et le taux de déforestation, qui n'est pas linéaire (Figure 7).

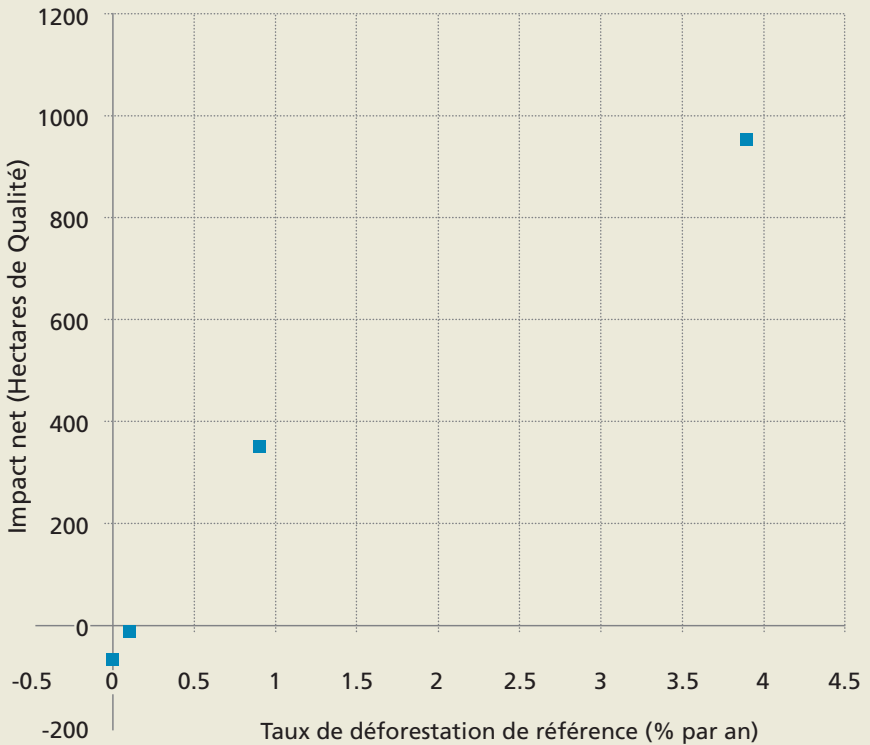


Figure 7. Estimations de l'IPN (impact net pour 2004–2065) sur la base de différents taux présumés de déforestation annuelle (0%, 0,1%, 0,9%, 3,89%) pour la région de Fort Dauphin.

Comme il est indiqué dans la **Figure 7**, l'impact net entre 2004 et 2065 est négatif (-68 HQ) si le taux de déforestation pour la région de Fort Dauphin est fixé à zéro. Cela représente, en HQ de forêt littorale, une réduction de 2% par rapport à 2004. Cependant, dès que l'on suppose, en l'absence de Rio Tinto QMM entre 2004 et 2065, un certain degré, même faible, de perte de forêt, (entre 0,1% et 0,2%; le point juste au-dessous de l'axe x sur la **Figure 7** est fondé sur un taux de déforestation de 0,1%), l'impact net devient positif. Avec le taux de déforestation régional mesuré entre 1995 et 2005 (3,89%), le projet Rio Tinto QMM aurait un impact positif significatif (952 HQ, soit un accroissement de 35% par rapport aux HQ de forêt littorale en 2004).

4.1.2.3 Risque d'échec des compensations ou de la restauration

Un certain nombre d'analyses de retrait de certaines activités ont été menées afin d'examiner l'impact sur l'IPN en 2065 d'un échec total ou partiel des compensations ou de la restauration, dans le cas où elles ne parviendraient pas à obtenir des gains mesurables. Ce serait le cas, par exemple, si, en raison de facteurs extérieurs se trouvant hors du contrôle de Rio Tinto QMM, les taux de déforestation sur les compensations hors site restent aussi élevés qu'en 2004 (il peut s'agir, par exemple, de graves problèmes politiques ou socio-économiques empêchant Rio Tinto QMM et ses partenaires de réduire la déforestation malgré leurs efforts). Concernant la

restauration, aucune autre organisation n'a tenté jusqu'à présent de restaurer des forêts littorales et, malgré les importants investissements de Rio Tinto QMM en matière de recherche et d'essais de restauration depuis 10 ans, et leurs progrès, il existe toujours le risque que la restauration ne produise pas les gains prévus par la présente étude, même estimés de façon prudente. Toutes les analyses de retrait étaient fondées sur une base de référence mobile et prudente (taux annuel de déforestation de 0,9%, la moyenne de Madagascar).

Si la restauration échoue entièrement, l'impact net en 2065 est estimé à +170 HQ de forêt littorale (un gain de 6% par rapport à 2004). Si les deux compensations hors site (Mahabo et Bemangidy) échouent, l'impact net en 2065 est estimé à +216 HQ de forêt littorale (un gain de 8% par rapport à 2004).

En revanche, si tant la restauration que les compensations échouent complètement, et que seules les zones d'évitement réussissent, le projet aurait un impact négatif net de -88 HQ (une perte de 3%).

4.1.3 Impacts sur les espèces – Unités de répartition mondiale

4.1.3.1 Résultats pour 2004–2065

Les gains et les pertes de biodiversité ont été calculés aussi en termes d'unités de répartition mondiale (UR) pour les espèces hautement prioritaires. Il s'agit essentiellement d'une extension de la méthode des hectares de qualité (HQ), qui ajuste les gains et les pertes en termes du pourcentage de la taille de la population ou de la superficie totale de l'aire de répartition. Toutes les analyses des espèces hautement prioritaires sont fondées sur la base de référence du scénario 2 (taux annuel de déforestation de 0,9%, la moyenne de Madagascar).

Sur les 90 espèces terrestres hautement prioritaires 83 devraient faire l'objet d'un impact positif net en 2065.

Sur les 90 espèces terrestres hautement prioritaires (54 plantes, 26 invertébrés, 10 vertébrés; voir annexes 4 et 5), 83 (92%) devraient faire l'objet d'un impact positif net en 2065. Pour 59 de ces espèces, les calculs d'aire de répartition prévoient l'obtention de l'IPN. Pour 24 autres espèces végétales, les calculs d'aire de répartition prévoient un impact négatif modéré (-1,3% à -17,9%) mais ils indiquent aussi que l'IPN peut être atteint d'ici 2065 par le biais de l'enrichissement des ZE et des zones de restauration (par exemple, en plantant des espèces à une densité un peu plus élevée que celle naturelle).⁴⁶ À mesure que Rio Tinto QMM progresse vers l'obtention de l'IPN dans les années et les décennies à venir, les gains relatifs aux espèces végétales prioritaires seront mesurés en termes d'UR fondées sur la taille de la population, ce qui permet de comptabiliser les gains découlant de l'enrichissement.

Sept espèces animales montrent des impacts résiduels négatifs : pour quatre vertébrés (deux amphibiens et deux reptiles, dont le gecko en danger critique d'extinction *Phelsuma antanosy*) les impacts négatifs résiduels peuvent aller jusqu'à 5,1%, et pour trois invertébrés (tous des myriapodes), les impacts négatifs résiduels peuvent

⁴⁶ Une partie de la forêt de Mandena, Petriky et Ste Luce étant déjà dégradée avant l'arrivée de QMM, on estime probable que certaines espèces végétales prioritaires (notamment les espèces de stades tardifs de la succession nécessitant une canopée fermée) ont aujourd'hui une densité moindre que dans des conditions optimales. En conséquence, une « plantation enrichie » accroissant la densité des espèces prioritaires dans les ZE et dans les zones de restauration représenterait une restauration de l'habitat à son état optimal, plutôt que la création d'un paysage artificiel. En cette matière, QMM bénéficie du conseil de spécialistes de la conservation de plantes *in situ* et *ex situ* des jardins botaniques de Kew et du Missouri.

atteindre 17,9% (Tableau 3). On ne sait pas si l'enrichissement ou la conservation *ex situ* seraient viables pour ces espèces. Des recherches sont en cours pour explorer les différentes options permettant d'atteindre l'IPN pour *Phelsuma antanosy*.

Dans la plupart des cas, l'obtention de l'IPN pour des espèces hautement prioritaires spécifiques dépend du succès des actions de restauration. Des restaurations ciblées seront nécessaires, car il n'est pas sûr que les espèces colonisent naturellement les zones de restauration. La propagation de 27 espèces végétales prioritaires (sur 54 au total) se fait en pépinière ; ce sera le cas pour la totalité dans un avenir proche ; dans les années à venir, il faudra suivre attentivement la propagation et la plantation de toutes les espèces végétales hautement prioritaires (dans les zones d'évitement par exemple ; un grand nombre d'entre elles sont des espèces de stades tardifs de la succession écologique et ne peuvent donc être plantées dans les zones de restauration avant de nombreuses années ; il est recommandé de faire des essais dans les zones d'évitement pour déterminer précocement d'éventuels problèmes).

Des mesures de conservation ex situ telles que banques de semences et création de peuplements dans des jardins botaniques, seront nécessaires pour toutes les espèces végétales hautement prioritaires.

Des mesures de conservation *ex situ* (banques de semences, création de peuplements dans des jardins botaniques...) seront nécessaires pour toutes les espèces végétales hautement prioritaires. À l'heure actuelle, 17 espèces (soit 31 %) sur les 54 hautement prioritaires sont conservées dans des banques de semences, le but étant de stocker dans des banques les graines de toutes les espèces végétales hautement prioritaires d'ici 2015 (Rio Tinto QMM, 2010). Certaines actions *ex situ*, comme les banques de semences, représentent une sorte de « police d'assurance » ; d'autres, comme la création de peuplements dans des jardins botaniques, peuvent générer des gains mesurables en UR lors de la réintroduction à l'état naturel. Ces mesures contribueront à assurer un impact positif net sur toutes les espèces, en particulier celles pour lesquelles les prévisions d'IPN prévoient des pertes résiduelles dans les populations sauvages en 2065. Un principe général en matière de conservation établit que la conservation *ex situ* ne doit pas remplacer la conservation *in situ*, même s'il s'agit souvent d'une composante essentielle des stratégies de conservation pour des espèces menacées ou très rares. Les gains de biodiversité *ex situ* et *in situ* n'étant pas les mêmes, Rio Tinto QMM comptabilisera ces gains séparément lors du suivi de sa progression vers l'IPN.

Une surveillance continue et des essais complémentaires sont requis pour déterminer si les espèces animales hautement prioritaires coloniseront naturellement les zones de restauration ou si des mesures actives (transfert, élevage en captivité et réintroduction dans la nature...) seront nécessaires et seraient efficaces. Pour *Phelsuma antanosy*, la perte résiduelle potentielle est de 5,1 % de sa population mondiale ; des recherches plus approfondies doivent être menées pour définir les mesures de conservation les mieux adaptées à cette espèce, encouragées par Rio Tinto QMM par le biais d'un projet de Plan de gestion mené avec Fauna & Flora International et l'ONG nationale Voakajy. L'espèce est protégée dans la forêt Ambatotsirongorongo grâce à une initiative conjointe Rio Tinto QMM-Wildlife Conservation Society⁴⁷ Le site était toutefois déjà très petit et dégradé, et des recherches sont nécessaires pour déterminer si la population locale peut être viable sur le long terme. Les « gains » correspondant à Ambatotsirongorongo ne sont pas inclus dans les chiffres résumés pour *Phelsuma antanosy* présentés ici.

⁴⁷ La Wildlife Conservation Society n'est plus aussi active à Ambatotsirongorongo qu'elle l'était auparavant. Cependant, Rio Tinto QMM maintient son implication dans le site sous forme de deux projets ; un projet de gestion des ressources naturelles avec le PNUD et l'ONG locale FAFIFI, et un plan de gestion pour le gecko *Phelsuma antanosy*, une espèce En danger critique d'extinction, avec Fauna & Flora International et l'ONG locale Voakajy.

Tableau 3. Espèces animales montrant un impact négatif net en 2065

Groupe	Espèce	Catégorie de la Liste rouge*	Impact net (UR)
Amphibiens	Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus sp. nov.	NE	-1,6
Amphibiens	Madecassophryne truebae	EN	-0,3
Reptiles	Pseudoxyrhopus kely	EN	-3,0
Reptiles	Phelsuma antanosy	CR	-5,1
Sphaerotheriidae	Zoosphaerium alluaudi	NE	-17,9
Sphaerotheriidae	Sphaeromimus splendidus	NE	-12,7
Spirobolidae	Alluviobolus laticlavus	NE	-17,9

*NE = Non évalués, EN = En danger, CR = En danger critique d'extinction

Pour l'ensemble des espèces hautement prioritaires (pour les résultats spécifiques par espèces, veuillez vous reporter au début de ce chapitre), on prévoit un gain net de +1256 UR. Si l'on tient également compte des espèces végétales et animales endémiques à des sites et en danger critique d'extinction présentes sur les sites de compensation mais pas sur les concessions minières, on trouve des gains additionnels de +493 UR (+60,3 UR pour les animaux et +432,7 UR pour les plantes; **Tableaux 4 et 5**). Il s'agit de 19 espèces végétales avec des gains de 10 à 25 UR et de six espèces de vertébrés avec des gains de 1 à 25 UR (**Tableaux 4 et 5**). Pris dans son ensemble, le projet aurait ainsi pour résultat un gain de près de 1750 UR pour les espèces prioritaires identiques et non identiques. Les pertes et les gains nets pour l'ensemble des espèces hautement prioritaires sont présentés à titre illustratif et pour mettre en lumière les avantages complémentaires des sites de compensation pour des espèces hautement prioritaires qui ne sont pas présentes dans la zone minière de Rio Tinto QMM. Il ne faut en aucun cas en conclure qu'une espèce peut être échangée contre une autre espèce.

Si la restauration échoue complètement à créer des gains mesurables pour l'une quelconque des espèces hautement prioritaires, il y aurait un déficit de -1426 UR. Les gains non équivalents de +493 UR à Mahabo et Bemangidy assurent un effet tampon partiel mais insuffisant en cas d'échec complet. Si on accroît l'étendue de la compensation à Bemangidy (par exemple, des 4 000 ha actuellement proposés à près de 10 000 ha), l'effet tampon serait plus important, mais il ne faut pas oublier qu'il ne s'agit pas de compensations entre des termes équivalents. Des mesures de conservation ex situ contribueront aussi à amortir les pertes et à avoir un recours en cas d'échec. Rio Tinto QMM a l'intention de réussir ses opérations de restauration, mais lors de la planification il est important de tenir compte du scénario le plus défavorable.

Tableau 4. Gains non équivalents pour les espèces végétales localement endémiques présentes sur les sites de compensation mais pas sur les sites miniers.

Site	Espèces	Répartition des espèces (ha)	Gains 2004–2065 (ha)	Gains 2065 en % d'aire de répartition mondiale
Bemangidy	<i>Lowryanthus rubens</i> Pruski, gen. et sp. nov., ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Gnidia razakamalalana</i> Z.S. Rogers	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Ixora bemangidiensis</i> Guédès	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Micronychia bemangidiensis</i> Randrian. & Lowry	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Diospyros bemangidiensis</i> G.E. Schatz & Lowry, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Diospyros</i> "groupe Sclérophylles" sp. 14, ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Hyperacanthus gereau</i> Rakotonas. & A.P. Davis, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Hyperacanthus rajoriarisoniae</i> Rakotonas. & A.P. Davis, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Ivodia anosiensis</i> Rabarimanarivo et al., sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias bemangidiensis</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias ericii</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias manonae</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias urceolata</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Schefflera bemangidiensis</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Schizolaena charlotteae</i> Lowry et al., sp. nov. ined.	4 000	1 001	25,03
Bemangidy	<i>Schrebera trifoliata</i> C. Frasier & G.E. Schatz, sp. nov., ined.	4 000	1 001	25,03
Mahabo	<i>Brackenridgia</i> sp. nov.	1 565	168	10,74
Mahabo	<i>Cassinopsis</i> sp. nov.	1 565	168	10,74
Mahabo	<i>Octolepis cf dioica</i>	1 565	168	10,74

432,67

Tableau 5. Gains non équivalents pour les espèces animales localement endémiques, en danger et en danger critique d'extinction présentes sur les sites de compensation mais pas sur les sites miniers.

Site	Taxon supérieur	Espèces	Priorité	Endémique stricte	Endémique régionale	UICN EN ou CR?	Répartition mondiale de l'espèce (ha)	Superficie totale du site (ha)	État	Total HQ sur site	Gains 2004-2065 (ha)	Gains 2065 en % de l'aire de répartition mondiale
Bemangidy	Amphibiens	<i>Mantidactylus aff. grandieri</i>	Haute	1			4 000	4 000	0,9	3 600	1 001	25,03
Bemangidy	Amphibiens	<i>Boehmantis microtympanum</i>	Haute		1	EN	50 000	4 000	0,9	3 600	1 001	2,00
Mahabo	Amphibiens	<i>Heterixalus sp. nov.</i>	Haute	1			1 565	1 565	0,8	1 252	166	10,74
Mahabo	Reptiles	<i>Phelsuma cf. quadriocellata</i>	Haute	1			1 565	1 565	0,8	1 252	168	10,74
Mahabo	Reptiles	<i>Phelsuma sp. nov.</i>	Haute	1			1 565	1 565	0,8	1 252	168	10,74
Mahabo	Mammifères	<i>Eulemur cinereiceps</i>	Haute			EN	1 5613	1 565	0,8	1 252	168	1,08
60,33												

4.2 Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour la période 2004–2015?

4.2.1 Impacts sur les habitats – Hectares de qualité

4.2.1.1 4.2.1.1 Résultats pour 2004–2015

L'analyse d'hectares de qualité a été réalisée pour la période 2004–2015, puisque 2015 est la première date palier interne où toutes les divisions de Rio Tinto assujetties à l'objectif d'IPN doivent mesurer leur degré d'avancement vers la réalisation de l'objectif.

Rio Tinto QMM devrait avoir un impact positif net sur les HQ de forêt littorale pour la période 2004–2015, sur la base de la moyenne annuelle nationale de déforestation, soit 0,9% par an. Les prévisions donnent un IPN positif pour la forêt littorale (Mandena, Petriky, Ste Luce et Mahabo), et pour l'ensemble des types de forêt (c'est-à-dire en comprenant aussi la forêt humide de la compensation de Bemangidy).

En 2015, l'impact net sur la forêt littorale est estimé à +48 HQ en 2015, ce qui représente un accroissement de 2% par rapport à 2004. Ce résultat découle principalement de la déforestation évitée, puisque la restauration n'aura commencé que très récemment.

4.2.2 Impacts sur les espèces – Unités de répartition mondiale

L'analyse des UR indique que l'IPN ne sera probablement atteint que pour 32 des 90 espèces hautement prioritaires en 2015, avec certaines espèces enregistrant des pertes pouvant aller jusqu'à 39 UR (ce serait le cas pour deux myriapodes, *Sphaeromimus inexpectatus* et *Riotintobolus mandensis*, et une plante, *Eulophia palmicola*; elles sont toutes des endémiques de Mandena). Ce déclin est dû au fait qu'il y aura déjà eu des impacts importants à cette date, particulièrement à Mandena, mais que les zones de restauration n'auront pas encore atteint la maturité suffisante pour produire des gains en matière d'IPN. Une restauration soigneusement ciblée est cruciale pour minimiser les pertes résiduelles et atteindre l'IPN pour les espèces hautement prioritaires. Cependant, même sur ces sites, où des recherches et des essais de techniques de restauration ont été lancés bien avant le début des activités minières, la restauration ne crée pas rapidement des habitats analogues aux habitats naturels et fonctionnant comme eux. En outre, de nombreuses espèces hautement prioritaires sont des espèces des stades tardifs de la succession écologique, qui ne peuvent être plantées dans les zones de restauration tant que la forêt restaurée n'est pas suffisamment mature. Par conséquent, même en présence d'actions de conservation optimales, il est probable que la plupart des espèces hautement prioritaires n'atteindront pas l'IPN en 2015, sur la base des pertes et des gains prévus pour leurs populations sauvages.

Une restauration soigneusement ciblée est cruciale pour minimiser les pertes résiduelles et atteindre l'IPN pour les espèces hautement prioritaires.

4.3 Rio Tinto QMM est-il en bonne voie pour atteindre un impact positif net sur la biodiversité pour toute la durée du cycle de vie de la mine?

Les pertes temporelles représentent un problème significatif qui doit être abordé par des compensations de la biodiversité et des initiatives de « pas de perte nette » ou d'« impact positif net ».

Les pertes temporelles représentent un problème significatif qui doit être abordé par des compensations de la biodiversité et des initiatives de « pas de perte nette » ou d'« impact positif net » (ten Kate *et al.*, 2004; Burgin, 2008; Bekessy *et al.*, 2010). Il s'agit des cas où des pertes se produisent avant que des gains suffisants aient été obtenus au moyen de la restauration, l'évitement de pertes par les compensations, ou d'autres mesures. Pour déterminer si Rio Tinto QMM peut devenir « négatif net » par rapport aux habitats de forêt littorale à un moment quelconque du cycle de vie de la mine, les pertes et les gains ont été calculés en utilisant les mêmes méthodes et hypothèses que précédemment et présentés de façon cumulée année par année (**Figure 8**). Pour calculer les pertes année par année, il a fallu formuler des hypothèses complémentaires. Ces hypothèses étaient les suivantes : (i) que Mandena, Ste Luce et Petriky seraient exploités de façon successive (c'est ce qui est prévu actuellement); (ii) qu'un nombre constant d'HQ seront perdus en raison des activités minières chaque année d'exploitation « active » (lors des dernières années de vie de la mine, il n'y aura plus d'exploitation minière; des activités de déclassement de la mine, de réhabilitation et de restauration auront lieu pendant cette « phase de fermeture »); et (iii) que l'exploitation minière s'arrêtera 12 ans environ avant la fermeture définitive (c'est ce qui est prévu actuellement). L'hypothèse (ii) est simpliste, tout d'abord parce que, s'il est vrai que la drague avance régulièrement et de façon plus ou moins constante à travers le paysage, couvrant près de 100 ha par an (Rio Tinto QMM, 2001), la couverture forestière est inégale en termes de quantité et de qualité. Deuxièmement, l'étendue d'HQ de forêt étant plus grande à Ste Luce qu'à Petriky, le moment où auront lieu les pertes dépend du site qui sera exploité en premier après Mandena, Ste Luce ou Petriky. Malgré ces mises en garde, il n'y a pas encore de prévisions plus fiables, et il a été considéré qu'une analyse cumulée année après année fournirait des informations complémentaires utiles. Cette analyse a été effectuée uniquement pour les habitats forestiers, mesurés en hectares de qualité, car il aurait été beaucoup plus complexe de réaliser des analyses analogues pour les espèces hautement prioritaires.

Les résultats (**Figure 8**) indiquent qu'il n'y aura pas de perte temporelle de forêt littorale, et que l'impact de Rio Tinto QMM restera positif net en termes d'HQ de forêt littorale pendant l'intégralité du cycle de vie de la mine.

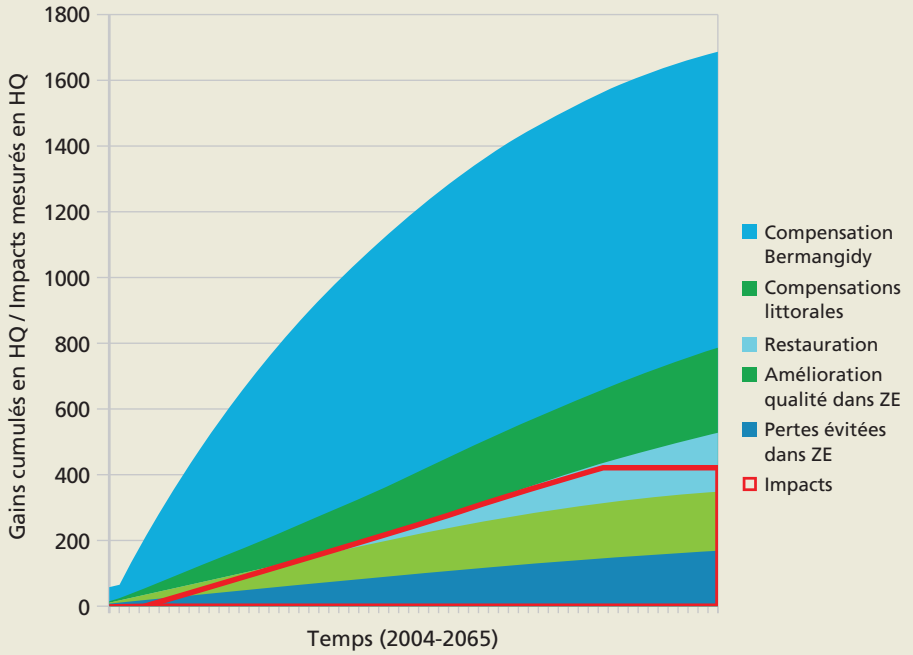


Figure 8. Gains cumulés de forêt littorale dans le temps (mesurés en HQ) comparés aux impacts cumulés de l'exploitation minière (mesurés en HQ).

5 CONCLUSIONS ET ÉTAPES SUIVANTES

5.1 Résumé

Des analyses détaillées fondées sur les meilleures données scientifiques disponibles ont été effectuées pour prévoir les pertes et les gains de biodiversité pendant le cycle de vie de la mine (2004–2065) et pour déterminer si Rio Tinto QMM aura un impact positif net lors de sa fermeture. Les pertes et les gains de biodiversité ont été calculés de deux façons : en utilisant les hectares de qualité comme unité de mesure pour les habitats forestiers, et en utilisant les unités de répartition mondiale comme unité de mesure pour les espèces hautement prioritaires (espèces fortement menacées et espèces à aire de répartition restreinte). Le Comité consultatif de Rio Tinto QMM sur la biodiversité a entériné l'utilisation de ces unités de mesure. Les résultats prévoient pour Rio Tinto QMM un impact positif net sur la biodiversité, tant en termes d'hectares de qualité que d'unités de répartition mondiale, pour la plupart des espèces hautement prioritaires (83 sur 90), si les mesures d'atténuation décrites dans ce rapport sont mises en œuvre avec succès.

Le portefeuille de mesures d'atténuation proposées par Rio Tinto QMM est le suivant :

Compensations : à (i) Mahabo, (ii) Tsitongambarika III Bemangidy, (iii) Ste Luce Forêts. Le projet de paiements directs de Tsitongambarika et le projet d'Ambatotsirongorongo sont à l'étude actuellement, de telle façon que les gains correspondants à ces deux sites ne sont pas inclus dans les analyses quantitatives présentées ici. Chacun de ces sites est examiné de façon plus détaillée dans la suite du rapport.

Restauration : des projets de restauration de 225 ha chacun à Mandena, Petriky, Ste Luce. Les zones de restauration seront adjacentes aux zones d'évitement, afin d'assurer un effet tampon, d'améliorer la connectivité et de faciliter la régénération et la recolonisation naturelle.

Zones d'évitement : à Mandena, Petriky, Ste Luce.

Selon les prévisions, le projet devrait avoir un impact positif net sur la forêt littorale en 2065 et un impact positif net significatif sur l'ensemble des types de forêt régionale.

Selon les prévisions, le projet devrait avoir un impact positif net sur la forêt littorale en 2065 (+350 HQ), et un impact positif net significatif sur l'ensemble des types de forêt régionale, dont la forêt humide de Bemangidy (+1251 HQ).

Le projet devrait avoir un impact positif net sur 83 espèces hautement prioritaires sur un ensemble de 90, comprenant +1256 UR au total (tenant compte uniquement des compensations équivalentes) et +1750 UR environ (si l'on comprend des compensations non équivalentes pour des espèces hautement prioritaires présentes sur les sites de compensation mais pas sur le site minier). Pour les espèces hautement prioritaires prises individuellement, des prévisions fondées sur l'aire de répartition indiquent que 59 espèces sur 90 enregistreront des gains nets en 2065 ; pour les 31 espèces restantes (24 espèces végétales et sept animales : trois vertébrés et quatre invertébrés), l'intention consiste à atteindre l'IPN en associant des mesures d'enrichissement (par exemple, en restaurant des espèces actuellement appauvries de façon à se rapprocher leur densité naturelle présumée ; ceci peut s'avérer davantage faisable pour les plantes que pour les animaux ; des essais sont nécessaires) et des mesures de conservation ex

situ, comme la propagation dans des jardins botaniques. Selon les prévisions fondées sur l'aire de répartition, aucune espèce de plantes ou d'invertébrés ne devrait subir un déclin résiduel de sa répartition mondiale supérieur à 18% et aucune espèce de vertébrés un déclin résiduel supérieur à 5% (c'est-à-dire 5 UR) nécessitant des compensations et des assurances à travers des mesures de conservation ex situ.

Ces calculs sont fondés sur un certain nombre d'hypothèses, sur la base des données les plus fiables actuellement disponibles, mais il existe un fort degré d'incertitude concernant ce qui se passera d'ici 55 ans.

Un élément central et ayant des incidences importantes pour l'analyse est le scénario contrefactuel retenu. Nous considérons qu'un scénario contrefactuel prudent (un taux annuel de déforestation de 0,9%, la moyenne nationale de Madagascar) est le plus approprié. Les analyses présentées dans cette étude montrent que, même dans l'hypothèse d'un taux de déforestation très faible (**Figure 7**), le projet Rio Tinto QMM devrait avoir un impact positif net sur la forêt littorale pour l'ensemble du cycle de vie de la mine sur la base du portefeuille de mesures d'atténuation proposées.

5.2 Atteindre l'impact positif net : qu'est-ce que cela signifie pour Rio Tinto QMM?

L'une des premières raisons ayant motivé cette analyse était le besoin d'effectuer une évaluation chiffrée transparente des gains et des pertes.

L'une des premières raisons ayant motivé cette analyse était le besoin d'effectuer une évaluation chiffrée transparente des gains et des pertes, afin d'éclairer le débat et de permettre d'atteindre un consensus entre Rio Tinto QMM et son Comité consultatif sur la biodiversité sur ce que signifie « atteindre l'impact positif net » pour Rio Tinto QMM.

Lors d'une réunion du Comité consultatif sur la biodiversité qui s'est tenue à Fort Dauphin, Madagascar, du 3 au 6 mai 2010 et suite aux discussions sur une version précédente de ce rapport, le Comité a recommandé de considérer qu'« atteindre l'IPN » veut dire atteindre un impact positif net sur la forêt littorale⁴⁸ (utilisant comme unité de mesure les HQ) et atteindre un impact positif net sur les espèces (utilisant comme unité de mesure les UR des espèces hautement prioritaires). Le but consiste à atteindre l'IPN pour chacune des espèces hautement prioritaires prises individuellement. La mesure des UR devrait être fondée sur la taille des populations ainsi que sur l'aire de répartition, selon qu'il conviendra ; il est probable qu'avec le temps il y aura des données relatives à la population pour un plus grand nombre d'espèces. Pour les autres espèces, on présume que les HQ fourniront des données de substitution adéquates. Rio Tinto QMM a accepté ces recommandations.

Il est important de noter que les HQ et les UR sont les principales unités de mesure utilisées pour prévoir l'IPN pendant le cycle de vie de la mine et pour planifier la nature et l'échelle des interventions requises, mais ils ne sont pas les seuls indicateurs ou unités utilisés sur les sites de Rio Tinto QMM. En outre, pour suivre l'avancement vers des objectifs de conservation plus vastes tels que définis par le Plan d'action pour la biodiversité (Rio Tinto QMM, 2010), Rio Tinto QMM et ses partenaires

⁴⁸ Les compensations portant sur un type différent de forêt, comme la forêt humide de la compensation de Tsitongambarika, peuvent représenter une sorte de « police d'assurance » et d'avantage complémentaire (outre le fait d'assurer des services écosystémiques essentiels, notamment de l'eau, aux communautés locales), mais il a été décidé d'un commun accord qu'une perte de forêt littorale ne peut être compensée par un gain dans un autre type d'habitat. Cette décision a été prise par QMM sur la base du contexte local ; dans d'autres sites, des décisions différentes pourraient être prises.

suivront un certain nombre d'indicateurs : intégrité des écosystèmes, diversité d'espèces communes, régénération des forêts, présence/absence et nombre d'espèces envahissantes... Des informations plus détaillées à ce sujet peuvent être trouvées dans le Plan d'action pour la biodiversité et dans des protocoles de suivi spécifiques élaborés (ou en cours d'élaboration actuellement) en consultation avec le Comité consultatif sur la biodiversité.

5.3 Les compensations de la biodiversité de Rio Tinto QMM

La **Figure 8** montre les sites actuels de compensation de la biodiversité de Rio Tinto QMM et ceux qui sont à l'étude pour le devenir. Trois sites de compensation ont été inclus dans l'analyse quantitative de ce rapport ; deux de ces sites (Ste Luce Forêts et Mahabo) ont déjà des programmes actifs de conservation ; le troisième (Bemangidy) est en attente de confirmation comme site de compensation par Rio Tinto QMM et son Comité consultatif sur la biodiversité.

Deux autres sites potentiels de compensation sont mentionnés dans cette étude (projet de paiements directs de TGK I et projet d'Ambatotsirongorongo). Les deux ont bénéficié de mesures de conservation financées par Rio Tinto QMM pendant plusieurs années, mais à l'heure actuelle ils sont à l'étude pour savoir s'ils doivent être maintenus comme sites de compensation à l'avenir. En conséquence, ils ne sont pas inclus dans les calculs de l'IPN présentés dans ce rapport.

Ste Luce Forêts est une étendue de 500 ha de forêt littorale, adjacente (sans chevauchement) au gisement d'ilménite de Ste Luce. Cet espace est très similaire aux forêts situées sur les gisements de Rio Tinto QMM et représente ainsi une compensation équivalente tant en termes de type d'habitat que d'espèces. Il fait partie de la concession minière de Rio Tinto QMM, qui a donc un contrôle plus étroit sur ce site que sur les autres sites de compensation, ce qui réduit le degré d'incertitude. Un programme de conservation lancé, financé et géré par Rio Tinto QMM est en place sur ce site depuis avant 2004.

Mahabo est un site de compensation de forêt littorale de 1500 ha, situé à plusieurs centaines de kilomètres au nord de Fort Dauphin. En collaboration avec les Jardins botaniques du Missouri, il a été choisi comme site de compensation « équivalent » pour la forêt littorale en tant que type d'habitat. Son éloignement n'en fait pas le site idéal mais, après Ste Luce, c'est la meilleure option pour une compensation d'habitat de forêt littorale en évitant la déforestation et la dégradation. Un programme de conservation et de mise en valeur y a été mis en place depuis 2004 avec les populations locales (financé et géré conjointement par Rio Tinto QMM et les Jardins botaniques du Missouri).

Bemangidy offre des services écosystémiques importants, comme l'approvisionnement en eau et la séquestration du carbone.

Bemangidy (Tsitongambarika III) est une parcelle de près de 4 000 ha de forêt humide de plaine à l'intérieur de la forêt plus étendue de Tsitongambarika, qui s'étend sur plus de 60 000 ha. C'est une compensation non équivalente pour des espèces localement endémiques et une compensation équivalente pour des espèces plus répandues. En outre, ce site offre des services écosystémiques importants, comme l'approvisionnement en eau et la séquestration du carbone. À l'heure actuelle, Bemangidy est un site de compensation proposé ; un plan de gestion a été élaboré pour le site. En tant que tronçon important de forêt restante, même s'il n'assure pas une compensation de nature équivalente, il représente une « police d'assurance »

importante au cas où, sur le long terme, les mesures de conservation auraient moins de succès que prévu sur certains des sites plus petits. En effet, même avec des interventions actives en vue de la conservation, des petits tronçons de forêts peuvent s'avérer difficiles à protéger et à gérer sur le long terme.

En 2004, grâce à des discussions avec BirdLife International et Asity Madagascar (le partenaire de BirdLife à Madagascar), la valeur de l'ensemble de l'étendue non protégée de forêt humide de Tsitongambarika a été identifiée comme une priorité stratégique pour Rio Tinto QMM. Il était devenu clair que le site pouvait servir comme site de compensation pour de nombreuses espèces de la forêt littorale et qu'il était également important comme point nodal des services écosystémiques régionaux pour l'eau, la fertilité des sols, les produits forestiers non ligneux, la pollinisation et la dispersion des graines de la forêt littorale et la régulation climatique locale. D'importantes activités de conservation profitant à l'ensemble de la forêt ont déjà été mises en œuvre avec la participation et le soutien de Rio Tinto QMM :

1. Politiques et législation : classement en aire protégée conformément au droit national. Rio Tinto QMM et Asity Madagascar ont mené à bien les travaux préparatoires nécessaires à la désignation de Tsitongambarika comme une nouvelle aire protégée nationale faisant partie du Système des Aires Protégées de Madagascar. Ces travaux ont été financés par Rio Tinto QMM. Tsitongambarika bénéficie à l'heure actuelle d'un statut de protection provisoire (N°21480 du 02/12/2008), dans l'attente de l'aboutissement des procédures politiques.
2. Planification à long terme : Plan de gestion pour la conservation de Tsitongambarika. Une alliance de différents acteurs, dont le gouvernement, des ONG, des organisations de conservation de la biodiversité et des collectivités locales ont élaboré en collaboration un plan de gestion de la forêt à long terme.
3. Un projet communautaire de conservation de la forêt a été mis en œuvre à Tsitongambarika 1 par Asity Madagascar (financé par Rio Tinto QMM); le paragraphe « Tsitongambarika 1 » ci-dessous le décrit plus en détail.
4. Inventaires de la flore et de la faune en cours depuis 2003.

Rio Tinto QMM se demande actuellement dans quelle partie de Tsitongambarika il convient de situer les activités de compensation. La réponse la plus probable est que ces activités porteront sur une partie spécifique à l'intérieur de Tsitongambarika (comme Bemangidy ou autre similaire) mais que Rio Tinto QMM cherchera des partenaires (par exemple Asity Madagascar, qui est le chef de file désigné par les autorités gouvernementales pour l'ensemble de l'aire protégée) et un cofinancement afin de mener des activités de conservation dans l'ensemble du site de Tsitongambarika.

Tsitongambarika 1 est la partie sud du large massif forestier qui comprend aussi Bemangidy. Un programme communautaire de paiements directs et d'évitement de la déforestation a été mis en œuvre dans six villages de cette zone entre 2007 et 2009, financé par Rio Tinto et QMM. Il s'agit d'un projet communautaire d'incitation à la conservation, au moyen duquel l'intégrité de la forêt est préservée en échange d'équipements sociaux pour les communautés concernées, notamment des écoles et des centres de soins de santé. Il s'agissait d'un projet pilote et, comme il est indiqué plus haut, l'implication de Rio Tinto QMM dans l'ensemble de Tsitongambarika est actuellement à l'étude.

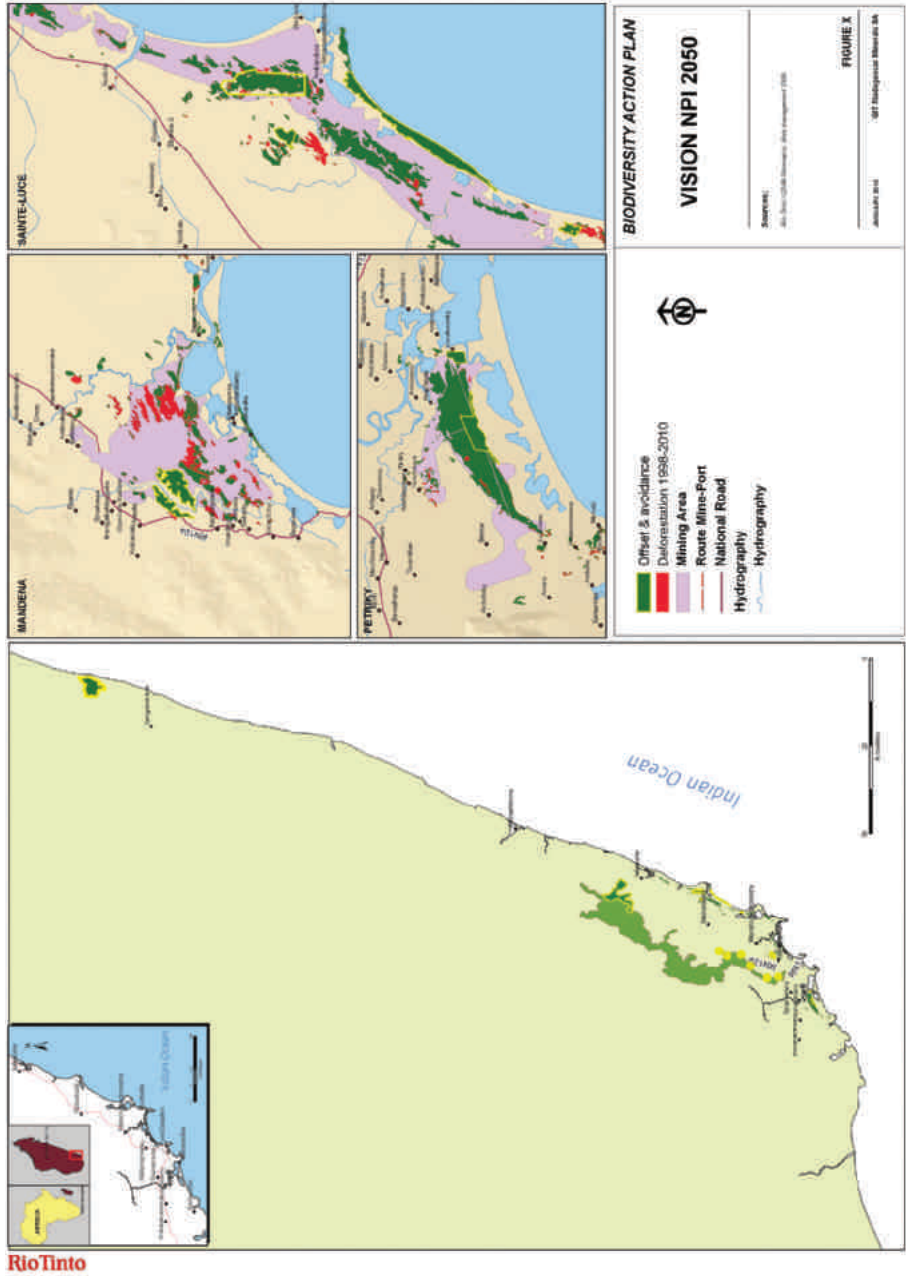
Ambatotsirongorongo est un site de forêt de transition situé à l'ouest de Petriky. Il a subi un fort degré de déforestation. La forêt abrite une population importante de *Phelsuma antanosy* (en danger critique d'extinction) qui ne se trouve nulle part ailleurs que dans les forêts littorales de Ste Luce (y compris dans le site de compensation de Ste Luce Forêts). Ce petit gecko avait été précédemment observé aussi à Petriky, mais la destruction de l'habitat en raison de l'agriculture de subsistance semble avoir éliminé cette population. Le programme d'Ambatotsirongorongo est un partenariat entre Rio Tinto QMM, la Wildlife Conservation Society et les communautés locales.

5.4 Suivre et mesurer la perte des forêts

Une partie importante des gains de biodiversité pour Rio Tinto QMM découlera des pertes évitées. Pour permettre à Rio Tinto QMM de revendiquer de façon crédible ces gains en 2065, des mécanismes solides et cohérents de surveillance continue devront être mis en place pour documenter les taux de perte de forêt dans les concessions minières et dans tous les sites de compensation, afin de démontrer qu'il y a des pertes évitées réelles et mesurables. Il serait également souhaitable de mesurer les taux de perte pendant la même période dans l'ensemble de la région, afin de placer l'évolution dans son contexte et de contribuer à suivre et à mesurer dans quel degré Rio Tinto QMM réussit à contrebalancer des impacts secondaires potentiels, comme la conversion d'habitats en raison de migrations intérieures. La mesure de la déforestation évitée représentera un élément central de la comptabilité de l'IPN à l'avenir, et doit être conçue avec soin à une étape précoce de la planification du projet. Quelle que soit la méthode choisie, il faudra veiller à ce qu'elle ne constitue pas une « incitation perverse » de la part de Rio Tinto QMM à encourager la perte des forêts dans l'ensemble de la région, ou à ne pas aider à la réduire.

La mesure de la déforestation évitée représentera un élément central de la comptabilité de l'IPN à l'avenir, et doit être conçue avec soin à une étape précoce de la planification du projet.

Figure 9. Sites actuels de compensation de la biodiversité et sites potentiels de compensation à l'étude



5.5 Le contexte élargi : les moteurs de la perte de biodiversité dans le sud-est de Madagascar

La conservation des forêts dans le sud-est de Madagascar ne pourra réussir à long terme que si l'on aborde les causes sous-jacentes de la perte de biodiversité.

Comme dans d'autres régions du monde, la conservation des forêts dans le sud-est de Madagascar ne pourra réussir à long terme que si l'on aborde les causes sous-jacentes de la perte de biodiversité. Avant l'arrivée de Rio Tinto QMM dans les années 1990, la forêt littorale était déjà en déclin rapide (Vincelette *et al.*, 2007b). Outre l'exploitation minière, la production non viable de charbon de bois et la pratique du tavy (agriculture sur brûlis) sont des causes majeures de la perte actuelle d'habitats forestiers. Les populations qui utilisent ainsi les forêts le font parce qu'elles n'ont pas le choix ; 82% des habitants d'Anosy vivent en dessous du seuil de pauvreté (1 \$US par jour ; Vincelette *et al.*, 2007a).

De nombreuses actions complémentaires de conservation prévues par Rio Tinto QMM cherchent à répondre à ces causes sous-jacentes. Il en va ainsi notamment de la plantation d'espèces d'arbres non autochtones à croissance rapide pour réduire la pression de la production de charbon de bois sur la forêt native, ou de la mise en place d'autres moyens de subsistance par la formation des populations locales dans différents domaines : forge, production et diversification des cultures, production et plantation de l'herbe de vétiver, production améliorée du riz, élevage, artisanat... Cependant, les problèmes sociaux et environnementaux du sud-est de Madagascar ne peuvent être résolus par les actions d'une seule entreprise ; des initiatives plus vastes sont nécessaires, réunissant une variété d'organisations et de parties prenantes.

5.6 Mise à jour de l'analyse de l'IPN et gestion adaptative

Cette analyse et ces prévisions, qui font partie du processus de planification des actions de Rio Tinto QMM en matière de biodiversité, devraient être régulièrement revues afin de prendre en considération des évolutions telles que la découverte ou la description de nouvelles espèces, l'inscription d'espèces ou la modification de leur statut dans la Liste rouge de l'UICN, des progrès méthodologiques susceptibles d'apparaître avec le progrès des connaissances et des meilleures pratiques dans des domaines tels que les outils et critères de mesure de la biodiversité et les compensations de la biodiversité. Ces évolutions aideront Rio Tinto QMM à suivre le degré d'avancement vers l'objectif et contribueront à la gestion adaptative. Elles permettront aussi de tester les hypothèses décrites ici sur la base de données empiriques (par exemple, est-il raisonnable de supposer que la déforestation peut être arrêtée à 100% dans les zones d'évitement ? Est-il raisonnable de supposer que des actions de conservation amélioreront la cote de qualité de la zone d'évitement de Petriky de 0,05 tous les 15 ans ?) Il est recommandé de mettre à jour cette analyse tous les cinq ans au plus tard (la même périodicité est recommandée pour la mise à jour du Plan d'action pour la biodiversité : Rio Tinto QMM 2010). Le chapitre 7 présente les enseignements tirés de cette analyse et recommande des domaines de recherche future ; les futures versions de cette prévision de l'IPN devraient tenir compte de ces enseignements, ainsi que des résultats de toute nouvelle recherche.

6 LEÇONS APPRISES ET ORIENTATIONS POUR LA RECHERCHE FUTURE

6.1 Impacts potentiels du changement climatique

Il est important de définir à l'avenir de quelle façon Rio Tinto QMM peut intégrer les impacts potentiels du changement climatique dans la planification des actions relatives à la biodiversité et la mise en œuvre de la restauration et des compensations. Les sites d'impact, les zones d'évitement et de restauration et les zones de compensation de la forêt littorale sont tous proches de la côte et à très basse altitude. En conséquence, d'ici 2065, il est plausible qu'ils subissent les effets du rehaussement du niveau de la mer (surtout associé à des ondes de tempête), ainsi que du réchauffement thermique et d'une pluviométrie plus faible, ce qui pourrait compromettre la viabilité à long terme des aires de conservation de la forêt littorale de Rio Tinto QMM. Ces phénomènes peuvent notamment affecter l'efficacité et la facilité de la restauration et anéantir d'autres gains en hectares de qualité si le climat devient moins favorable à la forêt littorale ou que la côte est inondée. Il peut s'avérer nécessaire de sauvegarder et de revégétaliser des espaces situés plus loin de la côte ou à une altitude plus élevée, et de penser à des zones tampons et à des corridors pour les sites existants. D'où l'importance de procéder à une surveillance continue des habitats et des espèces et à une gestion adaptée aux évolutions à mesure qu'elles se produisent (Rio Tinto QMM, 2010).

Des études récentes de modélisation du déplacement de l'aire de répartition des espèces à Madagascar en réponse aux futurs changements climatiques prévoient la disparition de la forêt littorale.

Des études récentes de modélisation du déplacement de l'aire de répartition des espèces à Madagascar en réponse aux futurs changements climatiques prévoient la disparition de la forêt littorale (Hannah *et al.*, 2008), et les reconstructions paléoécologiques indiquent que la forêt littorale de la région de Fort Dauphin a évolué beaucoup en réponse aux changements climatiques du passé (Virah-Sawmy *et al.*, 2010). Étant donné que la mine de Rio Tinto QMM est prévue pour la période 2004-2065, il serait utile d'évaluer la vulnérabilité des actions de conservation décrites dans ce rapport à différents scénarios du changement climatique (moins de pluie, réchauffement thermique, rehaussement du niveau de la mer, tempêtes plus fréquentes) afin de déterminer le degré de résilience des activités proposées. Il serait également utile de compléter la modélisation à large échelle de Hannah *et al.* (2008) par une étude plus détaillée sur le plan régional.

6.2 Définir un ensemble normalisé d'espèces à inclure dans la comptabilité de l'IPN

À l'heure actuelle, les indications de Rio Tinto sur les espèces à inclure dans la comptabilité de l'IPN ne sont pas contraignantes, même si elles affirment que le choix doit se fonder sur les principes classiques d'établissement de priorités en matière de conservation, à savoir vulnérabilité et irremplaçabilité, et qu'il doit être fait en consultation avec des experts et les parties prenantes concernées (Ekstrom et Anstee, 2007 ; Rio Tinto, 2010). Aux fins de cette analyse et conformément à ces principes, Rio Tinto QMM (en consultation avec le Comité de biodiversité et d'autres experts) a décidé que les espèces hautement prioritaires, telles que définies dans le

Plan d'action pour la biodiversité (Rio Tinto QMM, 2010) doivent être inclus dans la comptabilité de l'IPN. Il s'agit des espèces « en danger » et « en danger critique d'extinction » sur le plan mondial et des espèces à aire de répartition très restreinte (voir Rio Tinto QMM, 2010, pour la définition), mais les espèces « vulnérables » sont exclues.

Pendant ces travaux, il a été constaté qu'il peut être utile pour Rio Tinto de définir un ensemble normalisé d'espèces à inclure dans la comptabilité de l'IPN, sur la base de critères s'appliquant de la même façon à tous les sites de Rio Tinto dans le monde. Cette définition devrait probablement comprendre les espèces vulnérables, en plus de celles classées « en danger » et « en danger critique d'extinction » dans la Liste rouge de l'UICN. Il serait également utile d'établir des définitions normalisées de ce qu'est une « aire de répartition restreinte ». Si Rio Tinto élabore ces lignes directrices normalisées, elles devraient ensuite être utilisées dans les versions suivantes de la présente analyse.

6.2.1 Espèces non décrites

Lorsqu'il s'agit de définir un ensemble normalisé d'espèces à inclure dans la comptabilité de l'IPN, les espèces non décrites représentent une énigme intéressante.

Lorsqu'il s'agit de définir un ensemble normalisé d'espèces à inclure dans la comptabilité de l'IPN, les espèces non décrites représentent une énigme intéressante. La présente analyse comprend un certain nombre d'espèces potentiellement nouvelles et pas encore décrites de façon formelle. Nombre d'entre elles seront décrites pendant la période couverte par le projet ; Rio Tinto QMM devrait probablement apporter un soutien aux recherches taxonomiques en la matière. Toutefois, l'inclusion de ces taxons dans les calculs officiels de l'IPN est discutable. Sur la base de l'expérience cumulée pendant cette analyse, nous recommanderions à Rio Tinto de mettre au point une politique normalisée pour le traitement des espèces non décrites.

6.3 Scénarios contrefactuels, bases de référence, et calcul des gains de biodiversité à partir des pertes évitées

Ce domaine de recherche est actuellement très fertile et enregistre des progrès rapides, notamment à cause de l'intérêt croissant suscité par la REDD (Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts) et par les compensations de la biodiversité. Il est important de se tenir au courant des évolutions en la matière et d'évaluer la pertinence de leur application potentielle au calcul des compensations de la biodiversité sur les sites, afin de fournir des bases aussi solides que possible à la comptabilité et à la prévision de l'IPN. Des questions spécifiques posées dans d'autres chapitres de ce document portent sur comment faire pour que les méthodes de calcul ne créent pas involontairement des incitations perverses, et quelles sont les meilleures méthodes que l'on peut employer à l'avenir pour le suivi de la déforestation et le calcul des gains.

6.4 Calcul des unités de répartition mondiale : méthodes de mesure de l'aire de répartition des espèces

Dans la présente analyse, lorsque l'UR était mesuré sur la base de la répartition plutôt que de la population (par exemple, en l'absence de données relatives à la population au niveau mondial et du site), il a fallu estimer l'aire de répartition mondiale pour chaque espèce. Différentes méthodes ont été utilisées en fonction du taxon concerné. Ainsi, pour certains mammifères et certains oiseaux, l'aire

d'occupation (AOO) a été calculée en mesurant l'étendue d'occupation (EOO) sur la base de cartes tirées de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN, 2009), et déduisant l'AOO en fonction d'une règle empirique très approximative de 10% de l'EOO (ce ratio entre l'AOO et l'EOO découle des seuils fixés pour le Critère B de la Liste rouge de l'UICN). L'EOO ne peut pas être employée telle quelle parce qu'en général elle surestime (parfois considérablement) l'aire occupée par chaque espèce (Jetz *et al.*, 2008; Rodrigues, 2011). Cependant, pour des analyses futures de cette nature, il peut être utile d'explorer d'autres unités de mesure, comme l' « étendue d'habitat approprié », pour savoir si elles représentent une alternative adaptée. L'étendue d'habitat approprié est la superficie couverte par des types de végétation potentiellement appropriés à l'intérieur de la préférence altitudinale de l'espèce (Rondinini, *et al.*, 2005; Buchanan *et al.*, 2008). Dans une étude récente qui utilise la méthode de la superficie d'habitat approprié, l'aire de répartition des espèces a été ramenée en moyenne à 28% de leur EOO de départ (Beresford *et al.*, 2011). Cependant, cette méthode pose aussi des problèmes, comme l'indiquent Rodrigues *et al.* (2011) ; un exercice récent de vérification de validité de modèles sur le terrain a conclu que la méthode de l'étendue d'habitat approprié ne permet guère de distinguer entre les parties occupées et non occupées de l'EOO d'une espèce (Beresford *et al.*, 2011 ; Rodrigues *et al.*, 2011).

7 BIBLIOGRAPHIE

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009. Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook. BBOP, Washington, DC. www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/cbh.pdf

BBOP Multipliers Consultation Working Group. 2008. Business and Biodiversity Offsets Program (BBOP) Document de consultation : The use of multipliers to deal with risk, uncertainty, time discounting and landscape conservation targets in biodiversity compensation design. Rapport non publié.

Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A. and Possingham, H.P. 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3 : 151–158.

Beresford, A.E., Buchanan, G.M., Donald, P.F., Butchart, S.H.M., Fishpool, L.D.C. and Rondinini, C. 2011. Poor overlap between the distribution of protected areas and globally threatened birds in Africa. *Animal Conservation*, 14 : 99–107.

Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Dutson, G., Pilgrim, J.D., Steininger, M.K., Bishop, K.D. and Mayaux, P. 2008. Using remote sensing to inform conservation status assessment : estimates of recent deforestation rates on New Britain and the impacts upon endemic birds. *Biol. Conserv.*, 141 : 56–66.

Burgin, S. 2008. BioBanking : an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17 : 807–816.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009. Biodiversity compensation Cost-Benefit Handbook. BBOP, Washington, DC. www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/cbh.pdf.

Consiglio, T., Schatz G.E., McPherson G., Lowry, P.P., Rabenantoandro, J., Rogers, Z.S., Rabevoitra, R. and Rabevoitra, R. 2006. Deforestation and plant diversity of Madagascar's littoral forests. *Conservation Biology*, 20 : 1799–1803.

Comité Régional pour le Développement de l'Anosy (CRD). 2003. Schéma de Développement Régional (SRD) de l'Anosy. Rapports Phases 1 à 4. Dobbin International Inc. Washington, DC.

Du Puy, D. and Moat, J. 1998. Vegetation Mapping and Classification in Madagascar (Using GIS) : Implications and Recommendations for the Conservation of Biodiversity. Pp. 97–117 in : Huxley, R., Lock, J.M. and Cutler, D.F. (eds.). *Chorology, Taxonomy and Ecology of the Floras of Africa and Madagascar*. Royal Botanic Gardens Kew, Richmond.

Dumetz, N. 1999. High plant diversity of lowland rainforest vestiges in eastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 8 : 273–315.

Ekstrom, J.M.M. and Anstee, S. 2007. The Rio Tinto Biodiversity Values Identification and Prioritisation System. (Note d'orientation interne de Rio Tinto non publiée).

Ganzhorn, J.B. 1998. Nested patterns of species composition and its implications for lemur biogeography in Madagascar. *Folia Primatologica*, 69 : 332–341.

Ganzhorn, J.U., Lowry II, P.P., Schatz, G.E. and Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar : one of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx*, 35 : 346-348.

Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). 2007. Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in south-eastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin). Smithsonian Institution, Washington, DC.

Goodman, S.M., Pigeon, M., Hawkins, A.F.A. and Schulenberg, T.S. 1997. The birds of south-eastern Madagascar. *Fieldiana : Zoology, new series*, 87 : 1–132.

Goodman, S.M. and Ramanamanjato J.-B. 2007. A perspective on the paleo-ecology and biogeography of extreme southeastern Madagascar, with special reference to animals. Pp. 25–48 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in southeastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin). Smithsonian Institution, Washington, DC.

de Gouvenain, R.C. and A.J. Silander Jr. 2000. Diversité et Endémisme à Madagascar. Pp. 45–62 in : Lourenço, W.R. et Goodman, S.M. (eds.). *Mémoires de la Société de Biogéographie*. Paris.

Hannah, L., Dave R., Lowry P.P. et al. 2008. Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters*, 4 : 590–594.

Harper, G.J., Steininger, M.K., Tucker, C.J., Juhn, D. and Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, 34 : 325-333.

Henderson, S. 1999. Relationship between structure and composition in the littoral forests of southeast Madagascar. Thèse de doctorat, Environmental Change Unit, Oxford University.

International Monetary Fund (IMF). 2011. World Economic Outlook Database-April 2011, International Monetary Fund [Données relatives à l'année 2010]. Accès le 11 avril 2011. <http://imf.org/external/pubs/ft/weo/2011/01/weodata/index.aspx>.

Ingram, J.C. and Dawson, T.P. 2005. Climate change impacts and vegetation response on the island of Madagascar. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Londres, A*, 363 : 55–59.

Ingram, J.C., Dawson, T.P. and Whittaker, R.J. 2005a. Mapping tropical forest structure in southeastern Madagascar using remote sensing and artificial neural networks. *Remote Sensing of Environment*, 94 : 491–507.

Ingram J.C., Whittaker, R.J. and Dawson, T.P. 2005b. Tree structure and diversity in human-impacted littoral forests, Madagascar. *Environmental Management*, 35 : 779–798.

Ingram, J.C. and Dawson, T.P. 2006. Forest cover, condition, and ecology in human-impacted forests, south-eastern Madagascar. *Conservation and Society*, 4 : 194–230.

IUCN. 2009. 2009 IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.

Jacques Whitford Inc. 2007. Marine Environmental Monitoring of Ehoala Port. Rapport non publié pour Rio Tinto QMM.

Jetz, W., Sekercioglu, C.H. and Watson, J.E.M. 2008. Ecological correlates and conservation implications of overestimating species geographic ranges. *Conservation Biology*, 22 : 110–119.

Langhammer, P.F., Bakarr, M.I., Bennun, L.A., Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G.J., Eken, G., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B. da, Foster, M.N., Knox, D.H., Matiku, P., Radford, E.A., Rodrigues, A.S.L., Salaman, P., Sechrest, W. and Tordoff, A.W. 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas : Targets for Comprehensive Protected Area Systems. IUCN, Gland, Suisse.

Lowry II, P.P. and Faber-Langendoen, D. 1991. Overall flora and vegetation study. In : Ilmenite Project. Social and Environmental Impact Assessment. Supporting Document no. 4. Document non publié soumis par QIT Madagascar Minerals S.A. (QMM S.A.) à l'Office National de l'Environnement de Madagascar en mai 2001.

Lowry II, P.P., Smith, P.P. and Rabevohitra, R. 2001. Review of MIR Télédétection Inc. : Deforestation Study in the region of Fort Dauphin (Tolagnaro) Madagascar. In : Ilmenite Project. Social and Environmental Impact Assessment. Supporting Document no. 9. Document non publié soumis par QIT Madagascar Minerals S.A. (QMM S.A.) à l'Office National de l'Environnement de Madagascar en mai 2001.

McKenney, B. and Kiesecker J.M. 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets : A Review of compensation Frameworks. *Environmental Management*, 45 : 165–176

Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. and da Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots Revisited. CEMEX, Mexico.

Nussbaum, R.A., Raxworthy, C.J., Raselimanana, A.P. and Ramanamanjato, J.-B. 1999. Amphibiens and reptiles of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar. In : Goodman, S.M. (ed.). A floral and faunal inventory of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar : En référence à la variation altitudinale. *Fieldiana : Zoology*, 94 : 155–173.

Parkes, D., Newell, G. and Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation : the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration*, 4 : S29–S38.

Rabenantoandro, J. 2001. Analyse floristique, structurale et dendrométrique de la forêt dense humide de basse altitude du Parc National Masoala sur le versant occidental selon la méthode de la parcelle permanente. Dissertation, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo.

Rabenantoandro, J., Randriatafika, F. and Lowry II, P.P. 2007. Floristic and Structural Characteristics of Remnant Littoral Forest Sites in the Tolagnaro Area. Pp. 65-93 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin). Smithsonian Institution, Washington DC.

Rabevohitra, R., Wilmé, L., Lowry II, P.P. and Schatz, G.E. 1998. Pp. 65–99 in : Ratsirarson, J. and Goodman, S.M. (eds.). Inventaire biologique de la forêt littorale de Tampolo. Volume 14. Centre d'Information et de Documentation Scientifique et Technique, Antananarivo, Madagascar.

Ramsar, Secrétariat de la Convention. 2008. Désignation de sites Ramsar. Cadre stratégique et lignes directrices pour orienter l'évolution de la Liste des zones humides d'importance internationale. Deuxième édition. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse.

Ramanamanjato, J.B., McIntyre, P.B. and Nussbaum, R.A. 2002. Reptile, amphibian and lemur diversity of the Malahelo Forest, a biogeographical transition zone in southeastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 11 : 1791–1807.

Rarivoson, C. and Mara, R. 2007. Testing of Fast Growing Tree Species for the Rehabilitation of Mine Sites. Pp. 323-331 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Smithsonian Institution, Washington DC.

Raxworthy, C.J. 2003. Introduction to the Reptiles. Pp. 934-949 in : Goodman, S.M. and Benstead, J.P. (eds.). *The Natural History of Madagascar*. (Chicago Press, Chicago.)

Rio Tinto. 2004. Rio Tinto's Strategy for Biodiversity : Sustaining a Natural Balance. Rio Tinto, London et Melbourne. Document non publié disponible à : www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/RTBiodiversitystrategyfinal.pdf.

Rio Tinto. 2008a. Rio Tinto et la biodiversité : obtenir des résultats sur le terrain. Rio Tinto, London et Melbourne. Document non publié disponible à : http://www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/RTBiodiversitystrategyfinal_French.pdf

Rio Tinto. 2008b. Standard E9 – Land Use Stewardship. Document non publié disponible à : www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/LandUseStewardship.pdf.

Rio Tinto. 2008c. A biodiversity case study of Rio Tinto Madagascar / QMM : Achieving a Net Positive Impact on Biodiversity.

Rio Tinto. 2009. Notre approche de l'entreprise. Notre code de conduite mondial. Document non publié disponible à : www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/Notre_approche_de_l_entreprise.pdf

Rio Tinto. 2010. Biodiversity Action Planning Guidance Note. Document non publié.

Rio Tinto QMM. 2001. Social and Environmental Impact Assessment "Ilmenite Project" (Office National de l'Environnement 2001).

Rio Tinto QMM. 2008. Biodiversity Offsets Strategy – QMM Rio Tinto Madagascar : Draft working paper and issues for discussion. Document non publié.

Rio Tinto QMM. 2010. Rio Tinto QMM Biodiversity Action Plan. Document non publié.

Rodrigues, A.S.L. 2011. Improving coarse species distribution data for conservation planning in biodiversity-rich, data-poor, regions : no easy shortcuts. *Animal Conservation*, 14 : 108–110.

Rondinini, C., Stuart, S. and Boitani, L. 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conservation Biology*, 19 : 1488–1497.

Schütte, K. 2007. Inventaire des Mantodea et des Phasmatodea dans les forêts littorales des environs de Tolagnaro (Fort-Dauphin). Pp. 155-162 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. et Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Schütte, K. and Razafindraibe, P. 2007. Liste de contrôle des libellules des forêts littorales des environs de Tolagnaro (Fort-Dauphin). Pp. 163-166 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, USA.

TEEB. 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity : Mainstreaming the Economics of Nature* : Chapter 4 Scaling down biodiversity and ecosystem risks to business www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=tcneop1kys4%3d&tabid=1021&language=en-US.

ten Kate, K., Bishop, J. and Bayon, R. 2004. *Biodiversity offsets : Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni et Insight Investment, Londres.

van Aarde, R.J., Ferreira, S.M., Kritzing, J.J., van Dyk, P.J., Vogt, M. et al. 1996. An evaluation of habitat rehabilitation on coastal dune forests in northern KwaZulu-Natal, South Africa. *Restoration Ecology*, 4 : 334–345.

Vincelette, M., Dean, L. and Ganzhorn, J.U. 2007a. The QMM/Rio Tinto project history in Tolagnaro and its social and environmental concepts. Pp. 1–8 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Vincelette, M., Theberge, M. and Randrihasipara, L. 2007b. Evaluations of forest cover at regional and local levels in the Tolagnaro region since 1950. Pp. 49–59 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Vincelette, M., Dumouchel, J., Giroux, J. and Heriarivo, R. 2007c. The Tolagnaro (Fort Dauphin) region : a brief overview of the geology, hydrology and climatology. Pp. 9–18 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Vincelette, M., Rabenantoandro, J., Randrihasipara, L., Randriatafika, F. and Ganzhorn, J. 2007d. Results from Ten Years of Restoration Experiments in the Southeastern Littoral Forests of Madagascar. Pp. 337–354 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Virah-Sawmy, M. and Ebeling, J. 2010. The difficult road toward real-world engagement : conservation science and mining in southern Madagascar. *Conservation Letters*, 3 : 288–289.

Virah-Sawmy, M., Willis, K.J. and Gillson, L. 2010. Evidence for drought and forest declines during the recent megafaunal extinctions in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 37(3) : 506–519.

Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. and Dawson, T.P. 2005. The importance of littoral forest remnants for indigenous bird conservation in southeastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 14 : 523-545.

Watson, J.E.M. 2007. Conservation of Bird Diversity in Madagascar's Southeastern Littoral Forests. Pp. 186-208 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Wesener, T. 2009. Unexplored richness : discovery of 31 new species of Giant Pill-Millipedes endemic to Madagascar, with a special emphasis on microendemism (Diplopoda, Sphaerotheriida). *Zootaxa*, 2097 : 3–134.

Wesener, T. and Wägele, J.W. 2007. Giant Pill-Millipedes (Diplopoda : Sphaerotheriida) in the Littoral Forest Fragments of Southeastern Madagascar. Pp. 147-154 in : Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. and Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin)*. Smithsonian Institution, Washington DC.

Wesener, T., Enghoff, H. and Sierwald, P. 2009. Review of the Spirobolida on Madagascar, with descriptions of twelve new genera, including three genera of 'fire millipedes' (Diplopoda). *Zookeys*, 19: Special Issue.

ANNEXE 1

Le Comité consultatif sur la biodiversité de QMM

En 2003, QMM a invité des spécialistes de la biodiversité extérieurs à l'entreprise à faire partie d'un Comité consultatif officiel sur la biodiversité. Le Comité, qui à cette époque travaillait déjà de façon informelle depuis plusieurs années, bénéficie d'une autonomie pleine et entière, est libre de critiquer publiquement Rio Tinto QMM (individuellement ou collectivement) et ses membres ne reçoivent pas de rémunération pour le temps passé aux réunions du Comité.⁴⁹

Le Comité a pour mission de conseiller QMM à propos des modalités optimales de conservation et d'amélioration de la diversité biologique à l'intérieur du site du projet avant, pendant et après l'exploitation minière. Il conseille aussi QMM et les autorités régionales en matière de biodiversité dans la région de Fort Dauphin. Le Comité aide QMM à mettre en œuvre son Programme pour la biodiversité, par exemple en examinant et en commentant le projet de Plan d'action pour la biodiversité (Rio Tinto QMM, 2010) et le présent rapport, et en contribuant à la préparation de la monographie sur la biodiversité (Ganzhorn *et al.*, 2007).

Les principes directeurs de fonctionnement du Comité sur la biodiversité sont notamment :

- Communication ouverte et franche;
- Anonymat des discussions;
- Accès plein et entier aux informations sociales et environnementales;
- Les informations et procédures du Comité sont accessibles au public;
- Les membres sont libres de communiquer, individuellement ou collectivement, à propos des activités du Comité et du projet.

Le Comité se réunit une fois par an; des réunions ad hoc peuvent être organisées avec la présence de tous les membres ou d'une partie d'entre eux. Normalement, les réunions durent trois jours et traitent des questions techniques et stratégiques. Le Comité assure une fonction d'expertise auprès de QMM et peut définir les sujets qui l'intéressent et les priorités de son ordre du jour. Une « séance à huis clos » a lieu le dernier jour de chaque session, avec les membres du Comité uniquement (aucun collaborateur de Rio Tinto QMM ne peut être présent). En règle générale, le Comité adresse à Rio Tinto QMM un ensemble de commentaires et de recommandations formels à la fin de chacune de ses réunions ; Rio Tinto QMM est tenu d'y répondre. QMM prend à sa charge tout travail complémentaire demandé par le Comité et décidé d'un commun accord.

QMM accueille les réunions du Comité ; les frais de voyage et de séjour lors de ces réunions sont remboursés par QMM ; en revanche, les membres du Comité ne sont pas rémunérés pour leur participation aux réunions.

⁴⁹ Les frais de voyage et de séjour sont remboursés; on peut commanditer aux membres du Comité (ou aux institutions auxquelles ils appartiennent) des travaux spécifiques, qui sont financés sous la forme de contrats séparés, ou dans le cadre de partenariats existants (ainsi, Rio Tinto a des programmes officiels en partenariat avec un certain nombre d'ONG, dont les Jardins botaniques royaux de Kew), selon qu'il convient.

ANNEXE 2

Hectares de qualité et Unités de répartition mondiale

Hectares de qualité (HQ)

Les hectares de qualité sont l'unité de mesure normalisée employée par Rio Tinto pour suivre l'avancement vers l'objectif d'IPN sur le plan mondial et des sites. Ils sont conceptuellement liés aux « hectares d'habitat » utilisés à Victoria, Australie (Parkes *et al.*, 2003). Un large éventail de valeurs de biodiversité, dont les espèces menacées, les habitats rares ou les produits forestiers non ligneux, peuvent être exprimés en termes de leur quantité et leur qualité. Ceci s'exprime sous la forme d'une unité « superficie x qualité » appelée ici « hectares de qualité ». Ainsi, 100 hectares de forêt intacte comptent comme 100 hectares de qualité (100 ha x 100% qualité = 100 HQ), tandis que 100 hectares de forêt assez dégradée, à 40% de sa « qualité optimale », vaudraient 40 hectares de qualité (100 ha x 40% qualité = 40 HQ).

La qualité ou l'état peuvent être mesurés sous des formes différentes, en fonction de l'habitat concerné. Rio Tinto n'a pas de recette universelle pour mesurer la qualité des habitats parce qu'elle dépend pour beaucoup du contexte ; il recommande plutôt d'utiliser des méthodes établies et acceptées lorsqu'elles existent sur le plan régional (national ou sous-national). Comme il n'y avait pas de méthodologie établie pour évaluer l'état des habitats à Madagascar, QMM a élaboré sa propre méthode de classification, avec l'aide des Jardins botaniques du Missouri, des Jardins botaniques royaux de Kew, du FOFIFA⁵⁰ et d'autres experts. Cette méthode est décrite par Vincelette *et al.*, (2007b) et par Rabenantoandro *et al.* (2007).

Unités de répartition mondiale (UR)

Les unités de répartition mondiale sont une unité de mesure nouvelle, mise au point aux fins de cette analyse, mais conceptuellement liée aux hectares de qualité. Une unité de répartition mondiale équivaut à 1% de la population mondiale d'une espèce (ou 1% de sa répartition mondiale, s'il n'y a pas de données sur sa population). Les unités de répartition mondiale sont calculées de la façon suivante : si une espèce a une population mondiale de 1000 individus, et que 10 d'entre eux sont tués, ce serait une perte de 1% de la population mondiale ou d'une « unité de répartition mondiale » (UR). De la même façon, si une espèce a une aire de répartition mondiale de 100 ha, et que 1 ha de cette aire totale est perdu en raison de la destruction d'habitats liée à l'exploitation minière, ce serait une perte de 1% de son aire de répartition mondiale ou d'une « unité de répartition mondiale » (UR).

Un précédent d'utilisation de ce type d'unité de mesure peut être trouvé dans les seuils quantitatifs employés pour identifier des sites d'importance mondiale pour la conservation de la biodiversité. Ainsi, dans le cadre de la Convention sur les zones humides (Convention de Ramsar, 1971), les sites inscrits sur la Liste des zones humides d'importance internationale doivent remplir un certain nombre de critères adoptés par la Conférence des Parties, dont le Critère n°6 : « Une zone humide devrait être considérée comme un site d'importance internationale si elle abrite, habituellement, 1% des individus d'une population d'une espèce ou sous-espèce

⁵⁰ Le Centre National de Recherche Appliquée au Développement Rural, www.fofifa.mg.

d'oiseau d'eau » (Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2004). De la même façon, les critères d'identification des zones clés pour la biodiversité (ZCB) comprennent des seuils de 1% ou 5% de la population mondiale des espèces (selon le type d'espèces en question) (Langhammer *et al.*, 2007).

Cette analyse étant la première étude relative à des compensations qui emploie les unités de répartition mondiale (UR) comme unité de mesure ou « devise », ce fait mérite quelques commentaires. Essentiellement, l'utilisation des « unités de répartition mondiale » comme unité de mesure n'implique en aucun cas que les espèces sont interchangeable entre elles. Il ne sera jamais acceptable de déclarer qu'on peut causer l'extinction d'une plante tant que l'on protège à perpétuité l'aire de répartition entière d'une espèce particulière de grenouille. Il s'agit en revanche de donner une idée de l'échelle des pertes et de l'échelle de gains correspondante qui est nécessaire à l'obtention d'un impact positif net.

L'avantage des unités de répartition mondiale est que cette unité de mesure est beaucoup plus étroitement liée au risque d'extinction⁵¹ d'une espèce que les simples hectares, même que les hectares de qualité. Ainsi, une perte de 80 ha d'habitat serait catastrophique pour une espèce ayant une aire de répartition mondiale totale de 100 ha, mais négligeable pour une espèce répartie sur 1 million d'hectares. L'inconvénient est qu'elle est légèrement plus difficile à calculer et nécessite plus de temps, même si, comme le démontre cette analyse, c'est faisable. Les unités de répartition mondiale représentent pour l'essentiel un moyen d'ajuster le calcul des pertes et des gains mesurés en hectares (ou en hectares de qualité) de façon à tenir compte de l'aire de répartition mondiale totale d'une valeur de biodiversité particulière. Les UR peuvent être calculées pour les espèces, les habitats ou d'autres valeurs liées à la biodiversité (par exemple les produits forestiers non ligneux).

⁵¹ La réduction des unités de répartition mondiale est pour l'essentiel la même chose qui est mesurée par le Critère A de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN. En effet, en vertu du Critère A, si une espèce perd >80% de sa population mondiale en 10 ans/3 générations (ce qui peut être déduit de la réduction de son aire de répartition), elle est classée « en danger critique d'extinction ». Une réduction de >50% classe l'espèce "en danger" et une réduction de >30% la rend « vulnérable » (UICN, 2001).

ANNEXE 3

Pertes et gains en hectares de qualité (HQ) de forêt littorale

Type de perte/gain	Site	Couverture forestière en 2004	Taux de déforestation de référence	Couverture forestière estimée restante en 2065 sans mine	Qualité en 2004	Total HQ perdus	HA forêt en ZE ou compensations	Qualité en 2004
PERTES	Mandena Mine	330	0,009	208	0,11	23		
PERTES	Petriky Mine	674	0,009	425	0,23	98		
PERTES	Ste Luce Mine	661	0,009	417	0,74	307		
GAINS DE RESTAURATION	Mandena restauration							
GAINS DE RESTAURATION	Petriky restauration							
GAINS DE RESTAURATION	Ste Luce restauration							
PERTES EVITEES ZE	Mandena Evitement (AZ)						230	0,57
PERTES EVITEES ZE	Petriky Evitement (AZ)						120	0,39
PERTES EVITEES ZE	Ste Luce Evitement (AZ)						274	0,80
AMELIORATION QUALITE DANS ZE	Mandena Evitement (AZ)						230	0,57
AMELIORATION QUALITE DANS ZE	Petriky Evitement (AZ)						120	0,39
AMELIORATION QUALITE DANS ZE	Ste Luce Evitement (AZ)						274	0,80
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Ste Luce compensation						498	0,84
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Mahabo						1565	0,80
PERTES EVITEES DANS COMPENSATIONS	Bemangidy						4000	0,90
	Total tous types de forêts							
	Total Forêt littorale Fort Dauphin							
	Total Forêt littorale							

ANNEXE 4

Caractéristiques des espèces hautement prioritaires pour lesquelles les pertes et les gains ont été calculés en Unités de répartition mondiale (UR)

Taxon supérieur 2	Nom scientifique	Espèces non endémiques sans équivalent compensation	Statut d'endémisme
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus nov. sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) cf pulcher nov. sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) punctatus nov. sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Amphibiens	<i>Madecassophryne truebae</i>		Endémique régionale
Amphibiens	<i>Stumpffia cf tridactyla nov. sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Reptiles	<i>Pseudoxyrhopus kely</i>		Endémique régionale (présente sur deux sites de forêt seulement)
Reptiles	<i>Phelsuma antanosy</i>		Endémique régionale (présente sur deux sites de forêt seulement)
Oiseaux	<i>Anas melleri</i>		Endémique nationale
Oiseaux	<i>Ardea humbloti</i>	Oui	Endémique nationale
Mammifères terrestres	<i>Microcebus cf rufus nov. sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Spherotheriidae	<i>Zoosphaerium alluaudi</i>		Endémique régionale ou locale
Spherotheriidae	<i>Zoosphaerium arborealis</i>		Endémique régionale ou locale
Spherotheriidae	<i>Zoosphaerium sp. "Ste Luce"</i>		Endémique régionale ou locale
Spherotheriidae	<i>Sphaeromimus inexpectatus</i>		Endémique régionale ou locale
Spherotheriidae	<i>Sphaeromimus splendidus</i>		Endémique régionale ou locale
Spirobolidae	<i>Riotintobolus mandensis</i>		Endémique locale
Spirobolidae	<i>Riotintobolus minutus</i>		Endémique régionale ou locale
Spirobolidae	<i>Granitobolus sp. 'black'</i>		Endémique locale
Spirobolidae	<i>Alluviobolus laticlavus</i>		Endémique locale
Mantodés	<i>Nesogalepsus sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	" <i>Tarachodinae</i> " sp.		Endémique régionale ou locale

Statut Liste rouge UICN	Unité de mesure	Mesures spéciales perte/gain nécessaires?	Population mondiale estimée (n° individus) plantes endémiques	Aire répartition mondiale (ha)
LC (G. bicalcaratus)	UR			1 595
NE	UR			2 093
DD (G. punctatus)	UR			2 093
EN B1ab(iii)	UR			36 373
DD	UR			2 093
EN B2ab(ii,iii)	UR			11 660
CR B2ab(ii,iii,iv)	UR	Oui		788
EN C2a(ii)	UR			2 111 126
EN C2a(ii)	UR			285 554
LC (M. rufus)	UR			1 355
NE	UR			890
NE	UR			2 093
NE	UR			498
NE	UR			738
NE	UR			857
NE	UR			738
NE	UR			196
NE	UR			2 093
NE	UR			890
NE	UR			2 093
NE	UR			2 093

Taxon supérieur 2	Nom scientifique	Espèces non endémiques sans équivalent compensation	Statut d'endémisme
Mantodés	<i>Apterocorypha sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	<i>Platycalymma sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	<i>Tarachomantis sp.</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	<i>Tisma freyi</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	<i>Tisma pauliani</i>		Endémique régionale ou locale
Mantodés	<i>Danuriella irregularis</i>		Endémique régionale ou locale
Phasmatodés	" <i>Antongiliinae</i> " sp.		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Cirsia sp.</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Pseudodatames sp.</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Parectatosoma cf. cervinum</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Leiophasma sp.1</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Leiophasma sp.2</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Xeranthrix sp.1</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Xeranthrix sp.2</i>		Endémique locale
Phasmatodés	<i>Anareolatae sp 1</i>		Endémique locale
Plantes	<i>Acalypha vulneraria</i>		endémique locale
Plantes	<i>Aloe helenae Danguy</i>	Oui	
Plantes	<i>Asteropeia micraster Hallier f.</i>		presque endémique locale (Mahabo)
Plantes	<i>Astrotrichilia elliotii (Harms) Cheek</i>		presque endémique locale (Mahabo)
Plantes	<i>Beccariophoenix madagascariensis Jum. & H. Perrier</i>		
Plantes	<i>Croton trichotomus Geiseler</i>		endémique locale
Plantes	<i>Cynorkis elata Rolfe</i>		endémique locale
Plantes	<i>Dalbergia delphinensis Bosser & Rabevohitra.</i>	Oui	
Plantes	<i>Dalbergia maritima R. Vig.</i>		
Plantes	<i>Dombeya mandenensis Arènes</i>		endémique locale
Plantes	<i>Dombeya rariflora Arènes</i>		endémique locale
Plantes	<i>Dracaena bakeri Scott-Elliot</i>		endémique locale
Plantes	<i>Dypsis mananjarensis Jum & H.Perr</i>		endémique locale

Taxon supérieur 2	Nom scientifique	Espèces non endémiques sans équivalent compensation	Statut d'endémisme
Plantes	<i>Dypsis saintelucei</i> Beentje		endémique locale
Plantes	<i>Eligmocarpus cynometroides</i> Capuron		endémique locale
Plantes	<i>Enterospermum</i> sp 30		endémique locale
Plantes	<i>Erythroxylum myrtoïdes</i> Bojer		endémique locale
Plantes	<i>Eulophia filifolia</i> Bosser & Morat		presque endémique locale (Mahabo)
Plantes	<i>Eulophia palmicola</i> H. Perr.		endémique locale
Plantes	<i>Euphorbia elliotii</i> Leandri	Oui	
Plantes	<i>Euphorbia francoisii</i> Leandri		endémique locale
Plantes	<i>Euphorbia lophogona</i> Lam.		endémique locale
Plantes	<i>Flagenium arboreum</i> Wernham		endémique locale
Plantes	<i>Grewia flavicans</i> Boivin ex Baill.		endémique locale
Plantes	<i>Hyperacanthus mandenensis</i> Rakotonas. & A.P. Davis ined.		presque endémique locale (Mahabo)
Plantes	<i>Leptolaena delphinensis</i> G.E. Schatz & Lowry		endémique locale
Plantes	<i>Leptolaena pauciflora</i> Baker		
Plantes	<i>Malleastrum mandenense</i> J.-F. Leroy		endémique locale
Plantes	<i>Meineckia websteri</i> Brunel & J. Roux		endémique locale
Plantes	<i>Millettia taolanaroensis</i> Du Puy & Labat		
Plantes	<i>Myrtus madagascariensis</i> H. Perrier		endémique locale
Plantes	<i>Ocotea brevipes</i> Kosterm.		endémique locale
Plantes	<i>Oeceoclades longibracteata</i> Bosser & Morat		endémique locale
Plantes	<i>Paederia taolagnarensis</i> Razafim. & C.M. Taylor		endémique locale
Plantes	<i>Peponium poissonii</i> Keraudren		endémique locale
Plantes	<i>Phyllanthus nummulariifolius</i> subsp. <i>vinanibae</i> Brunel & J.P. Roux		endémique locale
Plantes	<i>Phyllarthron ilicifolium</i> (Pers.) H. Perrier		endémique locale
Plantes	<i>Polyalthia madagascariensis</i> Cavaco & Keraudren		endémique locale
Plantes	<i>Polyalthia pendula</i> Capuron ex G.E. Schatz & Le Thomas		endémique locale
Plantes	<i>Pseudocatha</i> sp nov		endémique locale

Statut Liste rouge UICN	Unité de mesure	Mesures spéciales perte/gain nécessaires?	Population mondiale estimée (n° individus) plantes endémiques	Aire répartition mondiale (ha)
CR D	UR		>10 000	1 355
	UR	Oui	2 545	100
	UR		<10 000	934
	UR		<10 000	498
	UR	Oui	n/a (non endémique)	1 615
	UR		<10 000	738
EN B1ab(iii)+2ab(iii)	Ha		n/a (non endémique)	
CR B1ab(iii,v)	UR		>10 000	1 628
VU B1ab(iii,v)	UR		>10 000	2 093
	UR		>10 000	890
	UR		364	890
	UR		n/a (non endémique)	4 458
CR A3cd	UR		>10 000	2 093
EN A3cd	Ha		n/a (non endémique)	
	UR		>10 000	2 983
	UR		70 909	890
EN B1+2abc	Ha	Oui	n/a (non endémique)	
	UR	Oui	727	13
	UR	Oui	2 545	31
	UR		>10 000	890
	UR		>10 000	1 628
	UR	Oui	727	6
	UR		602 909	890
	UR		>10 000	2 983
	UR		<10 000	1 595
	UR		26 545	890
	UR		>10 000	934

Taxon supérieur 2	Nom scientifique	Espèces non endémiques sans équivalent compensation	Statut d'endémisme
Plantes	<i>Pyrostria sp.nov</i>		endémique locale
Plantes	<i>Rinorea pauciflora var. pauciflora (Thouars.) Baill.</i>		endémique locale
Plantes	<i>Senecio antandroi Scott-Elliot</i>		endémique locale
Plantes	<i>Sideroxylon beguei var. saboureaui Aubrev.</i>		endémique locale
Plantes	<i>Suregada baronii (S. Moore) Croizat</i>		presque endémique locale (Mahabo)
Plantes	<i>Tricalysia cryptocalyx Baker</i>		endémique locale
Plantes	<i>Vitex bracteata Scott-Elliot</i>		endémique locale
Plantes	<i>Vitex grandidiana W. Piep.</i>		endémique locale
Plantes	<i>Vitex tristis Scott-Elliot</i>		endémique locale

Statut Liste rouge UICN	Unité de mesure	Mesures spéciales perte/gain nécessaires?	Population mondiale estimée (n° individus) plantes endémiques	Aire répartition mondiale (ha)
	UR		>10 000	1 236
	UR		408 000	1 628
	UR		21 455	890
	UR		>10 000	1 432
	UR		n/a (non endémique)	1 761
	UR		>10 000	2 983
	UR		20 364	890
	UR		>10 000	2 093
	UR		>10 000	2 093

ANNEXE 5

Impact net en termes d'unités de répartition mondiale pour les espèces hautement prioritaires : espèces équivalentes uniquement

Groupe	Nom scientifique	Aire répartition mondiale (hectares)	Impact net (ha) hors restauration
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus ?sp nov</i>	1 595	-476,2
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) cf pulcher ?sp nov</i>	2 093	-329,0
Amphibiens	<i>Guibemantis (Mantidactylus) punctatus ?sp nov</i>	2 093	-329,0
Amphibiens	<i>Madecassophryne truebae</i>	36 373	-333,9
Amphibiens	<i>Stumpffia cf tridactyla ?sp nov</i>	2 093	-329,0
Reptiles	<i>Pseudoxyrhopus kely</i>	11 660	-796,4
Reptiles	<i>Phelsuma antanosy</i>	788	-40,4
Oiseaux	<i>Anas melleri</i>	2 111 126	25,8
Oiseaux	<i>Ardea humbloti</i>	285 554	-142,3
Mammifères terrestres	<i>Microcebus cf rufus ?sp nov</i>	1 355	-186,7
Sphaerotheridae	<i>Zoosphaerium alluaudi</i>	890	-384,3
Sphaerotheridae	<i>Zoosphaerium arborealis</i>	2 093	-329,0
Sphaerotheridae	<i>Zoosphaerium sp. 'Sainte-Lucé</i>	498	147,2
Sphaerotheridae	<i>Sphaeromimus inexpectatus</i>	738	-142,3
Sphaerotheridae	<i>Sphaeromimus splendidus</i>	857	-333,9
Spirobolidés	<i>Riotintobolus mandensis</i>	738	-142,3
Spirobolidés	<i>Riotintobolus minutus</i>	196	83,1
Spirobolidés	<i>Granitobolus sp. 'black'</i>	2 093	-329,0
Spirobolidés	<i>Alluviobolus laticlavius</i>	890	-384,3
Mantodés	<i>Nesogalepsus sp.</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>"Tarachodinae" sp.</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Aptercorypha sp.</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Platycalymma sp.</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Tarachomantis sp.</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Tisma freyi</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Tisma pauliani</i>	2 093	-329,0
Mantodés	<i>Danuriella irregularis</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>"Antongiliinae" sp.</i>	2 093	-329,0

Groupe	Nom scientifique	Aire répartition mondiale (hectares)	Impact net (ha) hors restauration
Phasmatodés	<i>Cirsia sp.</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Pseudodatames sp.</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Parectatosoma cf. cervinum</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Leiophasma sp.1</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Leiophasma sp.2</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Xerantherix sp.1</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Xerantherix sp.2</i>	2 093	-329,0
Phasmatodés	<i>Anareolatae sp 1</i>	2 093	-329,0
Plantes	<i>Acalypha vulneraria</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Aloe helenae Danguy</i>		-384,3
Plantes	<i>Aspidostemun parvifolium</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Asteropeia micraster Hallier f.</i>	3 658	-160,9
Plantes	<i>Astrotrichilia elliotii (Harms) Cheek</i>	3 887	-128,2
Plantes	<i>Beccariophoenix madagascariensis Jum. & H. Perrier</i>		88,0
Plantes	<i>Cadia commersoniana</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Capurodendron delphinensis</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Claoxylon flavum</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Coffea comersoniana</i>	2 983	-713,3
Plantes	<i>Croton trichotomus Geiseler</i>	1 628	-526,6
Plantes	<i>Cynorkis elata Rolfe</i>	2 093	-329,0
Plantes	<i>Dalbergia delphinensis Bosser & Rabevohitra.</i>		-142,3
Plantes	<i>Dalbergia maritima R. Vig.</i>		-329,0
Plantes	<i>Dombeya mandenensis Arènes</i>	2 093	-329,0
Plantes	<i>Dombeya rariflora Arènes</i>	890	-384,3
Plantes	<i>Dracaena bakeri Scott-Elliot</i>	2 093	-329,0
Plantes	<i>Dypsis mananjarensis Jum & H.Perr</i>	2 093	-329,0
Plantes	<i>Dypsis saintelucei Beentje</i>	1 355	-186,7
Plantes	<i>Eligmocarpus cynometroides Capuron</i>	100	-0,3
Plantes	<i>Enterospermum sp 30</i>	934	-59,2
Plantes	<i>Erythroxylum myrtoïdes Bojer</i>	498	147,2
Plantes	<i>Eulophia filifolia Bosser & Morat</i>	1 615	153,7
Plantes	<i>Eulophia palmicola H. Perr.</i>	738	-142,3
Plantes	<i>Euphorbia elliotii Leandri</i>		-443,5
Plantes	<i>Euphorbia francoisii Leandri</i>	1 628	-526,6
Plantes	<i>Euphorbia lophogona Lam.</i>	2 093	-329,0

Impact net (UR) hors restauration	Impact net (ha) y compris restauration	Impact net (UR) y compris restauration	IPN atteint? 1=Oui 0=Non	Peut-on atteindre IPN (avec ensemble restaurations et compensations proposées)?
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
n/a	-159,3	n/a	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-4,4	289,1	7,9	1	Oui
-3,3	546,8	14,1	1	Oui
n/a	538,0	n/a	1	Oui
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-23,9	-38,3	-1,3	0	Oui provisoire
-32,3	-76,6	-4,7	0	Oui provisoire
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
n/a	82,7	n/a	1	Oui
n/a	121,0	n/a	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-13,8	38,3	2,8	1	Oui
-0,3	163,7	163,7	1	Oui
-6,3	390,8	41,8	1	Oui
29,6	147,2	29,6	1	Oui
9,5	212,3	13,1	1	Oui
-19,3	82,7	11,2	1	Oui
n/a	231,5	n/a	1	Oui
-32,3	-76,6	-4,7	0	Oui provisoire
-15,7	121,0	5,8	1	Oui

Groupe	Nom scientifique	Aire répartition mondiale (hectares)	Impact net (ha) hors restauration
Plantes	<i>Flagenium arboreum</i> Wernham	890	-384,3
Plantes	<i>Grewia flavicans</i> Boivin ex Baill.	890	-384,3
Plantes	<i>Hyperacanthus mandenensis</i> Rakotonas. & A.P. Davis ined.	4 458	-545,2
Plantes	<i>Leptolaena delphinensis</i> G.E. Schatz & Lowry	2 093	-329,0
Plantes	<i>Leptolaena pauciflora</i> Baker		840,2
Plantes	<i>Malleastrum mandenense</i> J.-F. Leroy	2 983	-713,3
Plantes	<i>Meineckia websteri</i> Brunel & J. Roux	890	-384,3
Plantes	<i>Millettia taolanaroensis</i> Du Puy & Labat		-62,5
Plantes	<i>Myrtus madagascariensis</i> H. Perrier	13	3,5
Plantes	<i>Ocotea brevipes</i> Kosterm.	31	13,2
Plantes	<i>Oeceoclades longebracteata</i> Bosser & Morat	890	-384,3
Plantes	<i>Paederia taolagnarensis</i> Razafim. & C.M. Taylor	1 628	-526,6
Plantes	<i>Peponium poissonii</i> Keraudren	6	2,6
Plantes	<i>Phyllanthus nummulariifolius</i> subsp. <i>vinanibea</i> Brunel & J.P. Roux	890	-384,3
Plantes	<i>Phyllarthron ilicifolium</i> (Pers.) H. Perrier	2 983	-713,3
Plantes	<i>Polyalthia madagascariensis</i> Cavaco & Keraudren	1 595	-476,2
Plantes	<i>Polyalthia pendula</i> Capuron ex G.E. Schatz & Le Thomas	890	-384,3
Plantes	<i>Pseudocatha</i> sp nov	934	-59,2
Plantes	<i>Pyrostria</i> sp.nov	1 236	4,9
Plantes	<i>Rinorea pauciflora</i> var. <i>pauciflora</i> (Thouars.) Baill.	1 628	-526,6
Plantes	<i>Senecio antandroi</i> Scott-Elliot	890	-384,3
Plantes	<i>Sideroxylon beguei</i> var. <i>saboureaui</i> Aubrev.	1 432	88,0
Plantes	<i>Suregada baronii</i> (S. Moore) Croizat	1 761	251,2
Plantes	<i>Tricalysia cryptocalyx</i> Baker	2 983	-713,3
Plantes	<i>Vitex bracteata</i> Scott-Elliot	890	-384,3
Plantes	<i>Vitex grandidiana</i> W. Piep.	2 093	-329,0
Plantes	<i>Vitex tristis</i> Scott-Elliot	2 093	-329,0

Impact net (UR) hors restauration	Impact net (ha) y compris restauration	Impact net (UR) y compris restauration	IPN atteint? 1=Oui 0=Non	Peut-on atteindre IPN (avec ensemble restaurations et compensations proposées)?
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-12,2	129,8	2,9	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
n/a	1290,2	n/a	1	Oui
-23,9	-38,3	-1,3	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
n/a	0,0	n/a	1	Oui
28,2	29,9	239,1	1	Oui
42,4	86,5	276,8	1	Oui
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-32,3	-76,6	-4,7	0	Oui provisoire
42,4	17,3	276,8	1	Oui
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-23,9	-38,3	-1,3	0	Oui provisoire
-29,9	-26,2	-1,6	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-6,3	390,8	41,8	1	Oui
0,4	229,9	18,6	1	Oui
-32,3	-76,6	-4,7	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
6,1	538,0	37,6	1	Oui
14,3	476,2	27,0	1	Oui
-23,9	-38,3	-1,3	0	Oui provisoire
-43,2	-159,3	-17,9	0	Oui provisoire
-15,7	121,0	5,8	1	Oui
-15,7	121,0	5,8	1	Oui

RioTinto

