

Volume E Préface

L'EIE du projet Ambatovy a été conçue pour rencontrer les exigences d'information stipulées dans les Termes de référence (TdR) imposés au projet par l'ONE (Office National de l'Environnement, Agence malgache régulatrice) et ce, sous la forme d'un ensemble complet et facile d'accès. L'information est présentée dans 11 volumes traitant de sujets spécifiques. La liste des volumes est présentée ci-dessous: un organigramme illustre la structure de chacun de ces volumes (Figure 1):

- Volume A: Introduction
- Volume B: Etude d'impact environnemental - Mine
- Volume C: Etude d'impact environnemental - Pipeline de pulpe
- Volume D: Etude d'impact environnemental - Usine de traitement
- Volume E: Etude d'impact environnemental - Parc à résidus
- Volume F: Etude d'impact environnemental - Extension portuaire
- Volume G: Etude d'impact environnemental - Effets cumulatifs
- Volume H: Annexes générales
- Volume I: Annexes sur les aspects physiques
- Volume J: Annexes sur les aspects biologiques
- Volume K: Annexes sur les aspects sociaux

Le volume A présente le projet et le processus de l'EIE; il contient les informations sur les secteurs d'étude et la méthodologie utilisée pour toutes les disciplines et toutes les composantes du projet.

Pour la commodité des lecteurs qui ne voudraient lire que des parties spécifiques de l'EIE, les volumes B à F contiennent chacun la description du projet et l'évaluation environnementale pour un secteur spécifique du projet. Donc, un lecteur qui ne s'intéresse qu'à un site particulier du projet peut lire le volume correspondant.

Le volume G contient l'évaluation des effets cumulatifs; il traite des effets combinés de toutes les composantes du projet et les effets cumulatifs de l'ensemble du projet avec les autres projets et activités prévisibles à Madagascar.

Lorsque approprié, l'EIE renvoie à des documents séparés, les annexes, dans les volumes H à K; ces annexes contiennent des informations techniques et de référence additionnelles. Ces volumes contiennent également les annexes des rapports de l'EIE pour quelques disciplines ainsi que des informations pertinentes à l'EIE pour plusieurs composantes du projet. Les annexes H-12 et H-13 contiennent le glossaire, les acronymes et les références pour tous les volumes.

Figure 1 Structure de l'étude d'impact environnemental du projet Ambatovy

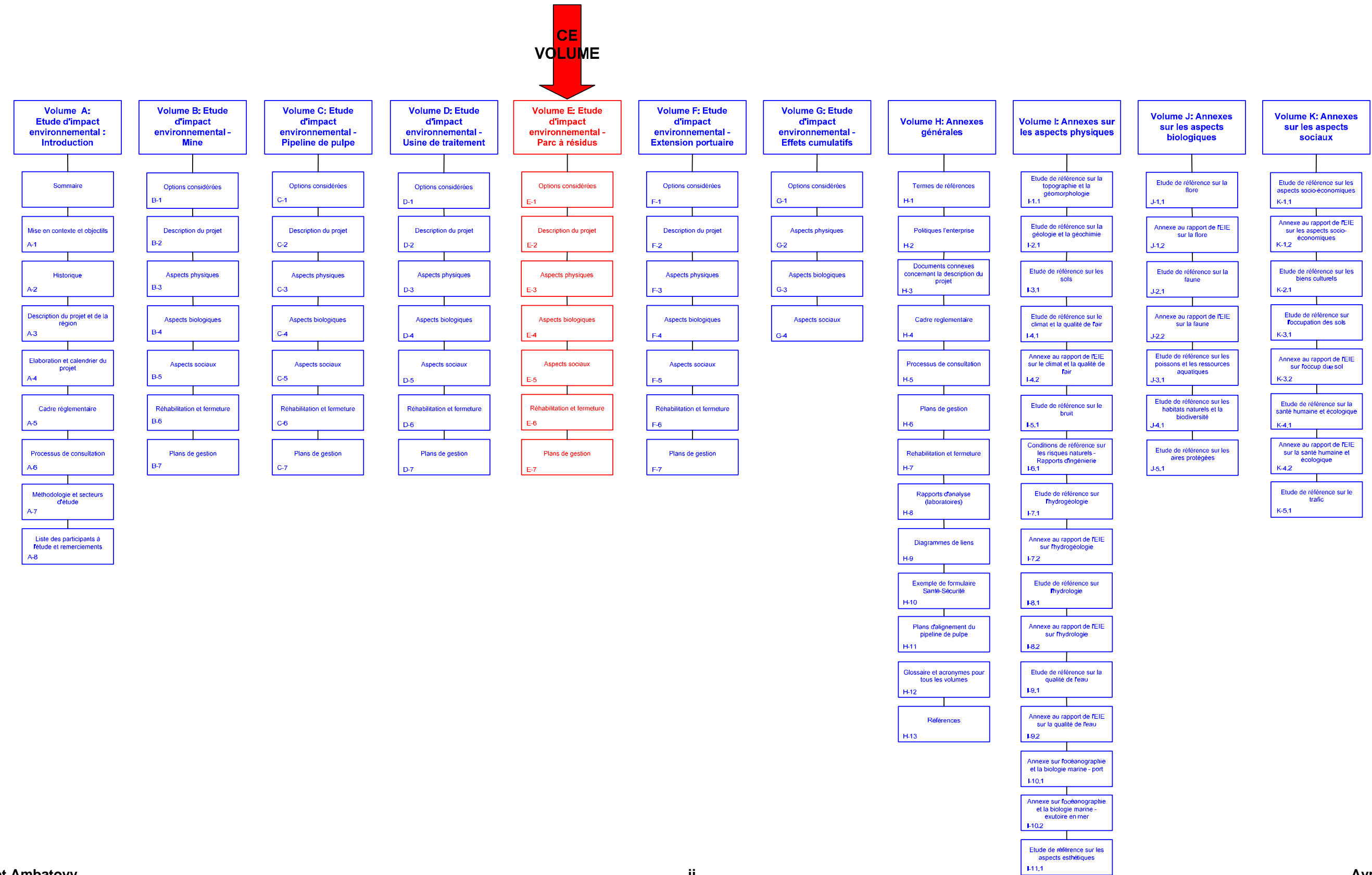


TABLE DES MATIERES

<u>SECTION</u>	<u>PAGE</u>
1 OPTIONS CONSIDEREES	1
1.1 CHOIX DE L'OPTION PREFEREE	6
1.2 OPTIONS DE CONCEPTION	6
1.3 OPTION PREFEREE.....	8
2 DESCRIPTION DU PROJET	9
2.1 NORMES DE CONCEPTION.....	9
2.2 CRITERES GENERAUX DE CONCEPTION	9
2.3 PHASES D'ELABORATION	11
2.4 ACQUISITION DE TERRAINS.....	12
2.5 CONCEPTION DES TERRASSEMENTS	12
2.5.1 Matériaux de construction.....	12
2.5.2 Profil en travers des digues	13
2.6 TRANSPORT ET DEPOT DES RESIDUS MINIERES.....	13
2.6.1 Système de transport des résidus miniers.....	13
2.6.2 Système de distribution des résidus miniers	14
2.7 CONCEPTION DE LA GESTION DE L'EAU.....	14
2.7.1 Débits opérationnels	14
2.7.2 Traitement des effluents	15
2.8 OPERATION DES INSTALLATIONS.....	17
2.8.1 Rehaussement des digues	17
2.8.2 Schéma de remplissage des résidus.....	18
3 PHYSIQUES	20
3.1 TOPOGRAPHIE ET GEOMORPHOLOGIE	20
3.1.1 Introduction	20
3.1.2 Secteur d'étude	20
3.1.3 Résumé de l'étude de référence.....	20
3.1.4 Portée des enjeux	21
3.1.5 Evaluation des impacts	21
3.1.6 Conclusions.....	26
3.2 GEOLOGIE ET GEOCHIMIE	27
3.2.1 Introduction	27
3.2.2 Résumé de l'étude de référence.....	27
3.2.3 Evaluation des impacts	30
3.2.4 Conclusions.....	31
3.3 SOLS	32
3.3.1 Introduction et secteur d'étude.....	32
3.3.2 Résumé de l'étude de référence.....	32
3.3.3 Evaluation des impacts	33
3.3.4 Conclusions.....	41
3.4 CLIMAT ET QUALITE DE L'AIR.....	42
3.5 BRUIT	43
3.6 RISQUES NATURELS	44
3.6.1 Introduction	44
3.6.2 Secteur d'étude	44
3.6.3 Résumé de l'étude de référence.....	44
3.6.4 Portée des enjeux	45

3.6.5	Evaluation des impacts	46
3.7	HYDROGEOLOGIE	52
3.7.1	Introduction	52
3.7.2	Secteur d'étude	52
3.7.3	Résumé de l'étude de référence	52
3.7.4	Portée des enjeux	56
3.7.5	Evaluation des impacts	57
3.7.6	Analyse des impacts	65
3.7.7	Conclusions.....	68
3.8	HYDROLOGIE	70
3.8.1	Introduction	70
3.8.2	Secteurs d'étude	70
3.8.3	Résumé de l'étude de référence	70
3.8.4	Portée des enjeux	72
3.8.5	Evaluation des impacts	73
3.8.6	Analyse des impacts	90
3.8.7	Conclusions.....	92
3.9	OCEANOGRAPHIE	94
3.9.1	Introduction	94
3.9.2	Méthodologie.....	94
3.9.3	Evaluation de l'exutoire en mer – Composition physicochimique de l'effluent et impacts possibles	99
3.9.4	Evaluation des impacts de l'exutoire en mer	119
3.9.5	Conclusions.....	127
3.10	QUALITE DE L'EAU	131
3.10.1	Introduction	131
3.10.2	Secteur d'étude	131
3.10.3	Résumé de l'étude de référence	132
3.10.4	Portée des enjeux	134
3.10.5	Evaluation des impacts	135
3.11	ASPECT ESTHETIQUES	158
3.11.1	Introduction	158
3.11.2	Secteur d'étude	158
3.11.3	Résumé de l'étude de référence	158
3.11.4	Portée des enjeux	159
3.11.5	Evaluation des impacts	160
3.11.6	Conclusions.....	168
4	BIOLOGIQUES	169
4.1	FLORE	169
4.1.1	Introduction	169
4.1.2	Secteur d'étude	169
4.1.3	Résumé de l'étude de référence.....	169
4.1.4	Portée des enjeux	170
4.1.5	Question clé FL-1 : Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur la perte et l'altération des communautés de plantes?	172
4.2	FAUNE.....	183
4.3	POISSONS ET RESSOURCES AQUATIQUES	184
4.3.1	Introduction	184
4.3.2	Secteur d'étude	184
4.3.3	Résumé de l'étude de référence.....	184
4.3.4	Portée des enjeux	192
4.3.5	Question clé FA-1: Quel effet le projet aura-t-il sur l'habitat aquatique?	195

4.3.6	Question clé FA-2: Quel effet le projet aura-t-il sur l'abondance du biote aquatique et la survie des espèces endémiques ou natives?	203
4.3.7	Question clé FA-3: Quel effet le projet aura-t-il sur la pêche artisanale?.....	210
4.3.8	Conclusions.....	214
4.4	ECOLOGIE MARINE	215
4.5	HABITATS NATURELS ET BIODIVERSITE	216
4.6	AIRES PROTEGEES.....	217
5	SOCIAL	218
5.1	ASPECTS SOCIO-ECONOMIQUES.....	218
5.2	BIENS CULTURELS.....	219
5.2.1	Introduction	219
5.2.2	Secteur d'étude	219
5.2.3	Résumé de l'étude de référence.....	219
5.2.4	Portée des enjeux	220
5.2.5	Evaluation des impacts	222
5.3	OCCUPATION DU SOL	227
5.3.1	Introduction	227
5.3.2	Secteur d'étude	227
5.3.3	Résumé de l'étude de référence.....	227
5.3.4	Portée des enjeux	229
5.3.5	Méthodologie d'évaluation	229
5.3.6	Evaluation des impacts	230
5.3.7	Mesures d'atténuation.....	235
5.3.8	Conclusions.....	236
5.4	SANTE HUMAINE ET ECOLOGIQUE	237
5.4.1	Introduction	237
5.4.2	Secteur d'étude	237
5.4.3	Résumé de l'étude de référence.....	237
5.4.4	Evaluation des impacts	238
5.4.5	Conclusions.....	247
5.5	TRAFIC.....	249
6	REHABILITATION ET PLAN DE FERMETURE	250
6.1	PRESENTATION.....	250
6.2	PLANS DE FERMETURE DES INSTALLATIONS.....	250
6.3	PLANS DE REHABILITATION	252
6.3.1	Lutte contre l'érosion.....	252
6.3.2	Revégétalisation.....	253
6.4	SURVEILLANCE	254
7	PLANS DE GESTION ENVIRONNEMENTALE ET DE DEVELOPPEMENT SOCIAL	255
7.1	ACTIVITES DURANT LES PHASES DE CONSTRUCTION ET D'OPERATION	255
7.1.1	Plan de gestion de l'eau.....	255
7.1.2	Plans de gestion la faune et de la flore.....	255
7.1.3	Plan de gestion des poissons et du milieu aquatique.....	256
7.1.4	Plan d'intervention d'urgence.....	256
7.2	ACTIVITES DE FERMETURE ET DE REHABILITATION	256
7.2.1	Plan de gestion de l'eau.....	256
7.2.2	Plans de gestion de la faune et de la flore.....	256
7.2.3	Plan de gestion des poissons et du milieu aquatique.....	257

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1	Evaluation des options pour l'emplacement du parc à résidus miniers	2
Tableau 3.1-1	Critères de description des impacts sur la topographie et la géomorphologie.....	22
Tableau 3.1-2	Effets potentiels et impacts résiduels sur la topographie et la géomorphologie.....	24
Tableau 3.1-3	Classification des impacts résiduels sur la topographie et la géomorphologie.....	25
Tableau 3.3-1	Matrice d'interactions du projet	34
Tableau 3.3-2	Critères d'évaluation pour les sols	36
Tableau 3.3-3	Perturbations des types de sols dans les parcs à résidus	39
Tableau 3.3-4	Classification de l'impact résiduel pour les sols	40
Tableau 3.6-1	Description des critères de risques associés à l'opération minière	47
Tableau 3.7-1	Qualité de l'eau souterraine dans le secteur proposé pour le parc à résidus	55
Tableau 3.7-2	Critères et notes de description des impacts relatifs à l'hydrogéologie pour le projet Ambatovy	59
Tableau 3.7-3	Réduction de l'apport d'eau souterraine au débit des cours d'eau – phase d'opération.....	61
Tableau 3.7-4	Réduction de l'apport d'eau souterraine au débit des cours d'eau – Fin de la phase de démantèlement.....	61
Tableau 3.7-5	Calendrier d'exécution de la récupération de l'eau souterraine des puits d'interception	63
Tableau 3.7-6	Classification des impacts résiduels pour l'hydrogéologie.....	66
Tableau 3.8-1	Précipitations mensuelles moyennes (mm) pour le parc à résidus	73
Tableau 3.8-2	Analyse de la fréquence des précipitations journalières maximales pour le parc à résidus.....	73
Tableau 3.8-3	Ruissellement mensuel et annuel estimé pour le parc à résidus.....	73
Tableau 3.8-4	Critères de description des impacts et notes pour le projet Ambatovy - hydrologie	77
Tableau 3.8-5	Description des phases d'aménagement et des changements potentiels des caractéristiques de ruissellement	80
Tableau 3.8-6	Superficies de drainage en aval du parc à résidus	85
Tableau 3.8-7	Réductions estimées de l'écoulement dans les secteurs en aval – « mois moyen »	86
Tableau 3.8-8	Réductions estimées de l'écoulement dans les secteurs en aval – « mois sec »	87
Tableau 3.8-9	Changements estimés dans les caractéristiques d'écoulement ^(a) – Opération.....	89
Tableau 3.8-10	Changements estimés dans les caractéristiques d'écoulement ^(a) – Après la fermeture.....	89
Tableau 3.8-11	Classification des impacts résiduels pour l'hydrologie.....	92
Tableau 3.9-1	Valeurs cibles recommandées aux fins de la surveillance du milieu marin naturel.	104
Tableau 3.9-2	Valeurs cibles recommandées aux fins de la surveillance du milieu marin	118
Tableau 3.9-3	Impacts de la phase de construction sur le milieu marin	128
Tableau 3.9-4	Impacts de la phase d'opération sur le milieu marin.....	129
Tableau 3.10-1	Système de classification de Madagascar pour la qualité des eaux de surface.....	132
Tableau 3.10-2	Paramètres de la qualité de l'eau évalués dans le secteur du parc à résidus	142

Tableau 3.10-3	Comparaison entre les concentrations maximales prévues des paramètres de la qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus et les concentrations de référence et lignes directrices correspondantes	148
Tableau 3.10-4	Concentrations maximales prévues dépassant les concentrations de référence et les lignes directrices sud-africaines (phases d'opération et post-fermeture)	150
Tableau 3.10-5	Comparaison entre les concentrations maximales prévues dans les sédiments de fond du secteur du parc à résidus et les concentrations de référence et lignes directrices correspondantes	154
Tableau 3.11-1	Points de vue clés: zone du parc à résidus	159
Tableau 3.11-2	Critères de description des impacts sur les aspects esthétiques	161
Tableau 3.11-3	Effets potentiels et impacts résiduels sur les aspects esthétiques	164
Tableau 3.11-4	Classification des impacts résiduels sur les aspects esthétiques.....	168
Tableau 4.1-1	Critères de description des impacts sur les communautés végétales	174
Tableau 4.1-2	Changements de la superficie occupée par les types de végétation suite au défrichement du secteur local d'étude du parc à résidus	175
Tableau 4.1-3	Classification des impacts résiduels sur la perte ou l'altération des communautés végétales	179
Tableau 4.3-1	Caractéristiques des habitats aux emplacements d'échantillonnage du secteur local d'étude du parc à résidus.....	187
Tableau 4.3-2	Espèces de poissons relevées dans le secteur local d'étude du parc à résidus au cours de l'inventaire de 2004-2005	188
Tableau 4.3-3	Taxons des invertébrés aquatiques au secteur local d'étude du parc à résidus – inventaires de 2004-2005	189
Tableau 4.3-4	Eléments de l'écosystème, paramètres et critères d'évaluation ayant servi à l'étude des poissons et des ressources aquatiques.....	194
Tableau 4.3-5	Critères de description des impacts sur les poissons et les ressources aquatiques	197
Tableau 4.3-6	Pertes prévues d'habitats aquatique causées par le déplacement des cours d'eau et zones humides pour la construction du parc à résidus ^(a)	199
Tableau 4.3-7	Effets potentiels et impacts résiduels sur l'habitat aquatique au parc à résidus	202
Tableau 4.3-8	Classification des impacts résiduels concernant les effets sur l'habitat aquatique.....	203
Tableau 4.3-9	Effets potentiels et impacts résiduels sur l'abondance et la survie des espèces aquatiques dans le secteur du parc à résidus	209
Tableau 4.3-10	Classification des impacts résiduels des effets sur l'abondance et la survie des espèces dans le secteur du parc à résidus	210
Tableau 4.3-11	Effets potentiels et impacts résiduels sur la pêche artisanale au site de dépôt des résidus miniers	213
Tableau 4.3-12	Classification des impacts résiduels concernant les effets sur la pêche artisanale	214
Tableau 5.2-1	Types potentiels de sites culturels dans le secteur d'étude utilisé pour les ressources culturelles	220
Tableau 5.2-2	Critères de description des impacts sur les ressources culturelles	223
Tableau 5.2-3	Effets potentiels et impacts résiduels sur les ressources culturelles	224
Tableau 5.2-4	Procédure générale pour déplacer des tombeaux.....	225
Tableau 5.3-1	Saisons de culture du riz par date de plantation.....	230
Tableau 5.3-2	Zones d'impact sur l'occupation du sol du secteur local d'étude du parc à résidus	231
Tableau 5.3-3	Zones de rizières affectées en aval du parc à résidus.....	233
Tableau 5.3-4	Besoins en eau de rizière du parc à résidus.....	234

Tableau 5.4-1	Paramètres de la qualité de l'eau pour lesquels une augmentation des concentrations est prévue par rapport aux conditions de référence – effets du parc à résidus	240
Tableau 5.4-2	Classification des impacts résiduels sur la santé humaine et la qualité du milieu aquatique – parc à résidus	247

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1	Options d'emplacement du parc à résidus miniers: secteur de Brickaville	4
Figure 1-2	Options d'emplacement du parc à résidus miniers: secteur de Toamasina.....	5
Figure 1-3	Options de conception du parc à résidus miniers à Toamasina	7
Figure 2-1	Emplacement de la conduite de l'exutoire au sud de Toamasina	16
Figure 3.6-1	Etendue d'une inondation causée par une brèche d'une heure	50
Figure 3.8-1	Gestion de l'eau du parc de résidus, année 14 (fin de la phase 1)	80
Figure 3.8-2	Gestion de l'eau du parc de résidus, année 20 (fin de la phase 2)	81
Figure 3.8-3	Gestion de l'eau du parc de résidus, année 27 (fin de la phase 3)	82
Figure 3.8-4	Gestion de l'eau du parc de résidus, fermeture	83
Figure 3.9-1	Représentation schématique de la source d'un polluant, du devenir de ce dernier dans le milieu marin et de sa bioaccumulation.	100
Figure 3.9-2	Mécanismes d'exclusion des sels des poissons téléostéens, soit par les ouïes, le système urinaire ou le système digestif. Image adaptée de Prosser, 1973.	105
Figure 3.10-1	Schéma des bassins affectés par le parc à résidus.....	138
Figure 3.11-1	Analyse du panorama du parc à résidus.....	163
Figure 3.11-2	Aspect du parc à résidus à l'année 27	165
Figure 3.11-3	Vue vers l'ouest depuis le point de vue TF3 à l'année 27 de l'opération.....	166
Figure 5.2-1	Vue du parc à résidus et emplacement des sites archéologiques et culturels	221
Figure 5.3-1	Zones d'impact sur l'occupation du sol du sous-secteur local d'étude du parc à résidus.....	228

1 OPTIONS CONSIDEREES

Une évaluation des options de rechange pour l'emplacement du parc à résidus dans les régions de Brickaville et de Toamasina a été entreprise durant la phase préliminaire d'élaboration du Projet Ambatovy. Dans une première étape, la possibilité d'implantation de l'usine dans la région de Brickaville a été étudiée et les emplacements potentiels du parc à résidus dans le voisinage ont été identifiés. Par la suite, la région de Toamasina a été également étudiée puis retenue comme secteur préféré pour l'implantation de l'usine de traitement. Plusieurs emplacements potentiels du parc à résidus ont été identifiés dans ce secteur. Le Tableau 5.1-1 présente une comparaison récapitulative des différentes options considérées. Les emplacements ont d'abord été comparés par rapport aux paramètres suivants:

- capacité totale de stockage
- efficacité de stockage
- types d'occupations actuelles du sol
- conditions des assises
- accès et altitude
- risques en aval
- gestion du bassin versant

Etant donné que l'ensemble des sites se trouve dans des habitats où les changements anthropiques sont importants, les considérations liées à la flore et à la faune n'ont pas été prises en compte à ce stade de l'analyse.

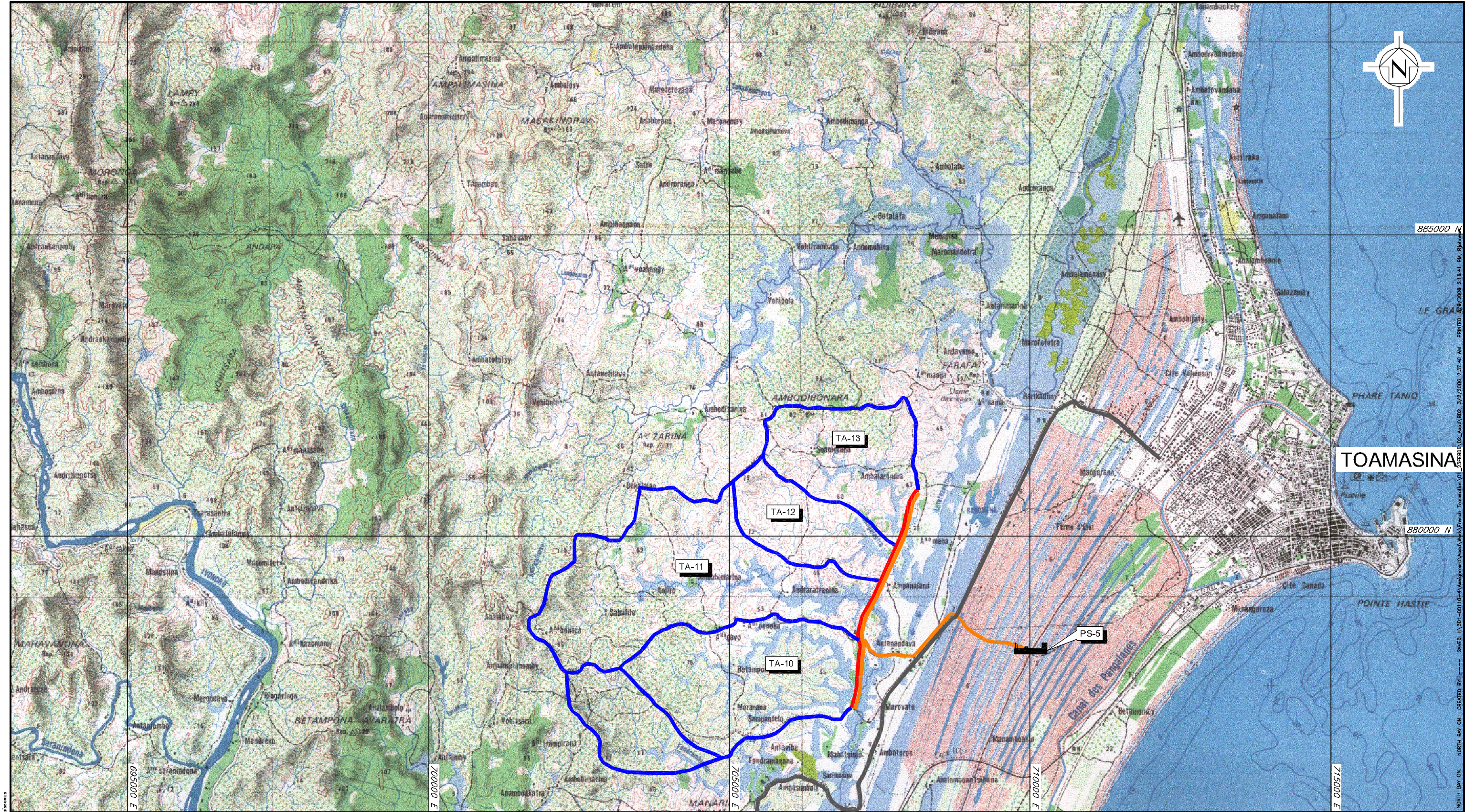
Les figures 1-1 et 1-2 montrent les emplacements potentiels du parc à résidus identifiés dans les régions de Brickaville et de Toamasina lors des visites sur le terrain.

Tableau 1-1 Evaluation des options pour l'emplacement du parc à résidus miniers

Site	Situation géographique	Capacité	Efficacité	Occupation du sol	Etat	Accès et altitude	Risques
Brickaville							
SR-1	ouest de Brickaville et sud d'Anivorano près de PS-1	insuffisante	faible – type vallée	agriculture à petite échelle et pisciculture	devrait être relativement imperméable et compétent	accès raisonnable par la route existante jusqu'à une altitude de 100m	village d'Anivorano et rivière Rianila
SR-2	ouest de Brickaville et PS-2	a peine suffisante	faible – type vallée	agriculture à grande échelle- au moins 100 ha et villages	devrait être relativement imperméable et compétent	bon accès par les routes existantes jusqu'à une altitude de 50 m	village au nord et rivière Rianila
SR-3	est de Brickaville et ouest de PS-3	suffisante	faible – type vallée	un peu d'agriculture à petite échelle autour de la vallée ;, voie ferrée	alluvions perméables dans la vallée, exigeant un revêtement du bassin	accès raisonnable par la route existante jusqu'à une altitude de 40 m	villages le long de la côte et du Canal des Pangalanes
SR-4	sud-ouest de Brickaville	a peine suffisante	faible – type flanc de coteau	agriculture à grande échelle et de nombreux villages	alluvions potentiellement perméables, exigeant un revêtement du bassin	accès raisonnable par les routes existantes jusqu'à une altitude de 40 m	villages, zones agricoles et rivière Rianila
SR-5	sud de Brickaville	a peine suffisante	faible – type flanc de coteau	agriculture à grande échelle et de nombreux villages	alluvions potentiellement perméables, exigent un revêtement du bassin	accès raisonnable par les routes existantes jusqu'à une altitude de 40 m	villages, zones agricoles et rivière Rianila
SR-6	sud-ouest de Brickaville	suffisante	bonne – type vallée	agriculture et foresterie à petite échelle	devrait être relativement imperméable et compétent	accès raisonnable par les routes existantes jusqu'à une altitude de 40 m	villages, zones agricoles et rivière Iaroka
SR-7	sud de Brickaville	a peine suffisante	mauvaise – type flanc de coteau	agriculture à grande échelle et de nombreux villages	alluvions potentiellement perméables, rendant nécessaire un revêtement du bassin	accès raisonnable par les routes existantes jusqu'à une altitude de 40 m	villages, zones agricoles et rivière Rianila
SR-8/ SR-9	sud-est de Brickaville près PS-4	a peine suffisante	faible – type vallée	agriculture à petite échelle	alluvions potentiellement perméables, exigeant un revêtement du bassin	accès difficile jusqu'à une altitude de 40 m	village et rivière Rianila

Table 1-1 Evaluation des options pour l'emplacement du parc à résidus miniers (suite)

Site	Situation géographique	Capacité	Efficacité	Occupation du sol	Etat	Accès et altitude	Risques
SR-14	nord-est de Brickaville et nord de PS-6	a peine suffisante	bonne – type vallée	agriculture à petite échelle et petits villages	assises potentiellement perméables à l'est, exigeant un revêtement du bassin	bon accès jusqu'à une altitude 75 m	villages / zones touristique sur le lac Rasoabe
Toamasina							
SR-10/ SR-11	ouest Toamasina et PS-5	suffisante	moyenne/bonne – type vallée	agriculture à moyenne échelle et petits villages	devrait être relativement imperméable et compétent	bon accès jusqu'à une altitude 45 m	villages et écoulement vers le sud dans la rivière Ivondro
SR-12/ SR-13	ouest de Toamasina et PS-5	insuffisante	moyenne/bonne – type vallée	agriculture à moyenne échelle et grands villages	devrait être relativement imperméable et compétent	bon accès jusqu'à une altitude 45 m	villages/zones agricoles et écoulement vers le nord dans le bassin versant de la rivière Onibe
Digue circulaire	sud de Toamasina près PS-5	a peine suffisante	très mauvaise – pas de rétention naturelle	zone industrielle désignée	alluvions perméables, exigeant un revêtement du bassin	bon accès jusqu'à une altitude 35 m.	ville de Toamasina adjacente et Canal des Pangalanes
Vallée sud	ouest de Toamasina et PS-5 et sud de SR-10/11	suffisante	mauvaise – type vallée	agriculture à moyenne échelle et grands villages dans la partie inférieure de la vallée	devrait être relativement imperméable et compétent	bon accès jusqu'à une altitude 45 m.	villages/zones agricoles et écoulement vers le sud dans la rivière Ivondro
Ouest de SR-10/11	ouest de Toamasina et PS-5	insuffisante si une seule vallée est aménagée	mauvaise – type vallée mais stockage restreint	agriculture à petite échelle et petits villages	devrait être relativement imperméable et compétent	pas d'accès et topographie accentuée atteignant une altitude de 200 m	villages/zones agricoles et écoulement vers le sud dans la rivière Ivondro



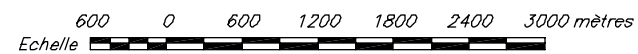
Légende:

- Plan d'eau
- RN-2
- Tracé potentiel du pipeline de pulpe

- Bassin versant du secteur potentiel du parc à résidus
- Alignement potentiel des digues
- Site potentiel de l'usine de traitement

Remarques:

1. Basé sur carte topographique FTM n° V45 (échelle: 1:50 000)



PROJET AMBATOVOY

**OPTIONS D'EMPLACEMENT DU PARC A RESIDUS:
SECTEUR DE TOAMASINA**

Knight Piésold CONSULTING	P/A NO. NB301-00116/4	REF. NO.	REV.
	FIGURE 1-2		

1.1 CHOIX DE L'OPTION PREFEREE

Trois emplacements ont été sélectionnés pour le parc à résidus et devront faire l'objet d'une analyse plus approfondie, y compris les coûts estimatifs:

- le site SR-6 à Brickaville
- les sites SR-10 et 11 à Toamasina
- l'option de rechange de la digue circulaire de Toamasina

Comme mentionné précédemment, Toamasina a été retenue comme lieu d'implantation préféré de l'usine, par conséquent, le site de Brickaville n'a plus été pris en considération. Les coûts élevés associés à la digue circulaire et son intégrité contestable l'ont exclu de la sélection. Ainsi, le site SR-10 et 11 a été retenu pour une analyse additionnelle, basée principalement sur des considérations liées à sa capacité.

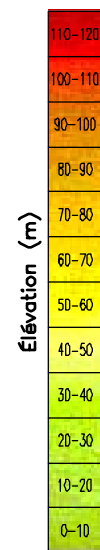
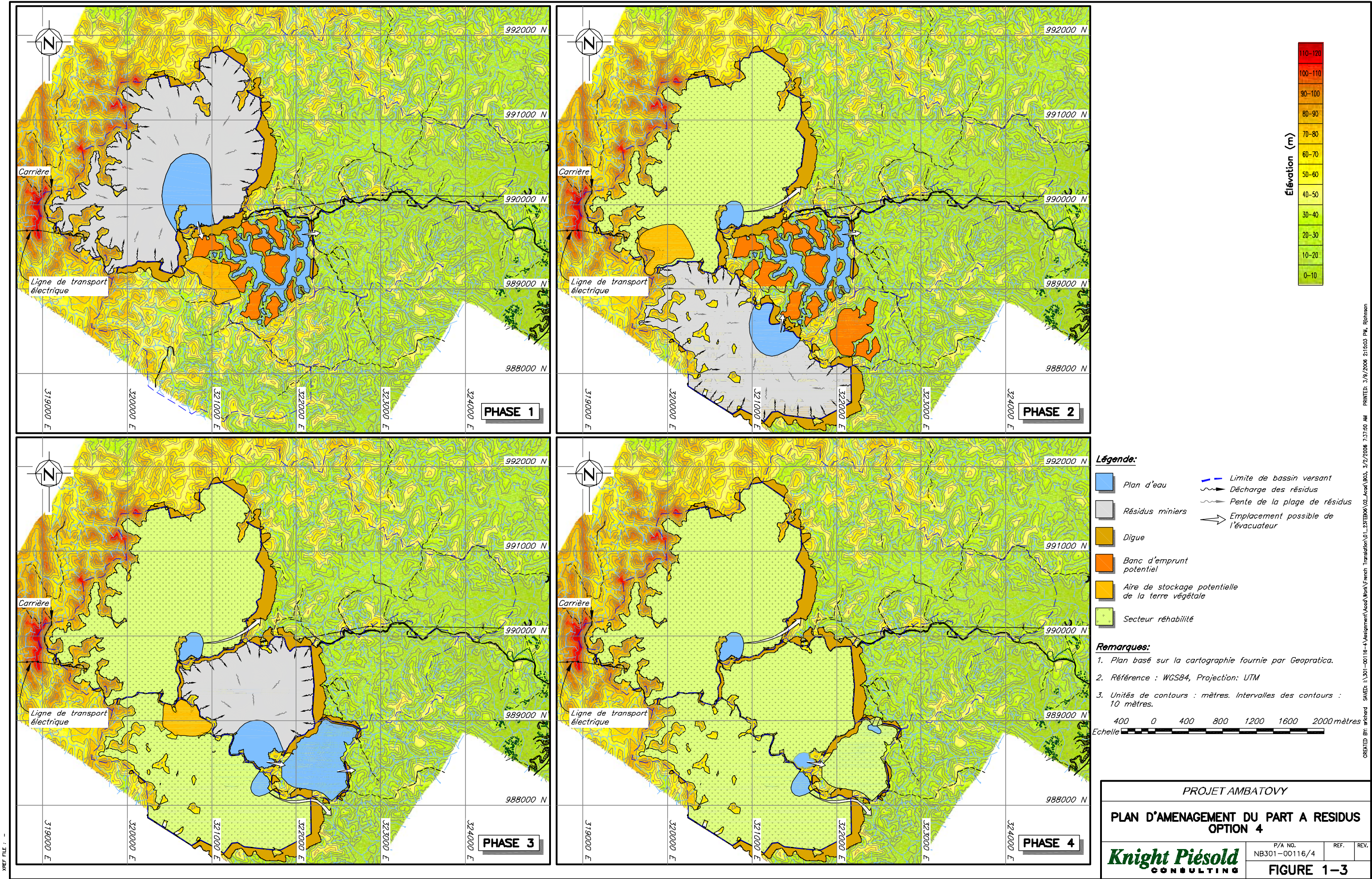
Une fois l'emplacement préféré choisi, une analyse plus détaillée des options de conception a été réalisée pour l'installation dans le secteur retenu.

1.2 OPTIONS DE CONCEPTION

L'efficacité de stockage de l'emplacement recommandé pour le parc à résidus a été jugée bonne, ce qui réduit au minimum la construction de digues et les coûts de disposition finale des résidus miniers. Plusieurs facteurs ont été pris en compte lors du choix de la meilleure option d'aménagement, notamment les conditions socio-économiques dans les vallées, les conditions géologiques, les critères de gestion de l'eau et le potentiel de réhabilitation future.

Les principaux objectifs de l'élaboration de l'option préférée pour le parc à résidus comprenaient la réduction de la superficie du parc à résidus miniers ainsi que les effets sur les habitants de la zone.

La figure 1-3 montre les quatre options considérées pour l'aménagement des vallées SR-10 et 11



Légende:

	Plan d'eau		Limite de bassin versant
	Résidus miniers		Décharge des résidus
	Digue		Pente de la plage de résidus
	Banc d'emprunt potentiel		Emplacement possible de l'évacuateur
	Aire de stockage potentielle de la terre végétale		
	Secteur réhabilité		

Remarques:

1. Plan basé sur la cartographie fournie par Geopratica.
2. Référence : WGS84, Projection: UTM
3. Unités de contours : mètres. Intervalles des contours : 10 mètres.

Echelle 400 0 400 800 1200 1600 2000 mètres

PROJET AMBATOVOY			
PLAN D'AMENAGEMENT DU PART A RESIDUS OPTION 4			
	P/A NO.	REF.	REV.
	NB301-00116/4		
FIGURE 1-3			

1.3 OPTION PREFEREE

Pendant l'étude sur le terrain des vallées SR-10 et 11 en mai 2004, les impacts socio-économiques potentiels de l'occupation de ces deux vallées ont été analysés plus en détail. Suite à ces études, l'option 4 a été élaborée: c'est l'option qui minimise les impacts sur les parties Est et aval des vallées SR-10 et 11 où les habitants et les activités agricoles sont plus denses. L'option 4 est analogue à l'option 3 dans sa phase initiale, mais en diffère pour les années ultérieures. Afin de minimiser les impacts sociaux dans les parties Est et aval de SR-10 et 11, le haut d'une vallée située à l'ouest et au sud de SR-10 a été choisie pour le dépôt des résidus pendant la Phase 2, tandis que la partie ouest de SR-10 a été retenue pour l'implantation du bassin d'eau (Figure 1-3). Pendant la Phase 3, les résidus seront placés dans la partie ouest de SR-10 et un nouveau bassin d'eau sera construit à l'est dans SR-10. Une description plus détaillée de chaque phase est présentée dans la section suivante.

En termes économiques, Knight Piésold a indiqué que l'option 1 présente les plus faibles coûts estimatifs de construction, suivie des options 2, 3 et 4. Toutefois, il a été constaté que des coûts de construction réduits ne compensaient ni les impacts socio-économiques initiaux ni les coûts liés à la réinstallation de la population vivant dans les vallées. Une population relativement nombreuse vit à l'extrémité est des vallées. Ceci pourrait avoir un effet négatif sur les coûts et le calendrier du projet et pourrait également produire un impact socio-économique élevé.

La première phase de l'option 3 ou de l'option 4 serait établie dans une zone où la densité démographique est plus faible par rapport à l'option 1. Cependant, la zone à densité démographique plus élevée sera exploitée ultérieurement. L'option 4 n'utilise pas les zones de basse altitude des vallées, et n'affecte donc pas les zones à forte densité démographique. Pour cette raison, l'option 4 a été retenue comme l'option préférée.

VOLUME E: ETUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL – PARC A RESIDUS

SECTION 2

DESCRIPTION DU PROJET

Présenté à:

Dynatec Corporation

TABLE DES MATIERES

<u>SECTION</u>	<u>PAGE</u>
2 DESCRIPTION DU PROJET	9
2.1 NORMES DE CONCEPTION.....	9
2.2 CRITERES GENERAUX DE CONCEPTION	9
2.3 PHASES D'ELABORATION	11
2.4 ACQUISITION DE TERRAINS	12
2.5 CONCEPTION DES TERRASSEMENTS	12
2.5.1 Matériaux de construction.....	12
2.5.2 Profil en travers des digues	13
2.6 TRANSPORT ET DEPOT DES RESIDUS MINIERES.....	13
2.6.1 Système de transport des résidus miniers.....	13
2.6.2 Système de distribution des résidus miniers	14
2.7 CONCEPTION DE LA GESTION DE L'EAU.....	14
2.7.1 Débits opérationnels	14
2.7.2 Traitement des effluents	15
2.8 OPERATION DES INSTALLATIONS	17
2.8.1 Rehaussement des digues	17
2.8.2 Schéma de remplissage des résidus.....	18
3 REFERENCES.....	20

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1	Emplacement de la conduite de l'exutoire au sud de Toamasina	16
------------	--	----

2 DESCRIPTION DU PROJET

Les critères utilisés pour la sélection des sites de dépôt des résidus miniers sont basés sur les facteurs exposés dans la section précédente et la capacité de stockage totale requise pour répondre aux objectifs de stockage de matières solides et de gestion de l'eau. À partir de l'analyse préliminaire du bilan hydrique, le stockage opérationnel d'eau requis est estimé à 7 à 8 millions de mètres cubes (Mm^3) alors que la provision de stockage d'averse de projet est estimée à 6 Mm^3 . De ce fait, une capacité de stockage totale requise de 200 Mm^3 pour les résidus miniers, le stockage de l'eau et la revanche a été appliquée dans la conception préliminaire.

2.1 NORMES DE CONCEPTION

Les principes et les critères utilisés pour la conception du parc à résidus sont basés sur les normes internationales pour la conception de barrages. De manière plus spécifique, tous les aspects de la conception du parc à résidus sont conformes aux stipulations des trois documents suivants:

- Dam Safety Guidelines (Directives de sécurité des barrages) de l'Association canadienne des barrages (ACB), (ACB 1999).
- Commission internationale des grands barrages (CIGB), en particulier Barrages de stériles et sismicité – Synthèse et recommandations (CIGB 1995).
- Guide de gestion des parcs à résidus miniers de l'Association minière du Canada (AMC), (AMC 1998).

En ce qui concerne les digues à résidus miniers, l'ACB recommande que « les barrages de stériles et les ouvrages connexes [soient] protégées contre les mêmes risques et au même degré que les barrages en remblai (barrages poids) ».

2.2 CRITERES GENERAUX DE CONCEPTION

Les critères généraux appliqués dans la conception du parc à résidus ont été les suivants:

- Les paramètres requis pour la conception préliminaire sont basés sur une production annuelle de 60 000 tonnes.
- La durée d'exploitation du projet est de 27 ans.

- Le débit estimatif de résidus miniers est d'approximativement 20 500 tonnes sèches par jour à 38% de matières solides.
- La densité spécifique des particules des résidus miniers est de 3,5 tandis que la densité sèche in situ moyenne est estimée à 1,0 t/m³ après sédimentation dans le parc à résidus.
- Le parc à résidus doit offrir une capacité opérationnelle de stockage suffisante allouant un temps de stockage adéquat pour permettre la sédimentation des solides. En général, il y a des précipitations tout le long de l'année avec un maximum durant les mois de l'été, c'est-à-dire de novembre à mars. C'est également durant les mois de l'été que se produit le maximum d'évaporation. Les précipitations moyennes à Toamasina sont de 3 300 mm/an selon les données et l'évaporation moyenne de bac est de 800 mm/an. Il y a donc un excédent d'eau très important.
- La construction d'un bassin d'eau de recyclage pour stocker l'eau jusqu'à ce qu'elle soit rejetée hors des installations. Le bassin a pour but de minimiser le temps où le surnageant demeure sur les résidus miniers.
- L'eau excédentaire (eau de ruissellement et surnageant) dans les conditions normales de fonctionnement sera rejeté dans l'océan, sauf une petite partie d'eau de recyclage qui sera retournée à l'usine de traitement. Le taux de rejet d'eau excédentaire sera fixé de manière à maintenir les niveaux d'eau dans le parc à résidus dans la plage de fonctionnement normal, sauf dans des conditions extrêmes.
- Afin de réduire au minimum l'émission directe d'eau dans l'environnement, le parc à résidus aura également la capacité de stocker temporairement une pluie cinquantennale (averse de projet) au-dessus du niveau maximal normal d'opération. Dans ce scénario, le risque d'émission directe dans l'environnement sur une période de fonctionnement de 27 ans sera d'environ 50%.
- Sur la base de la classification des conséquences utilisée par l'ACB, le parc à résidus devra pouvoir subir en toute sécurité une crue de sécurité équivalente à la précipitation maximale probable. Ainsi, il faut prévoir une revanche (revanche en saison des pluies) dépassant suffisamment le niveau de l'averse de projet pour permettre à la précipitation maximale probable de passer à travers un évacuateur par déversement de taille convenable. De plus, il faut également avoir une revanche suffisante au-dessus de la crue de sécurité (revanche en saison sèche) pour contenir le soulèvement des vagues dans l'éventualité d'un cyclone.

2.3 PHASES D'ELABORATION

Un plan de construction de l'Option 4 en trois phases est décrit ci-dessous. Un plan de réhabilitation suit à la figure 1-3, section 1 de ce volume.

Phase 1

Durant la Phase 1, les résidus miniers seront déchargés à l'extrémité ouest ou aux limites amont de la vallée SR-11. Le bassin d'eau sera situé dans la partie ouest de SR-10 pour les années 1 à 14. Durant la Phase 1, il sera nécessaire de construire des digues à travers la vallée SR-11 et une route de service autour des périmètres nord et sud pour la mise en place des conduites de distribution des résidus miniers vers l'extrémité ouest. À terme, la digue aura une élévation maximale de 80 m et l'étang de surnageant aura une élévation maximale de moins de 76 m. Les routes de service des périmètres nord et sud seront construites à une élévation approximative de 75 à 85 m ASL.

Le bassin d'eau de recyclage initial sera situé au sud-est de cette zone, dans la partie amont de la vallée SR-10. Ce bassin aura une capacité de stockage totale de près de 7 Mm³ et ses digues seront construites à une élévation de 40 m ASL.

Phase 2

Durant la Phase 2, un bassin de résidus miniers sera aménagé dans la vallée située immédiatement au sud de SR-10 (vallée sud). Des digues seront construites à travers l'extrémité est de la vallée sud et le long de la crête vers le sud. Le bassin initial d'eau de recyclage situé dans la partie ouest de SR-10 continuerait à être utilisé durant la Phase 2. En plus des digues, il faudra construire une nouvelle route de service sur les côtés sud et ouest de la vallée sud pour les conduites de distribution de résidus miniers. Le parc à résidus de la Phase 2 sera aménagé à une élévation de près de 65 m afin de recevoir les résidus pour une durée de six ans (années 15 à 21).

Phase 3

Durant la Phase 3, un nouveau bassin d'eau sera construit à l'est du bassin d'eau des Phases 1 et 2 dans SR-10 de manière à ce que les résidus miniers puissent être mis dans la partie ouest de SR-10. Les résidus miniers seront en grande partie déchargés à partir de l'ouest et du nord afin d'assurer que toute l'eau de ruissellement et le surnageant se déversent dans le bassin final d'eau de recyclage au sud-est. Le bassin de la Phase 3 sera aménagé à une élévation de près de 60 m pour recevoir les résidus des six dernières années de l'opération (années 21 à 27).

Réhabilitation finale

Les installations réhabilitées à la fin du projet seront plantées de végétation et comprendront plusieurs petits bassins de sédimentation.

2.4 ACQUISITION DE TERRAINS

Les demandes de bail emphytéotique ont été présentées comme suit:

AFF – 20 897 TAM	03/11/04	874 ha
AFF – 20 980 TAM	15/12/04	235 ha
AFF – 20 981 TAM	15/12/04	8 ha
AFF	19/07/05	683 ha
Total:		1 800 ha

Des études sur le terrain détaillées ont été réalisées afin d'identifier les propriétaires de parcelles de terrain, le périmètre de ces parcelles ainsi que l'inventaire des constructions et cultures sur chaque parcelle. Un total de 154 parcelles ont été localisées dans le secteur, desquelles 12 ont des titres de propriétés provisoires, une parcelle a une titre définitif, alors que pour 26 parcelles des demandes de titres de propriété sont pendantes; enfin, 78 parcelles sont domaniales. Tous les aspects abordant le cas des personnes potentiellement affectées, y compris le secteur et les individus identifiés dans les environs afin de relocaliser les populations affectées sont traités dans le Plan de réinstallation.

2.5 CONCEPTION DES TERRASSEMENTS

2.5.1 Matériaux de construction

Les travaux de construction relatifs aux digues des bassins de résidus miniers, aux routes d'accès, à l'amélioration de la route entre SR-10 et SR-11 et aux digues des bassins d'eau de recyclage nécessiteront le prélèvement de matériaux d'emprunt, situés en majeure partie dans les environs. Les matériaux seront prélevés dans le périmètre des bassins de résidus dans la mesure du possible afin de réduire au minimum les perturbations hors de leurs limites.

Le sable pour les drains filtres sera prélevé soit de la plaine alluviale près de l'usine soit de la sablière située à la sortie de Toamasina sur la route vers le nord. Les matériaux granulaires plus grossiers pour les filtres, le revêtement des routes

et l'enrochement de protection contre l'érosion seront extraits de dykes de dolérite que l'on trouve dans la zone.

2.5.2 Profil en travers des digues

Le profil en travers proposé pour les bassins de résidus et les bassins d'eau est composé d'une structure homogène de gneiss altéré local (remblai de silt argileux) et des drains filtres cheminées et tabulaires selon les besoins en drainage interne et en stabilité. La protection des pentes en amont contre l'érosion sera assurée par la mise en place d'enrochement tandis que la stabilité des pentes en aval entre les rehaussements sera assurée par la mise en place de tapis de gazon sur un enrochement à titre de contrôle anti-érosion.

Les analyses de stabilité des profils en travers des digues en général montrent que des pentes de 2H:1V suffiraient pour les digues d'amorce, tandis qu'ultérieurement, une pente de 3H:1V sera requise en aval afin de maintenir la stabilité lorsque la digue sera surélevée. La digue d'amorce initiale sera construite suivant une méthode de construction aval, tandis qu'une méthode de construction de type centrée sera utilisée pour les rehaussements des digues des bassins de résidus afin de réduire au minimum les besoins de remblai.

2.6 TRANSPORT ET DEPOT DES RESIDUS MINIERES

2.6.1 Système de transport des résidus miniers

Le pipeline de transport des résidus miniers aura un diamètre de 600 mm (acier sans revêtement). Il partira des pompes à résidus miniers dans le site de l'usine et franchira la clôture du site en prenant la direction sud. A ce point, il sera enfoui et continuera vers l'ouest le long de la clôture du site de l'usine, sous la route nationale 2 (RN2). Il suivra la RN2 sur environ 2000 m puis tournera vers l'ouest, traversant la vallée pour arriver dans le secteur du parc à résidus, puis longera le bassin d'eau des Phases 1 et 2 jusqu'au point de bifurcation du côté est. La conduite de distribution principale passera sur les murs des bassins.

Le système de pompage des résidus miniers en pulpe de l'usine de traitement sera composé de deux batteries de cinq pompes centrifuges en série (une en marche et une de relève) qui déchargeront les résidus en pulpe à la hauteur maximale escomptée de la digue.

2.6.2 Système de distribution des résidus miniers

Le système de distribution des résidus miniers comprendra des tuyaux de décharge encerclant chaque bassin de résidus. La mise en place des tuyaux de décharge à travers l'arête du côté amont des digues ainsi que le long du périmètre des bassins de résidus permettra de contrôler la décharge des résidus en pulpe de manière à maximiser le potentiel de stockage et les densités. Un pipeline de distribution suivra généralement les deux côtés de chacun des bassins de résidus. Ceci exigera la mise en place d'un groupe régulateur de débit au point de bifurcation pour permettre de diriger le flot de résidus miniers soit vers chacun des tuyaux de distribution soit vers un conduit plus court pour les rejets d'urgence.

Une route de service d'une largeur d'environ 10 m sera construite autour du périmètre du bassin pour permettre l'inspection et l'entretien du pipeline de distribution des résidus miniers. Une partie de cette route sera construite en même temps que la digue périmétrique.

2.7 CONCEPTION DE LA GESTION DE L'EAU

2.7.1 Débits opérationnels

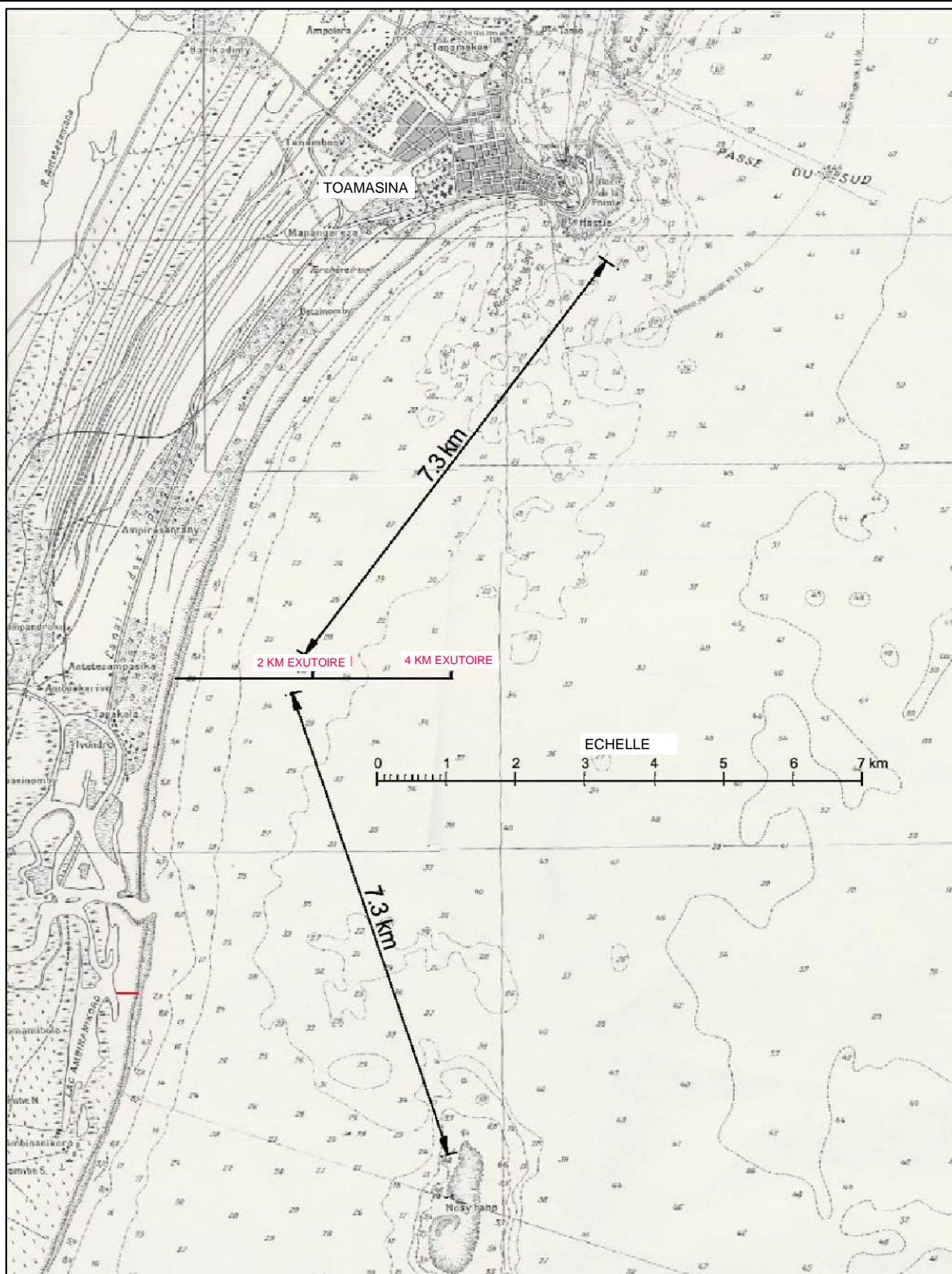
Un bilan hydrique a été effectué pour estimer les besoins opérationnels en stockage d'eau et les taux de pompage pour l'évacuation de l'excédent d'eau et sa recirculation vers l'usine. Sur la base de ce bilan hydrique, les besoins de stockage d'opération totaux du bassin d'eau ont été estimés à 4 Mm³ pour chaque phase. Ceci permettra de stocker temporairement les eaux de ruissellement excédentaires durant les mois pluvieux en vue de leur évacuation du parc à résidus durant les mois plus secs. Les résultats du bilan hydrique dans des conditions de pluviosité moyenne montrent que le taux moyen de pompage d'eau de recyclage sera d'environ 2 500 m³/h. Afin d'optimiser la capacité d'évacuation de l'excédent d'eau en période extrême, le débit de conception maximal du système a été estimé à 4 000 m³/h pour toutes les phases.

L'eau du bassin de résidus sera transférée vers le bassin d'eau à travers des déversoirs par décantation gravitaire comportant des batardeaux pour contrôler les niveaux d'eau. Ceci demandera à ce que le bassin de résidus soit partiellement inondé durant les premiers mois des activités dans chaque phase afin de permettre l'écoulement par gravité vers les bassins d'eau. Une barge de pompage sera utilisée pour l'évacuation de l'excédent d'eau du bassin d'eau et son recyclage vers l'usine. La barge sera déplacée au bassin de recyclage d'eau final au début de la Phase 3.

Un réseau de puits de captage d'eau souterraine sera établi immédiatement en aval des digues construites. Ces puits seront conçus pour intercepter les eaux d'infiltration du parc à résidus afin de prévenir les impacts sur la qualité des eaux de surface en aval. L'eau de ces puits sera pompée jusqu'au bassin d'eau et gérée avec le surnageant et l'eau pluviale collectés dans le parc à résidus.

2.7.2 Traitement des effluents

Les bassins de résidus faciliteront le tassement et la consolidation des matières solides. Avant le pompage vers le bassin de résidus, l'eau sera neutralisée à pH 8. À ce pH, la plupart des métaux seront précipités en matières solides et immobilisés dans le parc à résidus. Le surnageant (comprenant des eaux de pluie) sera pompé du parc à résidus vers l'usine de traitement où une partie sera réutilisé; le reste de l'eau sera rejetée dans l'océan via un exutoire. L'effluent sera pompé vers la mer à un débit de conception maximal de 4 000 m³ par heure. La longueur de la section de la conduite de l'exutoire qui sera immergée en mer pourra être d'environ 1 km à une profondeur d'environ 20 m (figure 2.1).



PROJET

PROJET AMBATOVY

TITRE

**EMPLACEMENT DE LA CONDUITE DE
PEXUTOIRE AU SUD DE TOAMASINA**



PROJET	03-1322-172.5323	FILE No.	Outfall Location
PROJETE PAR	GJ	28/11/05	SCHELLE TELLE QU'ILLUSTREE
DESSIN	SWD	28/11/05	REV. 0
VERIFIE PAR	GJ	24/01/06	
REVISE PAR	DM	24/01/06	

FIGURE: 2-1

La section immergée de l'exutoire sera assemblée à terre, transportée par flottaison puis immergée jusqu'au fond de la mer. Lors de la conception de l'exutoire, le concepteur devra décider si la conduite doit être placée dans une tranchée puis enfouie sur toute sa longueur ou si l'on pourra laisser la partie immergée exposée sur le fond marin. Dans le premier cas, la profondeur d'enfouissement et le recouvrement de protection au-dessus de la conduite devront être conçus de manière à assurer la stabilité face à l'affouillement et à la liquéfaction sous les charges de conception. Dans le second cas, la conduite devra être suffisamment lourde pour résister aux vagues de force maximale et au courant.

Gestion des eaux pluviales

Le parc à résidus a été conçu pour contenir une averse cinquantennale au-dessus du niveau maximum normal d'opération. Sur la base d'une estimation préliminaire d'une pluie cinquantennale (500 mm en 24 heures – à revoir une fois que les données spécifiques au site seront disponibles), un stockage de 3,0 Mm³ a été jugé nécessaire dans le bassin d'eau au-dessus du niveau maximal normal d'opération. Les déversoirs par décantation auront la capacité nécessaire pour transférer l'eau assez rapidement afin de réduire au minimum la durée d'inondation du bassin de résidus. À partir d'un taux d'évacuation de l'excédent d'eau proposé de 4 000 m³/h, il a été estimé que cela prendra trois mois pour ramener les niveaux d'eau au niveau normal d'opération après une pluie cinquantennale.

Afin de gérer le débit excédentaire d'une averse cinquantennale, un système d'évacuateurs par déversement sera construit pour transférer la crue de sécurité des bassins de résidus dans les bassins d'eau de recyclage, et de là dans l'environnement. Les évacuateurs par déversement seront constitués de canaux revêtus d'enrochement et de gabions, d'une largeur pouvant atteindre 200 m permettant ainsi de déverser la crue maximum probable avec 1 m de hauteur ou moins. Le déversement final à partir du bassin d'eau ira dans la partie aval de la vallée SR-10. Les zones en aval qui pourraient subir les effets du déversement de l'évacuateur ont été étudiées en vue de déterminer les mesures d'atténuation des impacts.

2.8 OPERATION DES INSTALLATIONS

2.8.1 Rehaussement des digues

Les digues devront être rehaussées continuellement sur toute la durée des activités. La plus grande partie des travaux de terrassement devra être effectuée durant la période la plus sèche de l'année où les conditions sont plus propices aux

opérations de remblayage. En général, ceci signifie un cycle annuel de construction dans la seconde moitié de chaque année et la réalisation de quelques petits travaux sur la partie restante. En plus des terrassements pour rehausser les digues, de nouveaux déversoirs par décantation seront construits chaque année et les évacuateurs par déversement seront étendus ou de nouveaux évacuateurs seront construits selon les besoins.

2.8.2 Schéma de remplissage des résidus

Le schéma de remplissage des résidus miniers sera basé sur les objectifs généraux suivants:

- effectuer régulièrement une rotation de la décharge des résidus autour du périmètre de chaque bassin. De cette manière, les résidus seront déposés en couches relativement fines, ce qui favorisera autant que possible le drainage du surnageant et le séchage des résidus à l'air libre de manière à maximiser la densité et la résistance
- décharger les résidus miniers à partir des digues et du périmètre de manière à placer l'étang de surnageant près de l'endroit où le rejet s'effectuera, afin de maintenir le drainage par gravité et minimiser les infiltrations à travers les murs
- décharger les résidus de manière à recouvrir la base du bassin dans la période initiale des activités afin de réduire au minimum les infiltrations à travers les fondations

Phase 1

Les résidus seront déchargés dans le bassin de résidus de la Phase 1 à partir des côtés est et nord de manière à pousser le premier bassin d'eau de recyclage vers le sud-ouest, l'éloigner des digues du bassin de résidus et le rapprocher de l'évacuateur se déversant dans le bassin d'eau. Pour ce faire, il faudra construire la route de service nord à l'année 1 des opérations. Après cette 1^{ère} année, la route de service sud sera construite pour permettre le dépôt de résidus miniers supplémentaires à partir de l'ouest. Le dépôt des résidus à partir de l'est et du nord placera l'étang de surnageant au centre du parc à résidus, ce qui permettra de maintenir le drainage gravitaire vers l'emplacement de l'évacuateur. Près de 117 Mt de résidus seront déchargés dans le bassin de résidus de la Phase 1 et ils pourront atteindre une hauteur de 80 m vers l'année 14 d'activité.

Phase 2

Le bassin de résidus de la Phase 2 sera mis en service à l'année 15 et le dépôt de résidus se fera initialement à partir de l'est et du sud. Ce système permettra de

pousser le surnageant vers l'emplacement de l'évacuateur se trouvant le long du côté nord où il se décantera et s'écoulera vers le bassin d'eau. Les résidus seront ensuite déchargés en cycles dans les parties ouest, sud et est du bassin de résidus de la Phase 2. Ceci maintiendra le surnageant contre la partie centrale nord du bassin, afin qu'il soit décanté vers le bassin d'eau. Selon les prévisions, le parc à résidus de la Phase 2 devrait s'élever jusqu'à 65 m pour recevoir 50 Mt de résidus miniers.

Phase 3

Le bassin d'eau des Phases 1 et 2 seront utilisés pour le stockage de résidus à partir de l'année 16. Il faudra construire un nouveau bassin d'eau (final) à l'est dans le bassin versant de SR-10. Au départ, le dépôt des résidus se fera à partir de l'ouest et du nord. Ce système permettra de pousser l'étang de surnageant vers le sud-ouest afin de réduire au minimum les éventuelles infiltrations vers l'est. Le dépôt continuera à partir de l'est, du nord et de l'ouest pour pousser l'étang de surnageant vers le coin sud-est du bassin de résidus de la Phase 3, pour décanter vers le dernier bassin d'eau. Quelques dépôts de résidus supplémentaires pourraient également avoir lieu dans le secteur de la Phase 2 s'il s'avère nécessaire de pousser l'étang de surnageant restant encore plus vers l'ouest dans la direction du dernier bassin d'eau. Le bassin de résidus de la Phase 3 devra stocker approximativement 40 Mt de résidus, ce qui demandera l'aménagement jusqu'à une hauteur de 60 m à l'année 27 d'activité.

3.1 TOPOGRAPHIE ET GEOMORPHOLOGIE

3.1.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation environnementale des effets du parc à résidus sur la topographie et la géomorphologie, incluant les caractéristiques topographiques uniques selon les termes de référence du Projet Ambatovy (le projet).

3.1.2 Secteur d'étude

En ce qui concerne la topographie et la géomorphologie, le secteur local d'étude du parc à résidus est le même que le secteur terrestre du parc à résidus (un sous-secteur du secteur régional d'étude de Toamasina) présenté à la figure 7.2-3 du volume A. Ce secteur comprend le parc à résidus, le corridor entre le parc à résidus et la Route Nationale (RN) 2 et les zones tampons à 500 m ou moins de ces zones de perturbations.

3.1.3 Résumé de l'étude de référence

Une série de trois vallées à l'ouest de Toamasina formera le secteur du parc à résidus projeté. Les vallées sont caractérisées par des flancs de coteaux boisés, moyennement abrupts et des pentes qui descendent vers le fond de vallées larges et planes. Le plus haut point dans les vallées a une élévation de 90 m ANMM (au-dessus du niveau moyen de la mer) à l'extrémité ouest et le point le plus bas a une élévation de 4 m ANMM à l'extrémité est du site. Les fonds de vallées, surtout le fond large et humide de la vallée nord, ont été convertis en rizières. Le drainage s'écoule en direction est dans les vallées selon un gradient naturel de moins de six degrés (10 %).

Selon une analyse qualitative du paysage, le secteur local d'étude du parc à résidus ne contiendrait aucun élément topographique unique.

La section 1.1 du volume I contient plus de détails sur les conditions de référence.

3.1.4 Portée des enjeux

Les principaux enjeux concernant la topographie et la géomorphologie sont les suivants:

- la suppression et la perturbation initiale d'éléments topographiques uniques ou significatifs pour des raisons sociales ou biologiques
- des changements dans le paysage et la pente géomorphologique sous-jacente qui pourraient représenter des enjeux importants à long terme pour la population ou pour l'environnement

Selon l'importance des corrections des pentes du terrain au moment de la réhabilitation, les changements locaux de topographie pourraient avoir des implications pour l'hydrologie, l'hydrogéologie, les effets visuels, les conditions de croissance de la flore, l'habitat de la faune, l'habitat aquatique et les plans de fermeture.

La question clé en topographie et géomorphologie est la suivante:

Question clé TG-1 Quel sera l'effet du parc à résidus sur la topographie et la géomorphologie?

Les liens d'impact potentiel associés aux impacts sur la topographie et la géomorphologie sont présentés à l'annexe 9 du volume H. Durant les phases de construction et d'opération, des éléments topographiques et géomorphologiques du paysage seront perturbés. Les pentes et la topographie seront altérées durant les phases de construction, d'opération et de fermeture.

3.1.5 Evaluation des impacts

3.1.5.1 Méthodes d'évaluation

La topographie existante a été étudiée au moyen de la documentation et de cartes topographiques. Le caractère unique des éléments topographiques a été évalué en comparant les éléments qui seraient affectés par le projet à d'autres éléments dans le secteur local d'étude. Les caractéristiques topographiques d'avant-projet ont été comparées qualitativement à la topographie après l'aménagement du parc à résidus.

3.1.5.2 Critères d'évaluation

Les critères d'évaluation utilisés pour la topographie et la géomorphologie sont présentés au tableau 3.1-1.

Tableau 3.1-1 Critères de description des d'impacts sur la topographie et la géomorphologie

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
neutre: aucun changement topographique négative: un changement topographique qui affectera les fonctions des services biologiques ou aux humains	négligeable: aucun effet mesurable sur les pentes et les éléments topographiques du paysage faible: légers changements aux pentes ou à la topographie générale moyenne: changements locaux importants aux pentes ou à la topographie générale forte: changements régionaux importants aux pentes ou à la topographie générale	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: effet s'étend au-delà du secteur local d'étude	court terme: <3 ans moyen terme: 3 à 30 ans long terme: >30 ans	réversible ou irréversible	faible: se produit une seule fois moyenne: se produit par intermittence élevée: se produit en continu

3.1.5.3 Mesures d'atténuation

Au cours de la construction, de l'opération et de la fermeture, des mesures de lutte contre l'érosion, telles que décrites à la section 6 du volume E seront mises en œuvre afin de minimiser le ravinement et l'enlèvement de matériel de surface par l'eau ou le vent.

Au cours de la construction, de l'opération et du début de la phase de fermeture, les systèmes de gestion de l'eau capteront les écoulements le long de la base des éléments perturbés et atténueront l'envasement des bassins en aval. Ces mesures seront d'autant plus importantes qu'elles atténueront les effets sur les vallées en aval, lesquelles produisent du riz et servent à d'autres utilisations.

Au cours des phases d'opération et de fermeture, la remise en état sera déjà enclenchée. La revégétalisation réduira l'érosion du matériel en surface et aidera à maintenir les pentes et les autres éléments topographiques. Les pentes seront corrigées afin d'assurer une stabilité à long terme. La morphologie du terrain à la fermeture sera conçue en vue d'une continuité de la morphologie du terrain et des bassins versants entre les terrains non perturbés et les secteurs réhabilités.

3.1.5.4 Résultats

Le projet aura un impact sur trois vallées. Au cours de la construction et de l'opération, divers éléments du paysage, incluant des digues, des routes d'accès linéaires, des fossés de drainage et la surface aplanie du parc à résidus, seront aménagés, modifiant la topographie locale.

Les digues d'amorce pour le site de dépôt des résidus miniers seront érigées avec des pentes de 2H:1V (27 degrés). Pour les rehaussements subséquents, la pente aval sera de 3H:1V (18 degrés) afin de maintenir la stabilité. La surface du parc à résidus évoluera avec le temps au cours de la phase d'opération. Des plages de résidus se développeront dans tous les secteurs où des résidus seront déposés dans le bassin. Au moment de la réhabilitation, la surface du bassin de résidus devait être relativement plane.

3.1.5.5 Analyse des impacts

Impacts résiduels

Les effets résiduels de chaque étape du projet, après l'application de mesures d'atténuation, sont résumés au tableau 3.1-2.

Tableau 3.1-2 Effets potentiels et impacts résiduels sur la topographie et la géomorphologie

Etape du projet	Effets potentiels	Atténuation	Impacts résiduels
construction	changements au paysage et aux pentes durant la construction à court terme	lutte contre l'érosion; gestion de l'eau; ingénierie de stabilité des pentes	intensité moyenne / modification à court terme des digues du parc à résidus, des routes d'accès au parc à résidus et de la topographie adjacente
opération	changements au paysage et aux pentes qui pourraient représenter des enjeux à moyen terme pour les parties prenantes et la biodiversité	lutte contre l'érosion; gestion de l'eau; ingénierie de stabilité des pentes; réhabilitation progressive	intensité moyenne / modification à moyen terme des digues du parc à résidus, de sa surface et de la topographie adjacente
fermeture	changements au paysage et aux pentes qui pourraient représenter des enjeux importants à long terme pour les parties prenantes et la biodiversité	lutte contre l'érosion; gestion de l'eau; ingénierie de stabilité des pentes réhabilitation complète et correction des pentes de la surface du bassin de résidus	intensité moyenne / modification à long terme du secteur du parc à résidus

La topographie actuelle du secteur local d'étude du parc à résidus est montagneuse avec des pentes relativement abruptes sauf à l'extrémité est du corridor d'accès au parc à résidus, lequel se prolonge en un terrain plane. Les secteurs affectés par les changements topographiques comprennent des vallées et des crêtes à pentes relativement abruptes et des secteurs plus plats de fond de vallées.

Le parc à résidus miniers aura un impact direct sur le paysage. En général, les impacts seront de long terme; en effet, pour maintenir l'intégrité des digues, celles-ci resteront en place après la fermeture. La construction se fera en continu durant l'opération en raison du rehaussement périodique des digues. L'intensité des changements est considérée comme moyenne durant la construction et l'opération, avec l'aménagement des digues et des bassins qu'elles contiennent. L'intensité de l'impact sera moyenne durant les phases de fermeture successives car l'aménagement de cet élément plat représentera un changement de grande ampleur, observable localement, de la forme du paysage.

Les pentes des digues du parc à résidus, durant l'opération et après la réhabilitation, seront dans la plage naturelle de variations des pentes déjà existantes dans la région. Toutefois, l'orientation, la régularité et la diversité des

pententes changeront; par endroits, ces changements topographiques seront très perceptibles et ils pourraient affecter à long terme les systèmes biologiques locaux et l'utilisation du sol par les humains.

Pour chaque phase du projet, la classification des impacts résiduels sur la topographie et la géomorphologie est présentée au tableau 3.1-3.

Tableau 3.1-3 Classification des impacts résiduels sur la topographie et la géomorphologie

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Question clé TG-1 Quel sera l'effet du parc à résidus sur la topographie et la géomorphologie?							
construction/opération	négative	moyenne	locale	long terme	non	moyenne	moyenne
fermeture	négative	moyenne	locale	long terme	non	faible	moyenne

L'état de référence de la topographie dans le secteur local d'étude est bien compris. L'aspect éventuel du paysage après la remise en état a aussi été bien établi. La classification des impacts est fonction du succès de l'atténuation proposée, incluant la lutte contre l'érosion et l'ingénierie de la stabilité des pentes. De manière générale, le niveau de confiance des prévisions pour la présente évaluation est considéré élevé.

Surveillance

Aucune surveillance n'est proposée pour la topographie et la géomorphologie spécifiquement. La surveillance de l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion, de la stabilisation des pentes et du succès des mesures de réhabilitation est décrite à la section 6 du volume E.

3.1.6 Conclusions

Le parc à résidus miniers aura un effet négligeable sur la topographie durant la phase de construction, des effets moyens sur la topographie durant la phase d'opération et un effet moyen durant la phase de fermeture car, même avec une réhabilitation, le paysage demeurera modifié longtemps après la fermeture.

Les implications des changements à la topographie et à la géomorphologie pour les autres disciplines sont traitées dans d'autres sections de ce rapport.

3.2 GEOLOGIE ET GEOCHIMIE

3.2.1 Introduction

Cette section traite des impacts du Projet Ambatovy (le projet) sur la géologie et la géochimie du parc à résidus. On ne considère pas les changements géochimiques comme des impacts résiduels en soi, mais on les utilise plutôt dans l'évaluation environnementale de la qualité de l'eau.

Le secteur à l'étude pour la géologie et la géochimie est le même que celui pour les sols illustré à la figure 7.2-3, section 7, volume A.

3.2.2 Résumé de l'étude de référence

3.2.2.1 Géologie

Une série de vallées à l'ouest de Toamasina constitue la zone où le parc à résidus est projeté. Les vallées sont localisées en grande partie à l'intérieur de la formation de Vohibory, qui est constituée de micaschiste gneissique altéré. La géologie de la région est fortement altérée. Un matériau saprolitique très altéré, dont la granulométrie varie d'un silt (ou limon) sableux à un sable silteux, a été rencontré à des profondeurs variant de 10 à 30 m. La formation rocheuse semble moins altérée et fracturée à une profondeur supérieure à 40 m.

La partie principale de parc à résidus projeté repose sur un gneiss qui contient de la biotite et des lentilles de migmatites. Des dykes et filons-couches de dolérite ont pénétré les roches gneissiques plus anciennes. Les dykes ont une orientation prédominante nord-est/sud-ouest à nord-sud. Un grand filon-couche de dolérite, qu'on exploite comme agrégats, pénètre dans la partie ouest du secteur de la digue de résidus. On retrouve des alluvions le long des ruisseaux; elles sont constituées d'argile, de silt, de sable et de gravier provenant de gneiss altérés, délavés de sites en amont. On croit que l'épaisseur de ce matériau est inférieure à 5 m.

3.2.2.2 Géochimie

Plusieurs échantillons de résidus neutralisés provenant des essais de traitement du minerai Ambatovy à l'usine pilote de Dynatec ont fait l'objet d'un programme de caractérisation géochimique. Les détails sont fournis au volume I, annexe 2.1. Le but des analyses géochimiques était de déterminer la composition chimique de ces matériaux et d'en évaluer la stabilité environnementale. Plus spécifiquement, les objectifs étaient d'évaluer les points suivants:

- le comportement chimique des résidus lorsqu'ils sont exposés à l'environnement
- le potentiel de ces matériaux d'avoir un impact sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines en raison de la lixiviation de leurs constituants chimiques

La caractérisation géochimique des résidus menée par Dynatec comprend les points suivants:

- l'analyse chimique des résidus solides
- le dosage acide-base
- l'analyse chimique des liquides:
 - l'eau entraînée lors des travaux d'essai à l'usine pilote
 - le surnageant
 - l'eau percolée durant des essais de sédimentation
 - les essais séquentiels de lixiviation en trois étapes

Le programme d'essais géochimiques a permis de dégager les constatations suivantes.

Dans le cadre du programme de caractérisation géochimique de Dynatec, les échantillons de résidus sont représentatifs des conditions de traitement opérationnelles attendues. Les procédures et les normes en matière d'assurance qualité et contrôle de la qualité (AQ/CQ) suivies par les sociétés SGS Lakefield Research et Dynatec Technology Services sont décrites à la section 2.1 du volume I. Toutefois, il n'est pas possible d'évaluer la précision et l'exactitude des résultats analytiques générés par ces travaux.

Les compositions chimiques des deux échantillons de résidus concordent avec la minéralogie; elles comprennent principalement de l'hématite et du gypse [$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$] avec des quantités moindres d'alunite à ion d'hydronium [$(\text{H}_3\text{O})\text{Al}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$], de silice et de chrome non lixivié [FeCr_2O_4]. Ces compositions sont typiques des résidus produits par la lixiviation acide sous pression des latérites.

D'après les résultats du dosage acide-base (DAB), les deux échantillons sont classés comme n'étant pas générateurs d'acide les valeurs de PN/PA étant égales ou supérieures à 4. Leur absence de potentiel acidogène est aussi appuyée par les très basses teneurs en soufre sous forme de sulfure (c.-à-d. moins de 0,3 % en poids) et des valeurs de pH de la pâte supérieures à 5,5.

Bien qu'elles aient été obtenues par différentes méthodes, les six solutions provenant de résidus sont de composition chimique généralement semblable. Toutes les solutions ont un pH voisin du pH neutre et ont de faibles concentrations en métaux traces. On observe des concentrations élevées en calcium, magnésium, manganèse et sulfates. Les fortes concentrations en calcium et sulfates concordent avec la présence d'une quantité significative de gypse.

Les valeurs de pH varient légèrement pour les trois lixiviations séquentielles effectuées dans le cadre du programme de caractérisation. Les concentrations en métaux traces sont généralement faibles. Le chrome n'a été détecté dans aucun des lixiviats à des concentrations supérieures à sa limite de détection de 0,001 mg/L. Le nickel montre une diminution régulière de concentration dans les lixiviats successifs, tout comme le manganèse et les sulfates.

Des dépassements des normes de qualité des effluents pour les mines à ciel ouvert (volume I, annexe 2.1) de la Banque Mondiale et/ou de Madagascar sont observés pour le manganèse, les sulfates et la conductivité dans tous les échantillons d'eau entraînée. Puisque les ions sulfate sont la composante dissoute dominante dans les résidus et se retrouvent à des concentrations significatives, des valeurs élevées sont aussi observées pour la conductivité. En ce qui a trait aux essais séquentiels de lixiviation, les dépassements ne concernent également que le manganèse, le sulfate et la conductivité. Cela contraste avec les dépassements observés pour la roche de la mine et le minerai, qui se limitaient généralement au chrome, au nickel et au fer (section 3.2, volume B).

Toutefois, en raison de la capacité limitée de l'essai de lixiviation statique de simuler les conditions ambiantes du site, cela n'implique pas que de tels dépassements seront de fait observés sur le site. Par exemple, le potentiel d'atténuation des matériaux de certaines unités lithologiques contribuera à réduire les concentrations, relativement à celles observées lors de l'essai de lixiviation. La surveillance de la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface sur le site aidera à mieux identifier le potentiel de lixiviation des métaux sous les conditions d'opération et après la fermeture.

3.2.3 Evaluation des impacts

3.2.3.1 Méthodologie

Géologie

Il n'y a pas de liens d'impact valides concernant la géologie au parc à résidus. Aucune ressource géologique existante ne sera retirée ou stérilisée du fait de l'aménagement du parc à résidus. La seule perte possible est celle des agrégats (minéraux granulaires) couverts par les résidus. Toutefois, la valeur économique de tels dépôts est faible, et d'autres sources possibles sont disponibles dans la région. Ce dernier aspect est élaboré dans la section socio-économique (volume E, section 5.1.). Il n'est pas nécessaire de mener une évaluation des impacts du parc à résidus sur la géologie.

Géochimie

Il y a un lien d'impact valide sur la géochimie: la lixiviation des métaux à partir des résidus peut avoir des effets sur la qualité de l'eau. Le diagramme de liens pour la géochimie est illustrée à l'annexe 9 du volume H.

Données sur la qualité des eaux utilisées comme données d'entrée de la modélisation de la qualité de l'eau

Une modélisation de la qualité des eaux est utilisée afin de prévoir les impacts possibles de la qualité de l'eau sur l'environnement récepteur (volume E, section 3.10.). Le modèle consiste en plusieurs bassins récepteurs qui recueillent le ruissellement du parc à résidus. Cette section décrit comment ont été inférées les données de qualité de l'eau du parc à résidus qui ont été utilisées comme données d'entrée du modèle.

En collaboration avec le personnel technique de Dynatec, les résultats d'analyses de six échantillons d'eau entraînée par les résidus ont été examinés et les résultats qui représentaient le mieux les conditions opérationnelles projetées ont été choisis. On a appliqué un facteur de dilution de 50 % afin de tenir compte de la dilution par les eaux de pluie.

L'utilisation des résultats d'analyse de l'eau entraînée repose sur la supposition importante selon laquelle ils sont représentatifs de l'eau interstitielle des résidus dans les conditions ambiantes.

Les essais à une seule étape ne sont pas en mesure de simuler un comportement transitoire tel que l'oxydation des sulfures. Bien que cette dernière ne constitue pas une préoccupation pour les résidus miniers d'Ambatovy en raison d'une

absence générale de sulfures réactifs, certains essais séquentiels de lixiviation des résidus ont relevé des tendances dans l'évolution temporelle des concentrations qui n'étaient pas décelées par l'analyse de la qualité de l'eau entraînée, laquelle constitue le fondement pour l'inférence des données d'entrée sur la qualité des eaux.

En ce qui concerne les résidus, seulement six échantillons d'eau entraînée ont fait l'objet d'analyses. Cette série d'échantillons étant petite, on n'a pas tenu compte de l'hétérogénéité de la composition causée par la variabilité dans la composition de la pulpe et les méthodes de traitement. Cependant, les échantillons représentent un échantillon composite considérable provenant des programmes d'essais métallurgiques.

3.2.4 Conclusions

On s'attend à ce que le projet engendre des impacts sur la géochimie. Ces effets ne sont pas classés comme des impacts résiduels en soi, mais ils ont une incidence directe sur la qualité de l'eau et, par conséquent, sont utilisés dans l'étude d'impact environnemental sur la qualité de l'eau (volume E, section 3.10).

3.3 SOLS

3.3.1 Introduction et secteur d'étude

Cette section présente l'évaluation environnementale des effets du parc à résidus miniers sur les sols, selon les termes de référence du projet Ambatovy.

Le secteur d'étude du parc à résidus miniers pour les sols est l'empreinte au sol du projet de parc à résidus miniers présentée dans le volume A, section 7, figure 7.2-3. Le secteur d'étude comprend toutes les zones directement perturbées par le parc à résidus.

3.3.2 Résumé de l'étude de référence

3.3.2.1 Aperçu régional

Dans les terres, le profil géologique des sols qui entourent le parc à résidus consiste en un grès continental argilo-sableux avec de la migmatite (gneiss) dans les couches de surface. Cela contraste avec le profil géologique du site de l'usine composé de matériaux sédimentaires marins sableux. Les formations de migmatite près du parc à résidus ont un relief convexe (petites collines et sommets de collines) séparé par des vallées bien drainées (Randriamboavonjy, J., 2005, comm. pers.).

La région côtière près de Toamasina a un climat chaud et humide avec des précipitations annuelles moyennes d'environ 3300 mm et une température moyenne de 24°C (Kilian 1968; voir aussi le volume I, annexe 4.1). Ces conditions climatiques couplées à la géologie de la région ont créé une podzolisation dans les sols sablonneux près de la côte (site de l'usine) et une ferralitisation sur la roche migmatite plus à l'intérieur des terres (secteur du parc à résidus).

3.3.2.2 Sols du parc à résidus

Au sommet des pentes convexes, on trouve généralement des sols ferralitiques (oxisols). Les sols ferralitiques ont un horizon d'humus granulaire à texture sablo-argileuse et une structure polyédrique. La section entière du sol est riche en quartz et de couleur rouge et jaune.

Dans les zones en haut des pentes on trouve généralement des sols ferralitiques de type ultisols. Les ultisols comportent un horizon B sous-jacent riche en argile avec une structure polyédrique renfermant des paillettes de mica. Les sols situés

à mi-pente sont généralement ferralitiques (ultisols) avec un horizon d'humus directement sus-jacent à un horizon éluvial meuble riche en minerais primaires comme le mica. Ces sols sont très enclins à l'érosion.

Etant donné que les sols du parc à résidus miniers sont formés sur des roches mères migmatiques, ils sont naturellement acides, pauvres en nutriments et bien drainés (sur les pentes supérieures). La mise en valeur de ces sols pour une utilisation agricole nécessiterait une amélioration de l'acidité (chaulage), une fertilisation pour corriger les déficiences en nutriments et une bonne protection contre l'érosion.

Les sols des dépressions alluviales sont hydromorphes (histosols) avec une accumulation de tourbe en surface et une gleyfication de l'horizon minéral sous-jacent riche en argile. Bien que pauvres en nutriments, ces sols conviennent pour la riziculture, en particulier quand on remédie aux déficiences en nutriments en recourant à la fertilisation.

Des détails supplémentaires concernant les conditions de référence sont fournis dans le volume I, annexe 3.1.

3.3.3 Evaluation des impacts

3.3.3.1 Portée des enjeux

La liste des enjeux fournie par les termes de référence (volume H, annexe 1) et le programme de consultation publique (volume A, section 6) ont été examinés afin d'axer l'évaluation des sols sur les enjeux clés et de grouper les enjeux par thèmes communs.

Dans le cadre de ce processus, une matrice d'interactions a été utilisée pour évaluer tous les impacts possibles du parc à résidus sur les ressources en sols (Table 3.3-1). Les interactions ont été notées afin de mettre en lumière les enjeux clés et aider à orienter l'évaluation. Seules les activités évaluées comme ayant un impact moyen ou élevé ont été analysées en détail dans l'évaluation. Les principaux enjeux potentiels reliés aux sols sont:

- déblaiement et remaniement des sols
- érosion des sols
- pertes des nutriments des sols
- compactage des sols
- contamination des sols

- réhabilitation

La question clé pour les sols est:

Question clé ST-1 Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les sols?

Les liens d'impact potentiels sont illustrés dans un diagramme de liens au volume H, annexe 9. Le tableau 3.3-1 présente l'impact des activités au parc à résidus sur les ressources en sols en se concentrant sur les enjeux clés.

Tableau 3.3-1 Matrice d'interactions du projet

Activités ou installations du projet	Sol ^(a)	Enjeux	Commentaires
Phase préalable à la construction			
forage géotechnique	N	augmentation du risque d'érosion à court terme sur les pentes >10 %	enjeu à court terme
Phase de construction et d'opération			
défrichage de la végétation	E	érosion éolienne et hydrique; compactage des sols par les équipements	le risque d'érosion hydrique sera élevé jusqu'à ce que les zones exposées soient revégétalisées
déblaiement de la terre végétale	M à E	augmentation du risque d'érosion éolienne et hydrique; perte de la qualité des sols (perte des nutriments, compactage du sol)	l'impact dépend du temps d'exposition des sols
construction de la digue du parc à résidus	M à E	érosion éolienne et hydrique; compactage des sols par les équipements	l'impact dépend du temps d'exposition des sols
construction du bassin à résidus	N	pas d'enjeu important	une partie de la terre végétale sera récupérée avant la construction du bassin à résidus
Phase de réhabilitation et de fermeture			
enlèvement des équipements	P	suppression des sources de contamination	effet positif
réhabilitation du site	P	réhabilitation des sols pour toute contamination	effet positif
remise en état	P	réhabilitation des zones perturbées	effet positif

^(a) Classifications des interactions : N - Négligeable; F - Faible; M - Moyen; E - Elevé; P - Positif.

Beaucoup de ces enjeux sont interdépendants. Par exemple, le déblaiement et remaniement des sols sont reliés à la perte de nutriments dans les sols. Seules les activités classées comme ayant un impact moyen ou élevé ont été analysées en détail dans l'évaluation.

Liens d'impacts potentiels

La question clé ST-1 analyse les effets associés à la construction, aux activités d'opération et à la réhabilitation du parc à résidus sur la perte ou l'altération du sol dans le secteur local d'étude.

Les activités entraînant la perte directe ou l'altération du sol dans le secteur du parc à résidus incluent le défrichement du site et les modifications de surface requis pour permettre la construction du parc à résidus et son opération. L'aménagement du site pour la construction du parc inclura la suppression du sol de surface. Une partie de la terre végétale pourra être récupérée pour la réhabilitation future du site. Bien que la digue du parc à résidus sera progressivement réhabilitée, la méthodologie de réhabilitation des sols tropicaux est encore en développement

La construction du parc à résidus entraînera la suppression de la végétation, d'où une exposition du sol et une probabilité d'érosion accrue.

La perte potentielle de la structure des sols due au compactage des sols peut affecter la croissance de la végétation, en particulier le développement des racines, l'aération et le drainage. La construction de la digue du parc à résidus impliquera la circulation d'équipements et des activités sur les sols pouvant causer le compactage des sols. Les impacts potentiels liés au compactage des sols pourraient se produire dans les zones voisines mais excluant l'étendue même du parc à résidus.

Les déversements et les fuites durant l'opération peuvent être à l'origine d'une altération des propriétés chimiques et physiques des sols qui, à son tour, peut affecter la végétation, ainsi que la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface.

Même si l'on récupère la terre végétale avant la construction du parc à résidus, il pourrait se produire une perte de nutriments.

Méthodologie d'évaluation

Les types de sols directement affectés par les résidus ont été quantifiés à l'aide d'analyses SIG (Système d'information géographique), comme suit:

- Les superficies des types de végétation qui sera perturbée à l'intérieur l'empreinte au sol du parc à résidus ont été quantifiées à l'aide du SIG. Cette information a été utilisée pour évaluer le risque existant d'érosion des sols.

- Les niveaux d'impacts ont été déterminés en se fondant sur la perte nette permanente de sols pendant les phases de construction et d'opération, la modification globale des sols dans le secteur après la réhabilitation et la fermeture, et une évaluation qualitative des modifications potentielles du risque d'érosion après la réhabilitation et la fermeture.

3.3.3.2 Critères d'évaluation

Le tableau 3.3-2 présente les critères utilisés pour évaluer les impacts résiduels sur les sols.

Tableau 3.3-2 Critères d'évaluation pour les sols

Orientation ^(a)	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
positive, négative ou neutre pour les résultats des mesures	négligeable: pas d'effet mesurable (<1 %) faible: <10 % moyenne: 10 à 20 % forte: >20 %	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: l'effet s'étend au-delà du secteur local d'étude dans la région supra-régionale: l'effet s'étend au-delà de la région	court terme: <3 ans moyen terme : 3 à 30 ans long terme: >30 ans	réversible ou irréversible	faible se produit une fois moyenne : se produit par intermittence élevée: se produit continuellement

3.3.3.3 Mesures d'atténuation

Erosion des sols

L'érosion du sol consiste au déplacement du sol par l'action du vent ou de l'eau. On peut estimer le risque d'érosion hydrique à l'aide de l'équation universelle des pertes en terre (Wischmeier et Smith 1961; Gee et al. 1976). Le volume B, section 3.3 fournit des détails à ce sujet.

La texture et le contenu en matières organiques affectent le facteur d'érodabilité des sols (K). Les sols riches en silt (limon) et en sable très fin sont davantage susceptibles à l'érosion hydrique que les autres sols. Les tests géotechniques suggèrent que le secteur du parc à résidus aura un fort potentiel d'érosion en raison de la texture fine des sols superficiels.

Le risque d'érosion éolienne et hydrique dans le secteur local d'étude est faible quand il y a une couverture végétale. Ce risque augmentera pendant la phase de perturbation. Le risque d'érosion éolienne dépend de la texture, de la teneur en eau et du contenu en matières organiques des sols. Il sera plus élevé pour les sols sablonneux. Le risque d'érosion hydrique augmente quand la pente excède 10 % et quand des sous-sols à texture fine sont sous-jacents à des sols à texture

grossière. Il ressort du plan préliminaire du parc à résidus que les pentes des bassins de résidus seront supérieures à 30 % (volume E, section 2).

Afin d'éviter l'érosion et la sédimentation potentielle des sols durant la construction, il est nécessaire réduire au minimum l'exposition des sols et contrôler le ruissellement, en particulier pendant les mois les plus pluvieux et dans les secteurs proches des cours d'eau.

Les mesures d'atténuation générales ci-dessous seront utilisées pour empêcher l'érosion hydrique:

- récupération d'une partie de la terre végétale lorsque possible et entreposage de cette terre loin des secteurs susceptibles de subir une érosion
- construction de fossés transversaux temporaires pour réorienter le ruissellement
- construction de bermes temporaires sur les pentes escarpées avec des rondins, du bois de construction, des sacs de sable ou d'autres matériaux, selon le cas et ce qui est disponible
- construction de bermes avec du mort-terrain dans les secteurs où la terre végétale a été raclée
- construction de routes dans le secteur du parc à résidus de manière à ne pas gêner les conditions de drainage naturelles et à ce que le ruissellement vers les fossés entre dans le réseau de drainage naturel ou dans les zones de rétention délimitées
- conformément aux méthodes courantes, utilisation de mesures temporaires de contrôle de l'érosion comme la mise en place de couches de paillis, de nattes, l'installation de filets ou encore la répartition de paille pour contrôler l'érosion jusqu'à ce qu'une couche de végétation protectrice soit établie; c'est particulièrement important pour les parois des digues de confinement dont la hauteur augmentera progressivement avec l'ajout de sol, retardant de ce fait la revégétalisation
- application d'agents collants lorsque nécessaire pour stabiliser les sols et utilisation d'hydro-semoirs pour semer sur les pentes escarpées
- ensemencement rapide des zones exposées avec un mélange de semences durables et appropriées à la région pour contrôler l'érosion. Il est conseillé de planter de l'herbe Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) en bandes parallèlement aux pentes à titre d'essai (NRC 1993) (volume B, section 6). D'autres espèces peuvent ensuite être plantées entre les bandes de Vetiver

Perte de nutriments des sols

Les sols tropicaux sont très pauvres en nutriments, ils ont un pH faible, une faible disponibilité phosphore et une possible toxicité en aluminium et en manganèse. La disponibilité en nutriments dépend de la matière organique des sols. Il a été traité de ces caractéristiques dans le volume B, section 3.3.

Les mesures d'atténuation pour restaurer les nutriments dans les sols réhabilités du parc à résidus incluent:

- l'incorporation de matières organiques dans la couche de surface du sol réhabilité, y compris la récupération directe et le remplacement des sols de surface, la mise en place de matière organique compostée, de couches de paillis et l'application d' « engrais verts »
- l'augmentation des nutriments en insuffisance par des amendements fertilisants
- l'application d'agents de chaulage comme les carbonates de calcium et de magnésium pour augmenter le pH des sols et réduire les toxicités liées aux métaux (Ludwig et al. 2000)

La durabilité de la disponibilité des nutriments dans les sols perturbés a été identifiée comme un enjeu potentiel dans les régions tropicales et comme un enjeu majeur pour la réhabilitation du secteur du parc à résidus. Il sera important de veiller à réintégrer les matières organiques pendant la réhabilitation étant donné qu'elles jouent un rôle important dans le contrôle de la fertilité des sols (voir volume E, section 6).

Compactage

Le compactage des sols est plus important sous des conditions humides, des charges élevées et dans des zones de trafic répété. Les effets du compactage des sols ont été traités dans le volume B, section 3.3.

Les mesures d'atténuation qui seront mises en oeuvre pour empêcher ou atténuer le compactage incluent:

- la minimisation du nombre de passages sur une zone déjà réhabilitée
- la culture du sol compacté avant la revégétalisation
- l'utilisation de végétaux à racines profondes pour ameublir le sol compacté

Tel qu'expliqué dans le volume E (section 6), la réhabilitation du parc à résidus doit aussi bien tenir compte du temps nécessaire aux matériaux pour durcir.

Contamination des sols

Les mesures d'atténuation générales visant à empêcher la contamination des sols incluront:

- la conception des installations et des équipements miniers avec des systèmes de récupération pour réduire au minimum les fuites ou déversements
- le nettoyage rapide de tous les déversements et de toutes les fuites

3.3.3.4 Résultats

Un total de 1 268 ha de sols sera perturbé par le parc à résidus pendant la durée du projet (tableau 3.3-3). La majorité des sols perturbés auront un risque d'érosion élevé à moyen (1185 ha, 93 % du total) car situés sous une exploitation de tavy. Les sols restants posséderont un risque d'érosion faible car occupés par de l'agroforesterie, des rizières, des perturbations et des zones humides (83 ha, 7 % du total). Avant de construire la digue et le bassin à résidus, suffisamment de terre végétale et de sol seront récupérés pour permettre la réhabilitation des pentes de la digue. Par conséquent, il y aura une perte de 1268 ha de sols pendant l'opération du parc à résidus (tableau 3.3-3). Une fois la réhabilitation terminée après la fermeture, il y aura une perte nette de sols, due à l'enfouissement de la plupart du sol existant sous les résidus. La réhabilitation du sol à la surface des zones du bassin à résidus permettra d'atténuer cette perte.

Un programme de recherche comportant des essais sur la réhabilitation sera mis en œuvre afin d'évaluer les techniques de réhabilitation les mieux adaptées en fonction des propriétés des résidus miniers qui seront entreposés sur le site.

Tableau 3.3-3 Perturbations des types de sols dans les parcs à résidus

Risque d'érosion du sol	Types d'occupation du sol	Superficie (ha)	Pourcentage du secteur local d'étude (%)
faible	agroforesterie, rizières, perturbations marais	83	7
moyen à élevé	matrice de tavy	1 185	93
total		1 268	100

3.3.3.5 Analyse des impacts

Impacts résiduels

La conséquence sur l'environnement du parc à résidus pour les sols est évaluée comme élevée pendant la construction et l'opération et faible après la fermeture (tableau 3.3-4).

La construction et l'opération du parc à résidus entraîneront des perturbations graduelles du secteur à mesure que progressera la construction du bassin à résidus. De plus, le risque d'érosion de tous les sols augmentera considérablement avec le débroussaillage pendant la construction de la digue. Etant donné les perturbations à long terme des sols pendant la construction et l'opération, la conséquence sur l'environnement est évaluée comme élevée.

La conséquence sur l'environnement a été évaluée comme faible après la fermeture étant donné que les taux d'érosion naturels devraient réapparaître une fois une couverture végétale stable rétablie (volume E, section 6).

Tableau 3.3-4 Classification de l'impact résiduel pour les sols

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Question clé ST-1 Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les sols?							
construction	négative	forte	locale	long terme	non	faible	élevée
opération	négative	forte	locale	long terme	non	faible	élevée
fermeture	négative	faible	locale	long terme	oui	faible	faible

3.3.3.6 Niveau de confiance des prévisions

La classification de l'impact pour les sols dépend en grande partie du programme de réhabilitation prévu pour retrouver un sol productif sur les matériaux résiduels et pour mettre en œuvre avec succès des méthodes de contrôle de l'érosion. Il existe des incertitudes au sujet de la réhabilitation du parc à résidus étant donné le niveau élevé des précipitations locales. Comme il a été noté ci-dessus, il existe des incertitudes en ce qui concerne la rapidité à laquelle les résidus durciront après la fermeture, pour permettre la revégétalisation. Une recherche sur la réhabilitation a été prévue pour traiter de ces enjeux.

3.3.3.7 Surveillance

Le promoteur mettra en oeuvre des programmes de surveillance de la réhabilitation pour s'assurer que les mesures d'atténuation sont efficaces et procédera à des ajustements si nécessaire. Le plan de surveillance de la réhabilitation du parc à résidus consiste à:

- s'assurer que les mesures de protection environnementales sont respectées pendant la construction, l'opération et la fermeture du parc à résidus
- s'assurer de la stabilité de la digue du parc à résidus
- mesurer le rendement de la végétation
- faire des rapports des résultats de la surveillance

3.3.4 Conclusions

Après l'application des mesures d'atténuation, la conséquence sur l'environnement du parc à résidus sera élevée pour les sols pendant les phases de construction et d'opération en raison de la perte à long terme de l'utilisation productive des terres. La conséquence sur l'environnement sera faible après la fermeture et la réhabilitation. Les principaux enjeux sont la perte de terre productive et l'augmentation du risque d'érosion des sols à texture fine sur les digues du parc à résidus. L'impact potentiel sur les sols a des conséquences sur la végétation, l'hydrologie et plus particulièrement la qualité de l'eau, quand il y a une probabilité d'un débit solide accru. Ces enjeux sont traités dans d'autres sections de l'EIE.

3.4 CLIMAT ET QUALITE DE L'AIR

L'évaluation environnementale des effets du parc à résidus sur le climat et la qualité de l'air est présentée dans le volume D, section 3.3, conjointement aux effets de l'usine de traitement sur la qualité de l'air dans les environs immédiats de Toamasina.

3.5 BRUIT

L'étude d'impact environnemental des effets du parc à résidus sur le bruit est présentée au volume D, section 3.4 en même temps que les effets de l'usine de traitement sur le bruit à proximité immédiate de Toamasina.

3.6 RISQUES NATURELS

3.6.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation des impacts environnementaux portant sur les risques associés aux catastrophes naturelles que présente le parc à résidus pour le public et le milieu naturel, conformément aux Termes de référence du projet Ambatovy (le projet).

3.6.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude du parc à résidus est présenté dans le plan du secteur des résidus et de l'usine de traitement tel que présenté de la figure 7.2-2, Volume A. Le site privilégié pour le stockage des résidus est localisé à environ 2 km à l'ouest de la route nationale RN-2 (entre Toamasina et Antananarivo) et à environ 8 km au sud-ouest de Toamasina. Le parc à résidus couvre un secteur d'environ 9 km² et possède la capacité d'emménagement des résidus pour toute la durée de vie de la mine, c'est-à-dire 27 ans. Le secteur a été déboisé et le couvert végétal est constitué de végétation secondaire (Volume J, Annexe 1.1).

Les risques naturels, tels les séismes, peuvent avoir une origine extérieure au secteur régional qui a été identifié comme adéquat afin de déterminer les impacts potentiels du secteur du parc à résidus.

3.6.3 Résumé de l'étude de référence

La présente évaluation environnementale repose sur une étude distincte des catastrophes naturelles et une évaluation des risques pour le parc à résidus (Knight Piésold, 2005b, présentée dans le volume I, à l'annexe 6.1). Cette étude de référence traite des conditions de référence du parc à résidus en ce qui concerne l'emplacement, l'occupation du sol actuelle, la topographie, la géologie, le climat et l'activité sismique. Les risques naturels potentiels, les conséquences possibles d'une rupture de digue attribuable aux catastrophes naturelles ainsi que les risques en aval du parc à résidus ont fait l'objet d'une évaluation.

Les ressources en aval du parc à résidus comprennent de petites implantations humaines, des ressources en eau potable et des terres agricoles. La végétation naturelle, notamment le bambou et les feuilles de bananier, est également utilisée dans la construction des maisons et des toitures. Une carrière de dolérite, exploitée à titre d'entreprise personnelle, à très petite échelle, se trouve dans les limites du secteur d'étude actuel, à l'ouest du site.

Les données de référence relatives aux catastrophes naturelles comprennent des données sur le climat décrivant les risques hydrologiques et des données sur les séismes décrivant les risques sismiques.

3.6.4 Portée des enjeux

L'évaluation des risques (Knight Piésold, 2005b) définit un risque naturel comme un événement naturel pouvant entraîner une rupture potentielle qui aurait un impact sur les ressources en aval. Les trois principales catastrophes naturelles sont d'ordre sismique, hydrologique et géotechnique, et les enjeux associés à chacune sont résumés ci-après. Tous les enjeux soulevés au cours des consultations avec les intervenants figurent également dans les scénarios entourant les risques (volume A, section 6).

Risques sismiques

Les mouvements du sol causés par un séisme pourraient provoquer les phénomènes suivants:

- un glissement de terrain dans les bassins versants des bassins de résidus qui pourrait entraîner le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues
- la liquéfaction des résidus, des digues et/ou des assises qui pourrait entraîner le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues
- un tsunami causé par un séisme en haute mer qui pourrait se déplacer à l'intérieur des terres et endommager les digues

Risque hydrologique

Les fortes pluies et les vents violents qui sévissent lors de tempêtes ou de cyclones pourraient provoquer les phénomènes suivants:

- un glissement de terrain dans les bassins versants où seront construits les bassins de résidus ou les bassins d'eau qui pourrait entraîner le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues
- l'inondation des bassins de résidus ou des bassins d'eau dans lesquels l'évacuateur par déversement permettrait le passage des débits maximaux prévus de façon sécuritaire et contrôlée. Cela causerait une inondation en aval du parc à résidus
- l'inondation des bassins de résidus ou des bassins d'eau dans lesquels l'évacuateur par déversement ne pourrait pas laisser passer les débits d'averse de façon sécuritaire et contrôlée. Cela pourrait causer le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues

- l'érosion et la rupture des digues, ce qui pourrait entraîner le déversement de résidus et/ou des eaux de traitement dans le milieu naturel
- la création d'une forte vague, causée par des vents violents, qui pourrait causer le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues

Risques géotechniques

Une situation géotechnique imprévue pourrait survenir, soit comme un événement isolé ou de concert avec un événement sismique ou hydrologique, entraînant ainsi:

- un glissement de terrain dans les bassins versants des bassins de résidus ou des bassins d'eau qui pourrait entraîner à son tour le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues
- un glissement de terrain le long des digues en raison du mauvais état des assises, de la percolation excessive (renard) et/ou du surraidissement des digues qui pourrait entraîner le débordement ou l'ouverture de brèches dans les digues

La question clé concernant les risques naturels est la suivante:

Question clé RN-1 La présence du parc à résidus augmente-t-elle les risques associés aux catastrophes naturelles pour le public et le milieu naturel?

3.6.5 Evaluation des impacts

3.6.5.1 Méthodes d'évaluation

Une évaluation des risques associés aux catastrophes naturelles a été réalisée (Knight Piésold, 2005b) au moyen d'un système de classement relatif. Pour chacune des trois catastrophes naturelles décrites à la section 3.6.4, tous les scénarios possibles ont d'abord été envisagés selon le mode de rupture, les conséquences y étant associées et les mesures d'atténuation connexes. Les risques résiduels pour tous les scénarios ont ensuite été estimés à l'aide d'un système relatif de classement. Les risques acceptables ont été évalués en fonction des normes internationales afin de réduire au minimum les risques, en aval, pour le public et les ressources du milieu naturel.

3.6.5.2 Critères d'évaluation

Les critères d'évaluation utilisés dans le cadre de l'évaluation des risques naturels sont présentés au tableau 3.6-1. Cinq catégories de risques sont définies par la probabilité d'occurrence et l'intensité des conséquences. Le risque global est un produit du classement relatif de la probabilité et des conséquences.

Tableau 3.6-1 Description des critères de risques associés à l'opération minière

Catégories de classement	Probabilité d'occurrence (probabilité)		Intensité des conséquences		Risque global
extrêmement faible	1	Probabilité d'occurrence négligeable (<1/10 000 ans) «Il est fort probable qu'un tel événement ne se produira jamais»	1	Aucun décès possible, peu ou pas de dommages aux biens (sauf à ceux du promoteur)	1-4
faible	2	Occurrence peu probable (entre 1/1000 et 1/10 000 ans) «Il est très peu probable qu'un tel événement se produise »	2	Aucun décès prévisible, dommages mineurs aux biens (sauf à ceux du promoteur)	5-8
moyen	3	Fréquence d'occurrence moyenne (entre 1/100 et 1/1000 ans) «Cela pourrait se produire »	3	Aucun décès prévisible, dommages moyens aux biens	9-14
élevé	4	Fréquence d'occurrence élevée (entre 1/10 et 1/100 ans) «Cela s'est déjà produit ou se produira probablement »	4	Certains décès possibles, dommages importants aux biens	15-19
extrêmement élevé	5	Fréquence d'occurrence très élevée (>1/10 an) «Cela se produit souvent »	5	Un grand nombre de décès possible, dommages extrêmes aux biens	20-25

Note:

1. La catégorie de classement « extrêmement faible » signifie une probabilité d'occurrence négligeable.
2. Les détails susmentionnés ont été adaptés de Pelletier et Dushnisky (1993) et Davies (1998)

3.6.5.3 Mesures d'atténuation

Plusieurs mesures d'atténuation ont été proposées dans le rapport de référence (Knight Piésold, 2005b). La justification des choix et critères de conception du parc à résidus sont fondés sur les normes internationales relativement à la conception des barrages. Ainsi, les risques pour le public et les ressources du milieu naturel en aval du parc à résidus seront réduits à des niveaux acceptables reconnus.

Des mesures d'atténuation ont été proposées pour tous les scénarios de risques naturels. Les mesures d'atténuation sont traitées dans le rapport de référence sous les trois principaux risques naturels, soit les risques sismiques, hydrologiques et géotechniques. Les mesures d'atténuation sont les suivantes:

- une surveillance et des inspections régulières des pentes
- des mesures d'entretien
- la revanche de la digue

- un évacuateur
- des essais géotechniques sur les résidus, les remblais, les morts-terrains de stériles et les matériaux d'assises
- des analyses de stabilité des pentes
- des normes internationales relatives aux niveaux de sécurité acceptables
- une conception adaptée aux mouvements du sol et à la déformation des matériaux à la suite d'un séisme
- l'installation et suivi de l'instrumentation
- l'installation et surveillance des structures de drainage
- une sélection prudente de la précipitation maximale probable (PMP) de l'averse de projet et des rafales de vent de projet (200 km/h)
- des études sur les inondations
- la conception en fonction des trajectoires des tempêtes
- un plan d'intervention d'urgence

3.6.5.4 Résultats

Les résultats de l'évaluation des risques sont résumés à partir du rapport de référence (Knight Piésold, 2005b). Une rupture des digues et les conséquences découlant d'un événement sismique présentent le risque global le plus faible. Cette situation est largement attribuable au fait que Madagascar se trouve dans une zone de faible activité sismique. L'application de paramètres prudents pour les séismes de conception permettra de répondre aux préoccupations relatives aux séismes.

Le niveau de conséquences associées à une rupture potentielle de digue causées par des enjeux de nature géotechnique, est, dans la majorité des cas, classé également « extrêmement faible ». Des études géotechniques approfondies seront réalisées afin de caractériser adéquatement les conditions permettant de réaliser une conception détaillée appropriée. Par conséquent, la probabilité d'une rupture à grande échelle et d'un déversement massif des résidus et/ou de surnageant sera extrêmement faible.

La probabilité d'une rupture à petite échelle causant des dommages aux digues ou un déversement à petite échelle est légèrement plus élevée en raison de la possibilité que des accidents géologiques mineurs n'aient pas été identifiés.

En ce qui concerne le risque de nature hydrologique, la majorité des modes de rupture et des conséquences qui en découlent sont classés dans la catégorie

« faible », à l'exception d'un résultat qui est classé « moyen » et de quelques autres qui sont considérés « extrêmement faibles ». En général, la probabilité d'occurrence d'un événement hydrologique est considérée supérieure à celle d'un événement géotechnique ou sismique. Cette situation est attribuable au fait que le parc à résidus est situé dans une zone sujette aux cyclones extrêmes. En outre, les régimes météorologiques ou les régimes de précipitation sont généralement moins bien compris que les conditions sismiques et géotechniques.

Les fortes pluies qui entraînent des débits maximaux débordant les évacuateurs des bassins de clarification (risque moyen) présentent le risque global le plus élevé (catégorie « faible »). Cependant, le potentiel de débordement et/ou d'ouverture de brèches dans les digues des bassins d'eau attribuable aux fortes précipitations est également considéré comme un risque faible. Par conséquent, une étude plus poussée sur ces types de scénarios de risque a été menée dans le cadre des analyses des inondations.

D'après les résultats de ces analyses, l'étendue de l'inondation est relativement semblable avec ou sans le parc à résidus (figure 3.6-1). Des résidences supplémentaires peuvent être exposées à des inondations selon le scénario d'une brèche d'une heure de la digue du parc à résidus, lequel représente la pire éventualité prévue dans le rapport de Knight Piésold (2005b). Un plan d'intervention d'urgence sera mis en œuvre et sera doté d'un mécanisme de déclenchement en fonction des niveaux d'eau élevés des bassins ainsi que des précipitations prévues qui pourraient causer un déversement à travers l'évacuateur. Selon ce scénario, le plan d'évacuation devra inclure l'évacuation de tous les résidants en aval possiblement touchés jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de risque de débordement par l'évacuateur.

3.6.5.5 Analyse des impacts

Impacts résiduels

Grâce à la mise en œuvre de mesures d'atténuation, les risques résiduels au cours de toutes les phases du projet sont classés dans les catégories « extrêmement faible » ou « faible », et sont conformes aux normes internationales permettant de réduire au minimum les risques pour le public et les ressources du milieu naturel en aval.

PROJET	<h1 style="margin: 0;">PROJET AMBATOVY</h1>
TITRE	<h2 style="margin: 0;">ETENDUE D'UNE INONDATION CAUSEE PAR UNE BRECHE D'UNE HEURE</h2>


	<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td colspan="3" style="padding: 5px;">PROJET No. 03-1322-172</td> <td style="padding: 5px;">ECHELLE TELLE QUE MONTREE</td> <td style="padding: 5px;">REV. 0</td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">DESSINE</td> <td style="padding: 5px;">GJ</td> <td style="padding: 5px;">26 août 2005</td> <td colspan="2"></td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">SIG</td> <td style="padding: 5px;">TN</td> <td style="padding: 5px;">31 oct. 2005</td> <td colspan="2"></td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">VERIF.</td> <td style="padding: 5px;">GJ</td> <td style="padding: 5px;">28 fév. 2006</td> <td colspan="2"></td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">RFV.</td> <td style="padding: 5px;">DM</td> <td style="padding: 5px;">28 fév. 2006</td> <td colspan="2"></td> </tr> </table>	PROJET No. 03-1322-172			ECHELLE TELLE QUE MONTREE	REV. 0	DESSINE	GJ	26 août 2005			SIG	TN	31 oct. 2005			VERIF.	GJ	28 fév. 2006			RFV.	DM	28 fév. 2006		
PROJET No. 03-1322-172			ECHELLE TELLE QUE MONTREE	REV. 0																						
DESSINE	GJ	26 août 2005																								
SIG	TN	31 oct. 2005																								
VERIF.	GJ	28 fév. 2006																								
RFV.	DM	28 fév. 2006																								

FIGURE: 3.6-1

Niveau de confiance des prévisions

L'estimation des risques présentés dans le rapport de référence (Knight Piésold, 2005b) tient compte de la variation des données et du niveau de confiance des prévisions tel que le décrit la section 3.6.5.4. Toutefois, les niveaux de risque dépendent également de l'efficacité des mesures d'atténuation proposées, y compris celles énoncées à la section 3.6.5.3. Dans l'ensemble, le niveau de confiance des prévisions pour cette évaluation est considéré moyen.

Surveillance

Les programmes de surveillance sont résumés à la section 3.6.5.3 pour les pentes, l'instrumentation et les ouvrages de drainage.

3.6.5.6 Conclusions

Grâce à la mise en œuvre de mesures d'atténuation, l'accroissement des risques naturels que présente le parc à résidus pour le public et le milieu naturel sont considérés faibles et conformes aux normes internationales.

3.7 HYDROGEOLOGIE

3.7.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation des impacts environnementaux des effets du parc à résidus sur l'hydrogéologie, conformément aux Termes de référence du Projet Ambatovy (le projet).

3.7.2 Secteur d'étude

Le parc à résidus est situé dans la partie haute du bassin versant de trois tributaires parallèles au cours d'eau Ambolona. Le secteur local d'étude pour l'hydrogéologie est le secteur compris dans le modèle numérique de GCS (Pty) Ltd., tel qu'illustré au dessin n° 4 de l'annexe 7.2 du volume I. Il comprend le secteur du parc à résidus proposé ainsi que les trois sous-bassins versants qui s'écoulent d'ouest en est du parc à résidus vers le cours d'eau Ambolona.

3.7.3 Résumé de l'étude de référence

3.7.3.1 Introduction

Les conditions de référence hydrogéologiques du sous-secteur du parc à résidus ont été caractérisées par une étude hydrogéologique du site et en effectuant une modélisation numérique de l'écoulement et du transport des contaminants. Les détails figurent à l'annexe 7.1 du volume I.

3.7.3.2 Méthodologie

Groundwater Consulting Services (GCS) (Pty) Ltd. a reçu le mandat d'effectuer une étude hydrogéologique pour le parc à résidus du Projet Ambatovy. Les principaux objectifs de l'étude hydrogéologique sont les suivants:

- Déterminer les caractéristiques du régime d'écoulement de l'eau souterraine avant la création du parc à résidus (c.-à-d. la qualité et la quantité).
- Quantifier les impacts potentiels sur le régime d'eau souterraine résultant d'une recharge artificielle par exfiltration à travers la digue de confinement du bassin de résidus (durant la phase de production et à long terme).

L'étude sur le terrain a été effectuée entre le 27 avril et le 30 juin 2004. Le but de l'étude était d'obtenir des données sur l'eau souterraine spécifiques au site afin de caractériser l'hydrogéologie de la région. L'étude comprenait:

- la compilation, l'analyse et la vérification des données
- l'élaboration d'un modèle hydrogéologique conceptuel
- le forage de 6 puits d'observation à l'emplacement et autour des sites proposés pour les barrages de résidus miniers. L'emplacement des puits d'observation (série HG) est montré sur le dessin 4 de l'annexe 7.2 du volume I
- la mesure des niveaux piézométriques dans le secteur afin d'obtenir les gradients hydrauliques de l'eau souterraine
- la réalisation d'essais d'aquifère afin de définir les paramètres des aquifères
- la collecte d'échantillons pour déterminer la qualité de l'eau souterraine

3.7.3.3 Résultats

L'étude de l'eau souterraine ciblait le système aquifère principal supérieur qui est situé à moins de 50 m de profondeur. Les aquifères plus profonds sont moins importants en ce qui concerne l'environnement (p. ex pour le débit de base), les usages potentiels futurs (non économique, en termes de prélèvement d'eau rural) et la vulnérabilité (moins vulnérable). Trois unités d'aquifères (unités hydrogéologiques) ont été identifiées:

- une unité supérieure altérée (roche intergranulaire ou sol résiduel)
- une unité intermédiaire altérée et fracturée (roche partiellement altérée)
- une unité inférieure fracturée (roche non altérée)

L'unité supérieure altérée se compose principalement des gneiss décomposé et/ou de dolérite (sol résiduel). L'épaisseur moyenne de cette unité est de 13 m. La conductivité hydraulique de cette unité est moindre que celle des autres unités; elle n'est donc pas l'unité la plus importante en terme d'écoulement d'eau souterraine. Elle contribue cependant à une grande partie de l'emmagasinement de l'eau souterraine de l'unité supérieure de l'aquifère. Cette unité peut former des aquifères à nappe libre à semi-captive. Dans la plupart des cas, les variations du degré d'altération de la roche entraînent souvent des perméabilités qui varient avec la profondeur, ce qui donne lieu à des aquifères à nappe semi-captive. Les essais Lugeon réalisés dans cette unité indiquent une perméabilité de 0,31 m/jour (4×10^{-4} cm/s).

L'unité intermédiaire altérée et fracturée possède des caractéristiques d'écoulement à double porosité. Le système de fractures contribue à la plus grande partie de l'écoulement souterrain. Les fractures sont toutefois moins ouvertes en raison de l'altération lorsqu'on les compare aux fractures dans la roche saine. Les fractures sont à la fois horizontales et sub-verticales. La matrice intermédiaire fracturée et l'unité supérieure altérée contribuent à l'emmagasinement. L'épaisseur moyenne est d'environ 8 m. Cette unité contribue en grande partie à l'écoulement souterrain régional, tel qu'expliqué ci-bas:

- elle a une plus grande conductivité hydraulique que l'unité supérieure altérée
- la distribution de cette unité dans la région est plus uniforme que celle de l'unité inférieure fracturée
- la conductivité hydraulique verticale entre l'unité intermédiaire altérée et fracturée et les unités inférieures est souvent très faible. Une base moins perméable est aussi formée

Selon les résultats des essais Lugeon, la perméabilité de l'unité intermédiaire altérée et fracturée est estimée à 0,99 m/jour ($1,1 \times 10^{-3}$ cm/s).

L'unité inférieure fracturée comprend surtout des fractures dans la roche saine. Le nombre de fractures ouvertes décroît normalement avec la profondeur. La plupart des fractures (fréquence et espace vide) seront interceptées dans les 20 m supérieurs de l'unité de roche saine. D'autres forages sont toutefois nécessaires pour confirmer ces hypothèses.. La perméabilité de l'unité inférieure fracturée est estimée à 1,09 m/jour ($1,3 \times 10^{-3}$ cm/s) basée sur les résultats des essais Lugeon.

Des mesures des niveaux d'eau ont été enregistrées dans des puits d'observation installés lors des forage géotechniques et hydrogéologiques en juin 2004. La profondeur de l'eau souterraine observée dans la région à l'étude varie entre 2 et 15 m sous le niveau du sol. Les gradients de l'eau souterraine suivent, en général, la surface topographique et les régimes d'écoulement sont généralement vers l'est. Le gradient moyen pour l'eau souterraine varie entre 1 et 2,5 %.

Des échantillons d'eau souterraine ont été prélevés des puits d'observation HG1, HG2, HG3, HG5 et HG6 à proximité du parc à résidus proposé (dessin n° 4, volume I, annexe 7.2). Les échantillons ont été prélevés à la fin des essais d'aquifère afin d'éliminer toute présence de fluides de forage. Cette procédure fait en sorte que les échantillons prélevés sont représentatifs. Les échantillons ont été conservés et soumis à un laboratoire accrédité pour fins d'analyse.

Les paramètres chimiques qui dépassent les normes de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sont mis en évidence au tableau 3.7-1.

Tableau 3.7-1 Qualité de l'eau souterraine dans le secteur proposé pour le parc à résidus

Paramètres	Unités	Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson	Forage HG1	Forage HG2	Forage HG3	Forage HG5	Forage HG6
Valeur du pH à 190 °C	pH	<i>n/a</i>	6,1	7,6	6,4	6,8	7,6
Conductivité à 25 °C	mg/l	<i>n/a</i>	15,2	24,9	11,8	21,8	30,6
Matières totales dissoutes	mS/m	<i>0-1000</i>	128	280	154	222	282
calcium sous forme de Ca	mg/l	<i>n/a</i>	7,4	19,2	4,7	9,7	24
magnésium sous forme de Mg	mg/l	<i>n/a</i>	2,1	13,8	<0,1	8,6	14,9
sodium sous forme de Na	mg/l	<i>0-200</i>	13	11,7	12,9	22	17,6
alcalinité totale sous forme de CaCO ₃	mg/l	<i>n/a</i>	34	108	42	82	126
bicarbonate sous forme de HCO ₃	mg/l	<i>n/a</i>	41	132	51	100	154
carbonate sous forme de CO ₃	mg/l	<i>n/a</i>	Nil	Nil	Nil	Nil	Nil
chlorure sous forme de Cl	mg/l	<i>0-250</i>	23	11,2	13,3	13,3	10,2
sulfate sous forme de SO ₄	mg/l	<i>0-250</i>	1,9	2,9	1,4	3,5	3,8
nitrate sous forme de NO ₃	mg/l	<i>0-50</i>	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
nitrite sous forme de NO ₂	mg/l	<i>0-0,02</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
fluorure sous forme de F	mg/l	<i>0-1,5</i>	-	-	-	<0,1	<0,1
arsenic sous forme de As	mg/l	<i>0-0,01</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
aluminium sous forme de Al	mg/l	<i>0-0,2</i>	<0,01	<0,01	0,78	0,18	0,03
nickel sous forme de Ni	mg/l	<i>0-0,02</i>	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
manganèse sous forme de Mn	mg/l	<i>0-0,4</i>	0,11	0,03	0,02	0,13	0,27
fer sous forme de Fe	mg/l	<i>0-0,3</i>	<0,001	<0,001	0,08	<0,001	<0,001
vanadium sous forme de V	mg/l	<i>n/a</i>	<0,002	<0,002	0,002	<0,002	<0,002
zinc sous forme de Zn	mg/l	<i>0-3</i>	1,13	0,22	8,1	9,1	2,10
plomb sous forme de Pb	mg/l	<i>0-0,01</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
cobalt sous forme de Co	mg/l	<i>n/a</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
cuivre sous forme de Cu	mg/l	<i>0-2</i>	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
chrome sous forme de Cr	mg/l	<i>0-0,05</i>	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
baryum sous forme de Ba	mg/l	<i>0-0,7</i>	0,07	0,012	0,016	<0,001	0,02
mercure sous forme de Hg	mg/l	<i>0-0,001</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
silice sous forme de SiO ₂	mg/l	<i>n/a</i>	26	73	63	47	75

Les valeurs surlignées: en excès des directives de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour la qualité de l'eau de boisson.

La qualité de l'eau souterraine dans la région est généralement acceptable pour les usages domestiques (incluant la consommation par les humains). Des concentrations élevées en métaux (par rapport aux normes de l'OMS) ont été mesurées dans les échantillons provenant des puits HG3 et HG5. Les métaux qui dépassaient les normes de l'OMS sont:

- **Aluminium (HG3)** - souvent associé à de la matière particulaire ou à des complexes organiques de masse moléculaire relativement élevée. L'aluminium se retrouve dans l'eau souterraine suite au lessivage du sol ou de la roche mère. La biotite associée au gneiss et au schiste contient aussi de l'aluminium.
- **Zinc (HG3 et HG5)** - se retrouve en petites quantités dans presque toutes les roches ignées telles que le gneiss.

En se basant sur les résultats des échantillons, l'eau souterraine dans le parc à résidus proposé peut être subdivisée selon les types suivants:

- HG1 – eau dominée par les ions Mg, Ca, Na - HCO_3
- HG2 – eau dominée par les ions Mg, Ca, Na - Cl, HCO_3
- HG3 – eau dominée par les ions Na - HCO_3
- HG5 – eau dominée par les ions Na, Mg (Ca) - HCO_3
- HG6 – eau dominée par les ions Mg, Ca (Na) - HCO_3

L'eau souterraine dans le secteur proposé pour la digue de confinement de résidus est utilisée à des fins domestiques par le biais de sources/suintements. Un seul puits creusé à la main a été identifié dans l'empreinte au sol du parc à résidus. Aucun puits foré avec foreuse ou autre équipement mécanique et motorisé n'a été identifié dans le voisinage immédiat du parc à résidus.

3.7.4 Portée des enjeux

Les principaux enjeux potentiels concernant l'hydrogéologie sont:

- les changements au régime hydrogéologique (écoulement et chimie) résultant de la mise en place de résidus et de l'exfiltration subséquente vers les eaux souterraines
- les effets que pourraient avoir les changements au régime hydrogéologique sur les personnes ou l'environnement

Les questions clés relatives aux effets de l'hydrogéologie dans les environs du parc à résidus sont:

Question clé HG-1	Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur l'écoulement de l'eau souterraine et, par conséquent, sur les écoulements de surface en aval?
--------------------------	---

Question clé HG-2 Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur la qualité de l'eau souterraine?

La question découlant de la question clé HG-2 est quel effet la qualité de l'eau souterraine aura-t-elle sur la qualité de l'eau en surface. L'effet du parc à résidus sur la qualité de l'eau de surface est traité dans la section 3.10 du volume E.

3.7.5 Evaluation des impacts

3.7.5.1 Evaluation des liens d'impact

Les activités du projet durant la construction, l'opération et après la fermeture du site auront les conséquences suivantes: i) recharge réduite de l'eau souterraine et ii) des changements dans la qualité de l'eau souterraine.

Durant la construction il y aura peu d'impact sur la ressource d'eau souterraine car les perturbations au paysage impliquent surtout du défrichement et l'aménagement de digues pour les résidus et les bassins d'eau.

Durant l'opération, à mesure que progresse le dépôt de résidus à faible perméabilité, la recharge de l'eau souterraine dans le(s) bassin(s) de résidus diminuera en raison de la réduction des taux d'infiltration. Il se peut que la contribution de l'eau souterraine aux eaux de surface en aval soit réduite. De plus, l'eau d'exfiltration provenant des bassins de résidus contiendra des teneurs élevées en sels (surtout de manganèse et de sulfates).

L'écoulement des eaux d'exfiltration vers les eaux souterraines diminuera lors de la fermeture lorsque la mise en place des résidus cessera. Après la fermeture, l'exfiltration à travers les résidus résultera uniquement des précipitations mais diminuera progressivement suivant la végétalisation et la consolidation des résidus.

Les changements au niveau de l'écoulement des eaux souterraines peuvent avoir un impact sur les aspects socio-économiques et l'occupation du sol suite à la réduction de la disponibilité de l'eau souterraine et possiblement des eaux de surface pour la consommation humaine et l'utilisation à des fins agricoles. Les changements dans la qualité de l'eau souterraine peuvent altérer la possibilité d'utilisation de cette ressource pour la consommation humaine ou pour d'autres usages et peuvent aussi altérer la qualité des eaux de surface.

3.7.5.2 Méthodes d'évaluation

Groundwater Consulting Services (GCS) (Pty) Ltd. a effectué une modélisation numérique pour prévoir les impacts sur les eaux souterraines durant les activités proposées de dépôt des résidus ainsi que sur la récupération des niveaux piézométriques après la fermeture (GCS, avril 2005).

Des analyses bidimensionnelles des écoulements en régime permanent et transitoire ont été exécutées en utilisant le logiciel d'éléments finis SEEP/W. La méthode est basée sur des patrons de maillage qui divisent la région de l'écoulement en éléments discrets. Les propriétés des matériaux, telles que la perméabilité et le contenu volumétrique en eau, sont spécifiées pour chacun des éléments et les conditions limites (charge et taux d'écoulement) sont définies. Les phases d'opération ont été simulées en utilisant des analyses en régime permanent et les données de sortie du modèle ont été utilisées pour simuler les conditions de fermeture en effectuant une analyse en régime transitoire.

Les scénarios suivants ont été modélisés pour les parcs à résidus:

- fin de l'année 1
- fin de la phase 1 - année 14
- fin de la phase 2 - année 20,5
- fin de la phase 3 - année 27
- après la fermeture - année 100

Les analyses pour les bassins de résidus ont été effectuées en considérant l'élévation finale de la digue et des résidus et en considérant une hauteur de 1,5 m d'eau accumulée dans le bassin. Des sections ont été analysées afin d'obtenir des valeurs d'exfiltration réalistes qui seraient représentatives du bassin de résidus.

Les écoulements à travers les bassins d'eau ont été analysés selon différents scénarios de conception et d'opération. Deux scénarios de conception ont été modélisés pour les bassins d'eau:

- aucun revêtement dans le bassin résultant en des conditions normales d'exfiltration à travers l'assise
- un revêtement synthétique dans le bassin pour minimiser les écoulements par exfiltration

Deux scénarios d'opération ont été analysées incluant des niveaux d'opération normales et des niveaux d'opération élevés à extrêmes pour étudier les impacts sur le taux d'exfiltration dans des conditions extrêmement humides. Les paramètres utilisés pour l'analyse des écoulements sont basés sur les observations de terrain et les résultats des essais de laboratoire effectués sur des échantillons de résidus générés à partir d'un échantillon en vrac à l'échelle du laboratoire.

Les gradients et vitesses d'écoulement ont été incorporés dans un modèle de transport des contaminants afin de simuler la migration de substances chimiques dans les aquifères. Les matières totales dissoutes (MTD), les sulfates et le manganèse ont été identifiés comme les paramètres chimiques indicateurs les plus pertinents pour la modélisation de l'eau souterraine.

GCS (en septembre 2005) a ensuite utilisé le modèle d'écoulement de l'eau souterraine pour optimiser la mise en place d'un système de récupération d'eau souterraine pour atténuer le panache de sels dans l'eau souterraine.

3.7.5.3 Critères d'évaluation des impacts

Les critères d'évaluation des impacts utilisés pour l'hydrologie sont présentés au tableau 3.7-2.

Tableau 3.7-2 Critères et notes de description des impacts relatifs à l'hydrogéologie pour le projet Ambatovy

Ressource	Orientation ^(a)	Intensité ^(b)	Portée géographique ^(c)	Durée ^(d)	Réversibilité ^(e)	Fréquence ^(f)
hydrogéologie du site de la mine	positive, négative ou neutre pour paramètres mesurés	négligeable: <5 % de changement faible: 5 à 10 % de changement moyenne: 10 à 30 % de changement forte: >30% de changement	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: effet s'étendant au-delà du secteur local et dans le secteur régional d'étude supra-régional: effet s'étendant au-delà du secteur régional d'étude	court terme: <3 ans moyen terme: 3 à 30 ans long terme: >30 ans	réversible ou irréversible	basse: se produit une fois moyenne: se produit par intermittence (1 à 10 fois par année) élevée: se produit fréquemment (>10 fois par année)

^(a) Orientation : effet positif ou négatif pour les paramètres de mesure, tels que définis pour la composante spécifique.

^(b) Intensité : degré de changement du paramètre d'analyse.

^(c) Portée géographique : secteur touché par l'impact.

^(d) Durée : période de temps durant laquelle l'effet environnemental aura lieu en se basant sur une période de construction de trois ans et une période d'opération de 27 ans.

^(e) Réversibilité : l'effet sur la ressource (ou la capacité de la ressource) peut ou ne peut pas être renversé.

^(f) Fréquence : nombre de fois.

3.7.5.4 Mesures d'atténuation

Afin d'atténuer les effets du parc à résidus sur l'écoulement et la qualité des eaux souterraines, le Projet Ambatovy mettra les mesures suivantes en place:

- aménagement du parc à résidus par étapes afin de limiter la quantité de secteurs perturbés et exposés
- développement des bassins de résidus à l'intérieur d'anciens bassins d'eau
- réduction de l'écoulement des eaux d'exfiltration vers les eaux souterraines par la mise en place d'un revêtement dans les bassins d'eau
- installation et opération d'un système de récupération de l'eau souterraine en aval des bassins de résidus durant toute l'opération et pour une période de 15 ans après la fermeture afin de capter l'eau souterraine à forte teneur en sels
- rétablissement des conditions naturelles de ruissellement par une végétalisation progressive à la fermeture.

3.7.5.5 Résultats pour la question clé HG-1: Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur l'écoulement de l'eau souterraine et, par conséquent, sur les écoulements de surface en aval?

Le recouvrement de l'assise des bassins de résidus par des résidus à faible perméabilité aura pour effet de réduire la recharge de l'eau souterraine à mesure que les résidus se consolideront. Cela pourrait signifier une réduction de 25 % des apports d'eau vers les cours d'eau, par rapport à l'écoulement de référence, soit une intensité moyenne de changement de l'écoulement souterrain.

Un système de récupération de l'eau souterraine, décrit à la prochaine section (section 3.7.5.6), aura un impact additionnel sur les niveaux piézométriques. Ceux-ci seront abaissés de 1 à 5 m dans un secteur localisé qui s'étend à moins d'un (1) km du parc à résidus, soustrayant un volume estimé de 640 à 1040 m³/jour. Les dessins n° 11 et 12 de GCS (octobre 2005) dans l'annexe 7.2 du volume I, montrent le cône de rabattement généré par le système de récupération de l'eau souterraine à la fin du dépôt des résidus miniers (année 27) et à la fin de la phase de démantèlement (année 42). Les plans de réinstallation comprennent la relocalisation des résidences situées dans un rayon de 300 m du parc à résidus. Tout impact pour les utilisateurs d'eau souterraine (p. ex. puits peu profonds) sera limité à 700 m à l'extérieur du secteur de réinstallation. Les mesures d'atténuation et les impacts sociaux résiduels liés aux impacts sur les eaux souterraines sont adressés dans la section sur les impacts sociaux (section 5.1 du volume D).

Les tableaux 3.7-3 et 3.7-4 présentent, respectivement, la réduction estimée de l'apport d'eau souterraine aux débits des cours d'eau résultant du pompage des puits d'interception durant la phase de production et à la fin de la phase de démantèlement. Le dessin n° 3, inclus dans l'annexe 7.2 du volume I, montre les superficies drainées des sous-bassins versants par rapport aux phases de développement du parc à résidus.

Tableau 3.7-3 Réduction de l'apport d'eau souterraine au débit des cours d'eau – phase d'opération

Sous-bassin versant	Réduction de l'apport d'eau souterraine		
	Phase 1 – an 14	Phase 2 – an 20.5	Phase 3 – an 27
Phase 1 parc à résidus	-	-	-
Phase 2 parc à résidus	9 %	-	-
Phase 3 parc à résidus	-	-	-
Phase 1 bassin d'eau	5 %	27 %	-
A1	37 %	41 %	43 %
A2	1 %	1 %	2 %
B1	5 %	5 %	34 %
B3	0 %	1 %	2 %
C1	0 %	43 %	46 %
C2	0 %	10 %	12 %

Etant donné que la contribution de l'eau souterraine au débit de base des cours d'eau est faible (environ 6 %), les changements au niveau de l'écoulement de l'eau souterraine auront une intensité d'impact relativement faible sur les écoulements de surface. Une exception à cela serait lors de la saison sèche, alors qu'une contribution plus importante des eaux souterraines est anticipée. Toutefois, les données de référence recueillies en 2004-2005 indiquent que les débits en saison sèche sont largement supérieurs aux débits obtenus par modélisation, ce qui suggère que l'écoulement en saison sèche pourrait aussi être maintenus par l'emménagement des bassins.

Tableau 3.7-4 Réduction de l'apport d'eau souterraine au débit des cours d'eau – Fin de la phase de démantèlement

Sous-bassins versants	Réduction de l'apport d'eau souterraine
A1	69 %
A2	8 %
B1	75 %
B3	1 %
C1	46 %
C2	15 %

L'impact potentiel sur les écoulements de surface est décrit et évalué avec plus de détails dans la section subséquente sur l'hydrologie (section 3.8 du volume E).

3.7.5.6 Résultats pour la question clé HG-2: Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur la qualité de l'eau souterraine?

Les études de référence sur la qualité de l'eau souterraine ont démontrées que, dans sa condition naturelle, l'eau souterraine du secteur ne rencontre pas les directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson. Les concentration en aluminium varient de <0,01 mg/l à 0,78 mg/l, comparées à la directive de l'OMS de 0,02 mg/l. De même, les concentrations en zinc varient de 0,22 mg/l à 9,1 mg/l, alors que la valeur directrice de l'OMS est de 3 mg/l.

Les essais sur l'eau de pulpe des résidus indiquent que des concentrations élevées de matières totales dissoutes, de calcium, de magnésium, de sulfates, de manganèse et de nickel sont susceptibles de se retrouver dans les eaux d'exfiltration comparées aux concentrations de fond mesurées dans l'eau souterraine.

La modélisation initiale du transport des contaminants effectuée par GCS en avril 2005 a démontré que les concentrations de sels dans l'eau souterraine augmentent suite à la mise en place des résidus et l'écoulement des eaux d'exfiltration vers les eaux souterraines. Les matières totales dissoutes (MTD), les sulfates et le manganèse ont servi de paramètres indicateurs afin de monter le mouvement et les concentrations relatives du panache de sels dans l'eau souterraine. Selon les prévisions du modèle, le manganèse dépasserait la directive de l'OMS. Sans mesures d'atténuation, le panache de sels dans l'eau souterraine s'étendrait à plus de 500 m en aval du parc à résidus et affecterait sans doute la qualité de l'eau de surface. Afin d'atténuer ces impacts, un système de récupération de l'eau souterraine a été conçu pour pomper l'eau souterraine affectée immédiatement en aval des digues de chaque bassin de résidus. L'eau souterraine pompée serait dirigée vers les bassins d'eau qui seront munis d'un revêtement et ultimement, envoyée, soit à l'usine de traitement ou rejetée dans l'océan.

Des puits d'observation seront localisés entre les puits de pompage pour faciliter la surveillance régulière. Ces puits d'observation permettront de vérifier que le système de récupération de l'eau souterraine rencontre les objectifs de conception et que les gens et le milieu naturel localisés en aval ne sont pas affectés par les eaux souterraines en provenance du parc à résidus. Les puits d'observation pourront aussi servir de puits de pompage si le système d'interception ne fonctionne pas aussi bien que prévu.

Le tableau 3.7-5 montre le calendrier d'exécution pour l'implantation du système d'interception de l'eau souterraine à divers intervalles de temps au cours de la vie de la mine. Les dessins GCS n° 13a à 13e, dans l'annexe 7.2 du volume I montrent la disposition des puits de pompage et d'observation pour les années 1, 14, 20, 27 et 42. GCS estime que le système de récupération de l'eau souterraine devra fonctionner durant 15 ans après la fermeture afin d'assurer que l'eau souterraine et de surface, en aval du parc à résidus, ne subissent pas d'impact significatif. Après la fermeture, à l'année 27, la réhabilitation progressive sera déjà bien enclenchée, le dépôt des résidus aura cessé et l'exfiltration de l'eau des résidus dans l'eau souterraine diminuera.

Tableau 3.7-5 Calendrier d'exécution de la récupération de l'eau souterraine des puits d'interception

Phase des résidus	Intervalle de temps (année)	Puits d'interception actifs	Puits d'observation	Total	Prélèvement d'eau (m ³ /jour)
Phase 1	1 – 14	16	10	26	640
Phase 2	14 – 20,5	20	23	43	800
Phase 3	20,5 – 27	26	28	54	1040
Post-fermeture	27 - 42	32	22	54	1500-2000

Puisque le modèle hydrogéologique développé pour le site a été utilisé pour configurer le système d'interception de l'eau souterraine, l'étendue du panache de sels sera minimisée. Les paragraphes qui suivent présentent les concentrations attendues de matières totales dissoutes (MTD), de sulfates et de manganèse dans l'eau souterraine provenant du parc à résidus, en considérant la mise en place du système de récupération de l'eau souterraine comme mesure de mitigation.

Les résultats de la modélisation des concentrations de MTD à la fin de la période de dépôt des résidus (année 27), à la fin de l'opération du système de récupération de l'eau souterraine (année 42) et à long terme (année 100) sont présentés sur les dessins GCS (octobre 2005) n° 1a H4, 1b H4, et 1c H4 de l'annexe 7.2 du volume I. La concentration en MTD mesurée dans le cadre de l'étude de référence varie de 128 mg/l à 282 mg/l, par rapport à la valeur de la ligne directrice de l'OMS de 1000 mg/l. Selon le modèle, la concentration en MTD à l'année 27 sera inférieure à 600 mg/l, à une faible distance de l'empreinte au sol du parc à résidus. Cela ne change pas de manière appréciable à l'année 42 alors que le système de récupération de l'eau souterraine est démantelé. A l'année 100, un certain mouvement accru des MTD en aval du parc à résidus est observé; la concentration maximale de MTD à l'extérieur de l'empreinte au sol du parc à résidus demeure inférieure à 1000 mg/l. La comparaison entre la

concentration de référence maximale de MTD (282 mg/l) et la concentration maximale prévue à la fermeture (600 mg/l) montre un changement de plus de 200 %, soit un changement d'intensité forte. Néanmoins, les concentrations en MTD demeureront sous la valeur de la directive de l'OMS.

Les concentrations en sulfates mesurées dans le cadre de l'étude de référence sont très basses, variant de 1,4 à 3,8 mg/l. Elles sont bien inférieures à la valeur de 250 mg/l de la directive de l'OMS pour le sulfate. Cette valeur est une valeur esthétique établie pour le goût, étant donné qu'il n'existe aucun critère de santé pour le sulfate. Les concentrations en sulfates modélisées pour les années 27, 42 et 100 (respectivement les dessins n°. 2a H4, 2b H4, et 2c H4 de l'annexe 7.2 du volume I) démontrent que, tout comme pour les concentrations en MTD, le panache est confiné aux environs immédiats du parc à résidus, jusqu'au moment où les pompes seront fermées, à l'année 42. A l'année 100, en l'absence du système de récupération de l'eau souterraine, le panache de sulfates migrera vers l'aval et s'étendra. Les concentrations en sulfates demeurent pour la plus grande part inférieures à 100 mg/l avec un petit secteur où les concentrations demeurent inférieures à la valeur de 250 mg/l de la directive de l'OMS. La différence entre la concentration maximale de référence (3,8 mg/l) et la valeur maximale pour la concentration à la fermeture (<250 mg/l) est de deux ordres de grandeur, correspondant à un changement d'une intensité forte. Néanmoins, les concentrations en sulfates demeurent inférieures à la directive de l'OMS.

Les concentrations en manganèse mesurées dans le cadre de l'étude de référence varient de 0,02 mg/l à 0,27 mg/l dans les conditions naturelles; la concentration de référence la plus élevée mesurée étant relativement proche de la directive de l'OMS qui est de 0,4 mg/l pour l'eau de boisson. La modélisation du transport des contaminants montre qu'à la fin des opérations, à l'année 27, les concentrations de manganèse varient de 0,4 mg/l à 10 mg/l à une faible distance à l'aval du parc à résidus (dessin n° 3a H4 dans l'annexe 7.2 du volume I). Cela ne change pas de manière significative à l'année 42 alors que le système de récupération de l'eau souterraine est démantelé (dessin n°. 3b H4). A l'année 100, toutefois, le panache de manganèse, dont les concentrations varient de 0,4 mg/l à 10 mg/l, aura migré jusqu'à 1000 m en aval du parc à résidus. Deux secteurs plus petits localisés immédiatement en aval de l'empreinte au sol du parc à résidus, et à l'intérieur de la zone tampon de 300 m désignée pour la réinstallation contiendront du manganèse à des concentrations de 10 mg/l à 50 mg/l. La différence entre la concentration de référence maximale pour le manganèse (tout juste sous la directive de l'OMS de 0,4 mg/l) et la concentration maximale de manganèse prévue à la fermeture (des dizaines de milligrammes par litre) est de deux ordres de grandeur, ce qui correspond à un changement d'une intensité forte. Etant donné que dans les conditions naturelles, la concentration de

manganèse est relativement proche de la directive de l'OMS, toute augmentation de manganèse résultera en un dépassement de la directive de l'OMS.

Les concentrations en aluminium et en zinc, dépassant déjà les directives de l'OMS pour l'eau de boisson, devraient demeurer inchangées à la suite de l'opération du parc à résidus.

La possibilité d'affecter les utilisateurs d'eau souterraine localisés dans les zones où des concentrations élevées en manganèse sont anticipées est adressée dans la section sur les aspects sociaux de l'étude d'impact (section 5.1 du volume D).

La composition de l'eau souterraine qui fera résurgence dans les cours d'eau et les plans d'eau en aval du parc à résidus sera une combinaison de l'eau d'exfiltration provenant du parc à résidus et de l'eau souterraine naturelle non affectée. Par conséquent, l'impact du panache de sels présent dans l'eau souterraine sur la qualité de l'eau de surface devrait être minime car les contributions de l'eau souterraine représentent en moyenne 6 % du débit de base des cours d'eau.

Une modélisation du bilan massique a été utilisée pour évaluer, de manière prudente, les changements de la qualité de l'eau causés par les eaux d'exfiltration et la réduction des débits en aval du parc à résidus. La section 3.10 du volume E décrit la méthodologie d'évaluation et l'évaluation de l'impact des changements de la qualité de l'eau de surface, lesquels devraient découler, en partie, des changements de la qualité de l'eau souterraine.

3.7.6 Analyse des impacts

3.7.6.1 Impacts résiduels

Les résultats de l'analyse des impacts indiquent qu'au cours de la construction, avec la construction des digues du parc à résidus et le revêtement du bassin d'eau, les impacts sur l'écoulement et la qualité de l'eau souterraine seront négligeables (moins de 5 % de changement) et réversibles.

Pour une période de temps débutant lors de l'opération du site et se prolongeant à long terme, les niveaux piézométriques du parc à résidus seront abaissés et les contributions aux cours d'eau en aval diminueront. Cela est dû à la fois à la mise en place de résidus de faible perméabilité dans les bassins de résidus et d'un revêtement dans les bassins d'eau avec revêtement ainsi qu'à l'opération d'un système de récupération d'eau souterraine. L'effet sur l'écoulement de l'eau souterraine est d'une intensité forte (>30 %) selon le système de classement pour

l'hydrogéologie. L'impact de ce changement sur l'utilisation potentielle d'eau souterraine est adressé à la section 5.1 du volume D. L'eau souterraine fournit environ 6 % du débit de base des eaux de surface en aval. Ainsi, l'intensité globale de l'effet de la réduction de l'écoulement souterrain sur le débit des eaux de surface est faible.

La qualité de l'eau souterraine sera influencée par le parc à résidus. Même avec la mise en place d'une mesure d'atténuation, soit l'opération d'un système d'interception de l'eau souterraine, les concentrations de manganèse dans l'eau souterraine seront supérieures à la directive de l'OMS de 0,4 mg/l (jusqu'à 10 mg/l) et pourront s'étendre sur environ 1000 m en aval (à l'est) du parc à résidus. Un secteur plus petit, immédiatement en aval du parc à résidus, devrait contenir des concentrations de manganèse variant de 10 mg/l à 50 mg/l. Cela représente un changement d'intensité forte.

L'intensité du changement de l'écoulement et de la qualité de l'eau souterraine provenant du parc à résidus lors des phases d'opération et de fermeture est forte, d'après le pourcentage de changement de chacun de ces éléments par rapport aux conditions de référence. Alors que chaque phase classée comme étant d'intensité forte correspond à un niveau de conséquence sur l'environnement élevé selon la méthodologie d'évaluation, ces impacts sont reliés uniquement aux changements physiques sur l'environnement. Les impacts résultants des changements de l'écoulement et de la qualité de l'eau souterraine sur les eaux de surface et l'utilisation par les humains sont évalués dans d'autres sections du rapport.

Tableau 3.7-6 Classification des impacts résiduels pour l'hydrogéologie

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Enjeu: impacts sur le niveau piézométrique							
construction	n/a	négligeable	locale	court terme	réversible	élevée	négligeable
opération/fermeture	négative	forte	locale	long terme	réversible	élevée	élevée
Enjeu: Impacts sur le débit des eaux de surface							
construction	négative	négligeable	locale	court terme	réversible	élevée	négligeable
opération/fermeture	négative	faible	local	long terme	réversible	élevée	faible
Enjeu: Impacts sur la qualité de l'eau souterraine							
construction	neutre	négligeable	locale	court terme	réversible	élevée	négligeable
opération/fermeture	négative	forte	locale	long terme	réversible	élevée	élevée ^(a)

^(a) Ne concerne seulement que les changements physiques. Les impacts sur les aspects sociaux sont adressés à la section 5.1 du volume D.

Les changements au niveau de l'écoulement et de la qualité de l'eau souterraine peuvent avoir une influence sur l'utilisation de l'eau souterraine s'il existe des puits à faible profondeur à l'intérieur du secteur touché. Ce point est adressé dans la section sur les aspects sociaux de l'étude d'impact (volume D, section 5.1). L'évaluation de l'impact sur les aspects sociaux a identifié des mesures d'atténuation qui font en sorte que les effets résiduels environnementaux sur l'utilisation par les humains représentent une conséquence de niveau faible sur l'environnement.

L'impact des changements sur le débit des eaux de surface est adressé dans la section hydrologie (volume E, section 3.8) et l'impact des changements sur la qualité des eaux de surface est adressé dans la section sur la qualité de l'eau (volume E, section 3.10).

3.7.6.2 Niveau de confiance des prévisions

Un niveau d'incertitude évalué à moyen est associé à la concentration des substances chimiques présentes dans l'eau d'exfiltration. Ces concentrations sont basées sur un seul échantillon de pulpe. Une fois que les opérations seront commencées, le procédé de traitement peut être contrôlé de manière efficace pour rencontrer la qualité prévue de l'eau pour l'échantillon.

Le niveau de confiance des concentrations des solutés dans l'eau souterraine, résultant de l'exfiltration à travers les résidus, est moyen. Cela est fondé en partie sur le niveau de confiance des prévisions de la qualité des eaux d'exfiltration et en partie sur le fait que la modélisation du transport des contaminants présume un comportement conservatif des constituants (p. ex. pas d'atténuation ni de transformation géochimique).

Le niveau de confiance des prévisions associé à l'effet de prélèvement d'eau souterraine sur les niveaux piézométriques au secteur du parc à résidus est moyen, étant donné que la modélisation est basée sur les paramètres des aquifères obtenus d'essais *in situ* mais à partir d'un nombre relativement peu élevé de puits (6).

L'interaction entre l'écoulement des eaux de surface et de l'eau souterraine dans le secteur ciblé pour le projet n'est pas bien comprise, en particulier durant la saison sèche alors que les débits en surface peuvent être dominés par les apports en eau souterraine. Le classement des impacts est basé sur un modèle hydrologique simple qui évalue les conditions moyennes mensuelles basées sur un estimé raisonnable du ruissellement et des précipitations annuelles. Pour ces conditions moyennes, le niveau de confiance des prévisions est considéré moyen. Toutefois, pour les conditions mensuelles durant la saison sèche, l'estimation des

écoulements est basée sur la profondeur du ruissellement dérivée des données d'une seule saison de suivi hydrométrique et par conséquent, l'interaction avec l'eau souterraine pourrait être plus significative. En se basant sur les incertitudes associées à ces paramètres, le niveau de confiance des prévisions pour la saison sèche est considéré faible.

3.7.6.3 Surveillance

La réalisation d'études et de suivis hydrogéologiques additionnels avant la construction permettront de raffiner le modèle d'écoulement d'eau souterraine. La surveillance au cours de l'opération inclura un suivi régulier des niveaux piézométriques et de la qualité de l'eau souterraine des puits d'observation placés entre les puits de pompage du système de récupération de l'eau souterraine, lequel est situé en aval des digues des bassins de résidus. Il est recommandé de surveiller continuellement les débits dans les bassins affectés afin de d'obtenir une meilleure compréhension de la réponse hydrologique dans le secteur d'étude. Des enregistrements quotidiens de débits peuvent être évalués avec les données climatiques enregistrées (p. ex. les précipitations et l'évaporation) près de Toamasina, afin de mieux évaluer la quantité d'eau disponible pour les divers besoins biophysiques et sociaux.

La surveillance de l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion, de la stabilité des pentes et de la réussite de la réhabilitation est décrite au volume B, section 6.

3.7.7 Conclusions

Au cours des activités d'opération, le parc à résidus aura des effets sur l'écoulement et la qualité de l'eau souterraine. L'écoulement et la qualité de l'eau souterraine subiront des changements d'intensité forte (c.-à-d. changement >30 % par rapport aux conditions de référence) en raison de l'effet de recouvrement des résidus, de l'exfiltration de l'eau interstitielle à travers les résidus et de l'opération du système de récupération d'eau souterraine. Il en résulte des changements représentant un niveau de conséquence élevé sur l'environnement en ce qui concerne l'écoulement de l'eau souterraine et sa qualité, bien que ces effets diminuent rapidement avec la distance. Au moyen d'une atténuation par l'utilisation d'un système d'interception de l'eau souterraine, les impacts potentiels sur la qualité de l'eau dans les eaux de surface en aval seront minimisés.

Les changements au niveau de l'écoulement et de la qualité de l'eau souterraine ont des impacts sur les aspects sociaux en ce qui a trait à l'impact de l'abaissement des niveaux d'eau et la qualité altérée de l'eau pour la consommation humaine ou pour l'agriculture. L'abaissement des niveaux d'eau

et la concentration élevée en manganèse sont relativement localisés mais ils s'étendent au-delà de la zone tampon, de 300 m, désignée autour du parc à résidus. Les impacts de ces changements, évalués dans l'étude d'impact environnemental sur les aspects sociaux (volume D, section 5.1) sont considérés faibles suite à la mise en place des mesures d'atténuation.

De plus, l'écoulement réduit de l'eau souterraine a un effet subséquent sur les débits des eaux de surface. Puisque la contribution de l'eau souterraine sur le débit de base des cours d'eau est estimée à environ 6 %, un changement d'intensité forte pour l'écoulement de l'eau souterraine se traduit par un changement de faible intensité sur l'écoulement des eaux de surface; ce point est traité plus en détail dans la section sur l'hydrologie (volume E, section 3.8).

L'effet découlant des impacts du changement de la qualité de l'eau souterraine (surtout la concentration élevée de manganèse) sur la qualité des eaux de surface est relativement mineur si l'on considère que l'écoulement de l'eau souterraine contribue faiblement aux débits des cours d'eau. La modélisation du bilan massique de la qualité des eaux de surface, considérant la contribution des constituants provenant de l'eau souterraine, est évaluée en détail dans la section sur la qualité de l'eau (volume E, section 3.10).

3.8 HYDROLOGIE

3.8.1 Introduction

L'aménagement du parc à résidus impliquera la rétention et la dérivation du ruissellement dans les parties hautes des bassins versants affectés. Le parc comprendra également une série de puits collecteurs en aval des digues qui recueilleront les eaux d'infiltration et les dirigeront vers le bassin de rétention. A la suite de ces dérivations, les débits dans la vallée en aval seront réduits et la disponibilité de l'eau pour les autres utilisateurs (c.-à-d., la consommation humaine et animale, l'irrigation et l'habitat aquatique) pourrait être affectée. Les changements à long terme dans les débits et les niveaux d'eau pourraient également avoir une incidence sur la morphologie des chenaux des cours d'eau récepteurs.

Des données régionales sur le climat et l'hydrologie ont été compilées afin de caractériser les conditions de référence dans le parc à résidus (volume I, annexe 8.1). Les données de référence disponibles, utilisées dans les sections suivantes, servent à évaluer les impacts potentiels du projet Ambatovy (le projet) sur l'écoulement et les apports solides.

3.8.2 Secteurs d'étude

Le parc à résidus est situé dans la vallée supérieure de trois affluents parallèles du cours d'eau Ambolona. Comme l'illustre la figure 7.2-3 du volume A, le secteur local d'étude sur l'hydrologie s'étend à partir des hauts bassins versants des vallées, le long du cours principal du cours d'eau Ambolona, jusqu'à la confluence avec la rivière Vorinkina, environ 2 km en aval de la vallée sud. Ce point a été choisi afin d'évaluer les impacts combinés de chacun des bassins sur le cours d'eau Ambolona, et parce que les impacts engendrés par le parc à résidus seront réduits considérablement en aval de la confluence avec la grande rivière Vorinkina.

3.8.3 Résumé de l'étude de référence

3.8.3.1 Introduction

Les conditions de référence du parc à résidus ont été caractérisées au moyen de l'analyse des données disponibles sur le climat et l'hydrologie (écoulement). L'étude de référence sur le climat et l'hydrologie est résumée dans les sections suivantes. Des précisions figurent dans le volume I, annexe 8.1.

3.8.3.2 Méthodologie

L'information sur le climat de Madagascar a été principalement obtenue de Chaperon et al. (1993). Des renseignements sur le climat ont également été recueillis auprès de l'Organisation météorologique mondiale (OMM), des stations pluviométriques des gares ferroviaires régionales et du Ministère des travaux publics et des transports de Madagascar, Direction de la météorologie.

Les données sur l'écoulement spécifique au site ont été recueillies au cours de la période de mars 2004 à mars 2005 à quatre emplacements dans le secteur du parc à résidus, y compris trois stations le long du cours supérieur du cours d'eau Ambolona et une station sur la rivière Ivondro. Des mesures de débits et de niveaux d'eau furent prises mensuellement par une équipe de techniciens de manière à établir une courbe hauteur-débit pour chaque emplacement. Les niveaux d'eau furent enregistrées quotidiennement par les assistants locaux et furent utilisées pour établir une courbe d'étalonnage de l'écoulement à chaque station. Les niveaux d'eau journaliers continuent d'être enregistrés à ces emplacements.

3.8.3.3 Résultats

Le parc à résidus est situé non loin de Toamasina. Les températures et précipitations moyennes mensuelles et annuelles ont été établies à partir des données climatiques à long terme disponibles pour Toamasina (1950 à 2004). Les caractéristiques d'écoulement sont fondées sur les résultats du programme de suivi hydrométrique mené de 2004 à 2005.

La température moyenne annuelle est de 24,6 °C à Toamasina; août étant le mois le plus frais de l'année (21,7 °C) et février le plus chaud (27,1 °C). Les précipitations moyennes annuelles sont d'environ 3 300 mm (tableau 3.8-1); mars est le mois le plus humide (473 mm) et octobre le plus sec (115 mm). Les données historiques indiquent que les précipitations moyennes annuelles peuvent varier d'environ 30 % de moins ou de 60 % de plus. Les estimations des quantités maximales de précipitations sur une période de 24 heures sont résumées au tableau 3.8-2. L'évapotranspiration dans le secteur du parc à résidus est estimée à 1 300 mm par année. Les estimations du ruissellement sont résumées au tableau 3.8-3.

Tableau 3.8-1 Précipitations mensuelles moyennes (mm) pour le parc à résidus

Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Total
155	311	403	425	479	315	271	263	276	200	128	116	3343

Référence: Ministère des travaux publics et des transports de Madagascar, Direction de la météorologie, 2005.

Tableau 3.8-2 Analyse de la fréquence des précipitations journalières maximales pour le parc à résidus

	Période de retour					
	2 ans	5 ans	10 ans	20 ans	50 ans	100 ans
Précipitations journalières maximales (mm)	159	224	273	326	402	465

Référence: Ministère des travaux publics et des transports de Madagascar, Direction de la météorologie, 2005

Note: Les sommations des précipitations journalières sont entre 7 heures et 19 heures.

Tableau 3.8-3 Ruissellement mensuel et annuel estimé pour le parc à résidus

Ruissellement mensuel (mm)			Ruissellement annuel (mm)
Début de la saison sèche (avril-mai)	Fin de la saison sèche (octobre-novembre)	Pointe de la saison des pluies (janvier- mars)	
150	50	100 (bassin supérieur) 225 (bassin inférieur)	1 700

Note: Fondé sur les données du programme de suivi hydrométrique mené en 2004-2005.

3.8.4 Portée des enjeux

Les enjeux du projet en matière d'hydrologie ont été identifiés lors de consultations avec les parties prenantes et par l'examen des études d'impact environnemental antérieures concernant l'exploitation des ressources au Madagascar et ailleurs. Les enjeux identifiés en matière d'hydrologie sont les suivants (section 6, volume A):

- les changements dans les débits, les niveaux d'eau et les charges solides qui pourraient altérer la morphologie des chenaux et les concentrations en matières solides
- les changements dans la disponibilité de l'eau pour divers usages (consommation humaine et animale, irrigation et habitat aquatique)

Les indicateurs clés de changements attribuables au projet sont les débits, les niveaux d'eau, les concentrations en matières solides et la morphologie des chenaux. Ces changements pourraient aussi affecter la qualité de l'eau (section 3.10 dans ce volume), la santé des poissons (section 4.3), la végétation (marais) (section 4.1) et les composantes socio-économiques du projet (section 5.1).

Les questions clés relatives à l'hydrologie dans le secteur du parc à résidus sont:

- | | |
|-------------------------|--|
| Question clé H-1 | Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les débits et les niveaux d'eau des plans d'eau? |
| Question clé H-2 | Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les niveaux de sédiments des plans d'eau? |

Les liens entre les activités du projet, les changements environnementaux, les questions clés, et les résultats de l'évaluation figurent dans le volume H, annexe 9.

3.8.5 Evaluation des impacts

3.8.5.1 Evaluation des liens d'impact

Les activités du projet menées pendant la période de construction, d'opération et de fermeture peuvent entraîner les effets suivants: i) des changements dans les débits et les niveaux d'eau des plans d'eau récepteurs; et ii) des changements dans les niveaux de sédiments.

Pendant la période de construction, le défrichement du site et l'aménagement des infrastructures entraîneront une perturbation du milieu naturel. Les caractéristiques du ruissellement et la configuration du drainage naturel seront affectées. La perturbation du milieu naturel, ainsi que le risque d'érosion du sol, peuvent accroître les apports solides et le transport de matières solides en suspension vers les plans d'eau récepteurs.

Au cours de l'opération, le parc à résidus détournera l'écoulement naturel au niveau des secteurs amont des bassins versants, ce qui entraînera une réduction des débits dans les zones en aval. Il y aura aussi une réduction des apports en eau souterraine dans les sections en aval en raison de taux d'infiltration plus faibles dans le parc à résidus et de l'interception des eaux souterraines par les puits situés en aval des digues. La dérivation du ruissellement en provenance des secteurs amont des bassins versants limitera aussi le transport des matières solides en suspension depuis les secteurs amont des bassins versants jusqu'aux

tronçons inférieurs. De plus, les digues à résidus pourraient agir comme source de matières solides en suspension et entraîner une augmentation des apports solides vers les bassins inférieurs.

Les changements à long terme dans les débits et les niveaux d'eau, parallèlement aux changements des apports solides, pourraient aussi affecter la morphologie des chenaux, étant donné que ceux-ci tentent de parvenir à des nouvelles conditions d'équilibre. Toutefois, comme en fait état la section 3.8.5.5., les impacts sur les débits, les niveaux d'eau et les concentrations en matières solides se feront uniquement sentir au cours de l'opération du parc à résidus et, par conséquent, relèvent du moyen terme. Les changements dans les indicateurs clés comprennent également les réductions de débits, ce qui pourrait entraîner le dépôt de sédiments dans les chenaux et l'alluvionnement (contrairement à l'érosion et au surcreusement des chenaux qui peuvent se produire avec des débits accrus). Il est important de noter que les chenaux en aval du parc à résidus ont été fortement altérés par les agriculteurs locaux, ce qui a perturbé l'équilibre naturel de ces cours d'eau. Il est donc difficile de prévoir les changements morphologiques qui pourraient se produire dans ces cours d'eau en raison des changements des débits et des apports solides. De surcroît, la plupart des changements devraient être renversés à la fermeture lorsque les conditions naturelles de débit seront rétablies.

A la fermeture, le ruissellement retournera vers les plans d'eau récepteurs naturels. Des changements mineurs dans les débits, les niveaux d'eau et les concentrations en matières solides sont prévus dans les tronçons récepteurs en raison de l'apport réduit en eau souterraine découlant soit de l'interception de l'eau souterraine soit de l'infiltration réduite dans les secteurs amont des bassins versants du parc à résidus. Le pompage de l'eau souterraine interceptée sera effectué au cours des 15 années suivant la fermeture ou jusqu'à ce qu'un rinçage suffisant se soit produit et qu'une bonne qualité de l'eau soit diagnostiquée pour toutes les eaux de surface en aval.

Les changements dans les débits, les niveaux d'eau et les concentrations en matières solides des plans d'eau récepteurs peuvent également affecter la qualité de l'eau, les poissons et les ressources aquatiques, les aspects socio-économiques et l'occupation du sol. Les utilisateurs d'eau sont décrits dans les rapports de référence sur les aspects socio-économiques et l'occupation du sol (volume K, annexes 1.1 et 3.1), et les impacts des changements hydrologiques sur l'agriculture sont décrits dans le rapport de l'EIE sur l'occupation du sol (volume E, section 5.3.).

3.8.5.2 Méthodes d'évaluation

Les changements dans les débits des cours d'eau récepteurs ont été évalués en fonction des changements dans les apports prévus à l'eau de surface et à l'eau souterraine à divers emplacements en aval du parc à résidus. Les caractéristiques de référence du ruissellement ont été estimées à partir des observations de terrain effectuées en 2004-2005 et furent utilisées pour estimer les apports pré-opération en eau de surface et en eau souterraine à l'écoulement des cours d'eau. Au cours de l'opération, le ruissellement a été estimé en tenant compte de la réduction de la superficie drainée résultant de la dérivation du ruissellement dans les secteurs amont des bassins versants. Les apports de l'eau souterraine à l'écoulement des cours d'eau ont été obtenus à partir d'un modèle saturé pour l'eau souterraine du secteur, comme décrit dans la section 3.7. Les écoulements des cours d'eau après la fermeture ont également fait l'objet d'une évaluation.

De plus amples renseignements sur les méthodes d'évaluation figurent à la section 3.8.5.5. Les changements dans les niveaux d'eau ont été évalués aux trois stations de suivi hydrométrique en fonction des changements prévus dans les débits, et de l'information disponible des courbes hauteur-débit et des coupes transversales des chenaux.

Les changements dans les niveaux de sédiments ont été évalués qualitativement en fonction des changements des superficies drainées et des débits des cours d'eau.

3.8.5.3 Critères de description des impacts

Les critères d'évaluation utilisés pour l'hydrologie sont présentés au tableau 3.8-4.

Tableau 3.8-4 Critères de description des impacts et notes pour le projet Ambatovy - hydrologie

Ressource	Orientation ^(a)	Intensité ^(b)	Portée géographique ^(c)	Durée ^(d)	Réversibilité ^(e)	Fréquence ^(f)
Hydrologie	Effet positif, négatif ou neutre au niveau des résultats aux points de mesure	négligeable: changement < 5% faible: changement de 5 à 10% moyenne: changement de 10 à 30% forte: changement > 30%	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: effet s'étendant au-delà du secteur local d'étude supra-régionale: effet s'étendant au-delà du secteur régional d'étude	à court terme: < 3 ans à moyen terme: de 3 à 30 ans à long terme: > 30 ans	réversible ou irréversible	faible: se produit une fois moyenne: se produit par intermittence (1 à 10 fois par année) élevée: se produit en continu (>10 fois par année)

- (a) Orientation: effet positif ou négatif au niveau des résultats aux points de mesure, selon la définition qui en est donnée pour la composante correspondante.
- (b) Intensité: degré de changement au niveau des points de mesure.
- (c) Portée géographique: secteur touché par l'impact.
- (d) Durée: période de temps au cours de laquelle l'impact environnemental se fait sentir. Il faut prévoir une période de construction de 3 ans et une période d'opération de 27 ans.
- (e) Réversibilité: l'effet sur la ressource (ou la capacité de la ressource) peut être ou non réversible.
- (f) Fréquence: nombre de fois où l'impact environnemental se produit.

3.8.5.4 Mesures d'atténuation

Afin de réduire les impacts sur les débits, les niveaux d'eau et les concentrations en matières solides, le projet Ambatovy mettra en œuvre les mesures suivantes:

- l'aménagement par étapes afin de limiter le nombre de secteurs perturbés et exposés
- la surveillance des changements des conditions climatiques, des débits en aval et des concentrations de matières solides en suspension
- la mise en place d'un plan d'intervention d'urgence afin d'avertir les résidents en aval des rejets possibles de l'évacuateur par déversement pendant les épisodes de fortes pluies
- la mise en place de mesures de lutte contre l'érosion, notamment l'aménagement de pentes de remblai stables et la revégétalisation immédiate (consulter la section 3.8 du volume D pour d'autres exemples des meilleures pratiques de gestion concernant la lutte contre l'érosion et le contrôle du débit solide)
- la reproduction des conditions de ruissellement naturelles par le nivellement et la revégétalisation
- la redirection des cours d'eau et des canaux de drainage vers les plans d'eau récepteurs naturels

3.8.5.5 Résultats de la question clé H-1: Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les débits et les niveaux d'eau des plans d'eau?

L'aménagement du parc à résidus comportera trois étapes d'opération au cours desquelles les résidus seront déposés successivement d'un bassin à résidus à l'autre. Le parc détournera l'eau issue des secteurs amont des bassins versants et interceptera également l'eau souterraine en aval des digues. Les phases d'opération seront suivies de deux phases de fermeture. La première phase, qui devrait prendre fin au cours de la 42^e année, comprendra le pompage du réseau de puits de captage. Les impacts à l'intérieur de chaque bassin ont été évalués pour la phase d'opération, caractérisée par une perturbation des bassins versants et une dérivation de l'eau maximales, ainsi que pour les deux phases de fermeture.

Les systèmes de gestion de l'eau de surface associés à chacune des phases sont décrits au tableau 3.8-5 et illustrés aux figures 3.8-1 à 3.8-4. Le bassin versant A fait référence à la vallée nord (aussi désigné comme TA-11) qui est drainée par l'affluent 1 de l'Ambolona, le bassin B fait référence à la vallée du milieu (aussi désigné comme TA-10) qui est drainée par l'affluent 2 de l'Ambolona et le bassin C fait référence à la vallée sud qui est drainée par l'affluent 3 de l'Ambolona.

Les figures 3.8-1 à 3.8-4 illustrent l'emplacement du parc à résidus dans les secteurs amont des bassins versants des trois vallées et les segments de cours d'eau pris en considération dans l'évaluation. Au cours de l'opération, le ruissellement provenant des secteurs amonts des bassins versants sera détourné vers le bassin d'eau et ne contribuera pas aux débits en aval du cours principal des rivières de la vallée. L'eau en excès en provenance du surnageant et du ruissellement local sera déversée dans l'océan et une portion sera réutilisée à l'usine. Avec l'élimination du ruissellement en provenance des secteurs amont des bassins versants, la réduction des débits en aval peut être estimée à partir de la réduction de la superficie drainée en raison de l'aménagement du bassin à résidus, tel qu'il est exposé au tableau 3.8-6.

Une analyse plus détaillée des variations des débits en aval traite des changements dans le ruissellement de surface et des changements concernant l'apport en eau souterraine. L'opération du parc à résidus devrait entraîner la réduction de l'apport en eau souterraine aux cours d'eau en aval en raison de la récupération des eaux d'infiltration par les puits de captage et compte tenu des taux d'infiltration plus faibles à travers les résidus. La plus importante réduction du débit des eaux souterraines correspond à la perturbation maximale des bassins versants pour les bassins 1 et 3, au cours des 14^e et 20^e année, respectivement (A. Marais, communication personnelle, 2005). Pour ce qui est du bassin 2, la

réduction la plus significative se produit pendant la phase 1 (avant la 14^e année) en raison du revêtement dans le bassin d'eau et de la perméabilité réduite dans ce secteur (A. Marais, communication personnelle, 2005). Le système de captage des eaux souterraines fonctionnera pendant les 15 années qui suivront la fermeture afin de gérer la qualité des eaux souterraines qui atteignent les eaux de surface en aval. Lorsque le pompage sera terminé, les niveaux d'eau souterraine se rétabliront et se rapprocheront des niveaux de référence à long terme.

Les changements des écoulements à l'intérieur des divers sous-bassins du parc à résidus ont été calculés pour des conditions moyennes en fonction d'un ruissellement mensuel moyen de 142 mm, tel qu'obtenu à partir d'un ruissellement annuel moyen d'environ 1 700 mm. Une analyse semblable a été réalisée pour des conditions sèches à l'aide d'un ruissellement mensuel de 50 mm, tel qu'observé pendant la saison sèche 2004-2005. Les résultats des analyses sont présentés aux tableaux 3.8-7 et 3.8-8. Les débits de référence, d'opération et d'après fermeture représentent le débit total d'un cours d'eau, provenant du ruissellement de surface et de l'apport en eau souterraine.

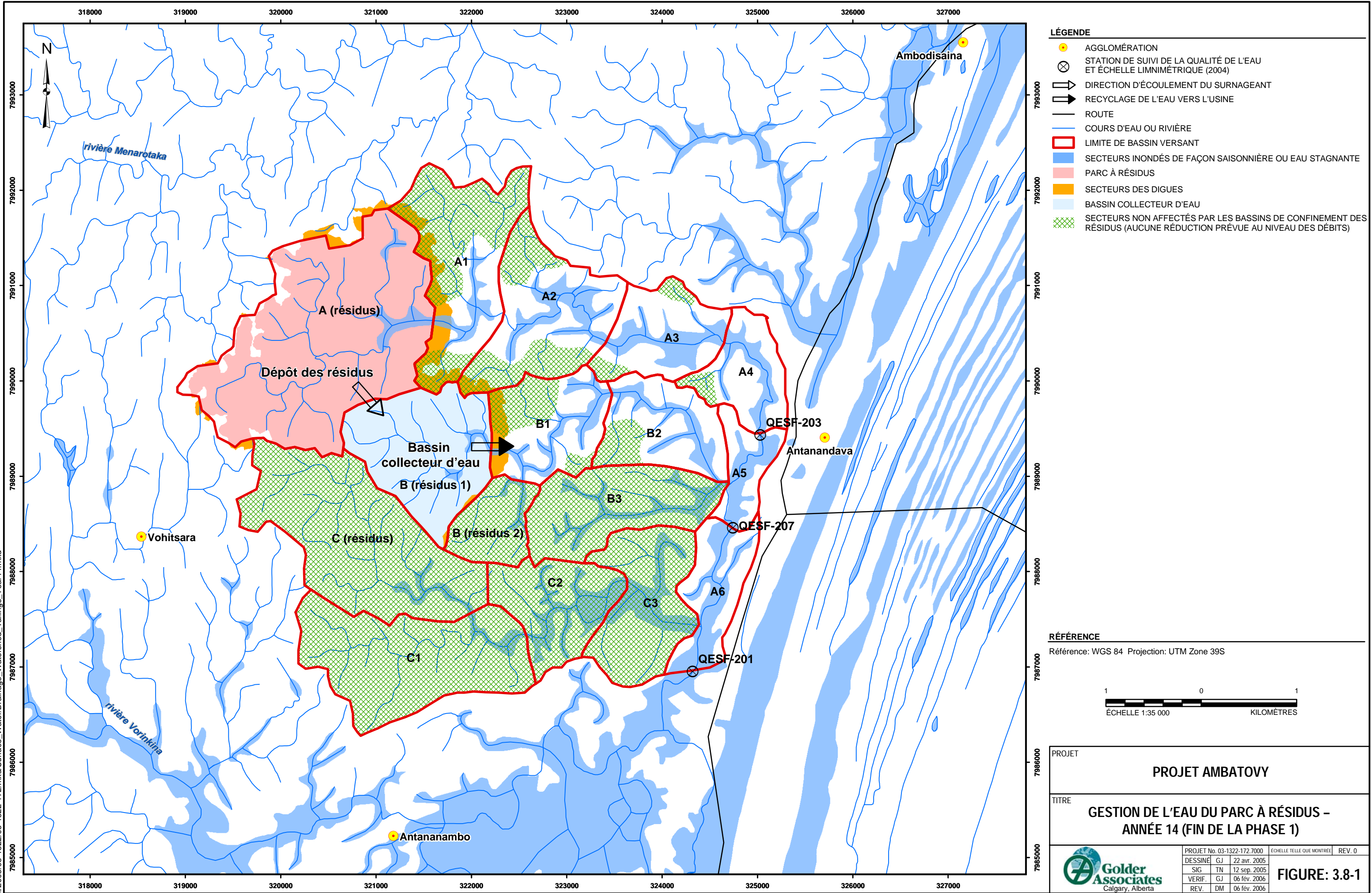
Durant l'opération, les réductions des débits dans chaque bassin sont à peu près les mêmes pour les scénarios de « mois moyen » et de « mois sec ». Ils sont essentiellement équivalents aux réductions en pourcentage des superficies de drainage présentées au tableau 3.8-6, ce qui indique une sensibilité beaucoup plus

Tableau 3.8-5 Description des phases d’aménagement et des changements potentiels des caractéristiques de ruissellement

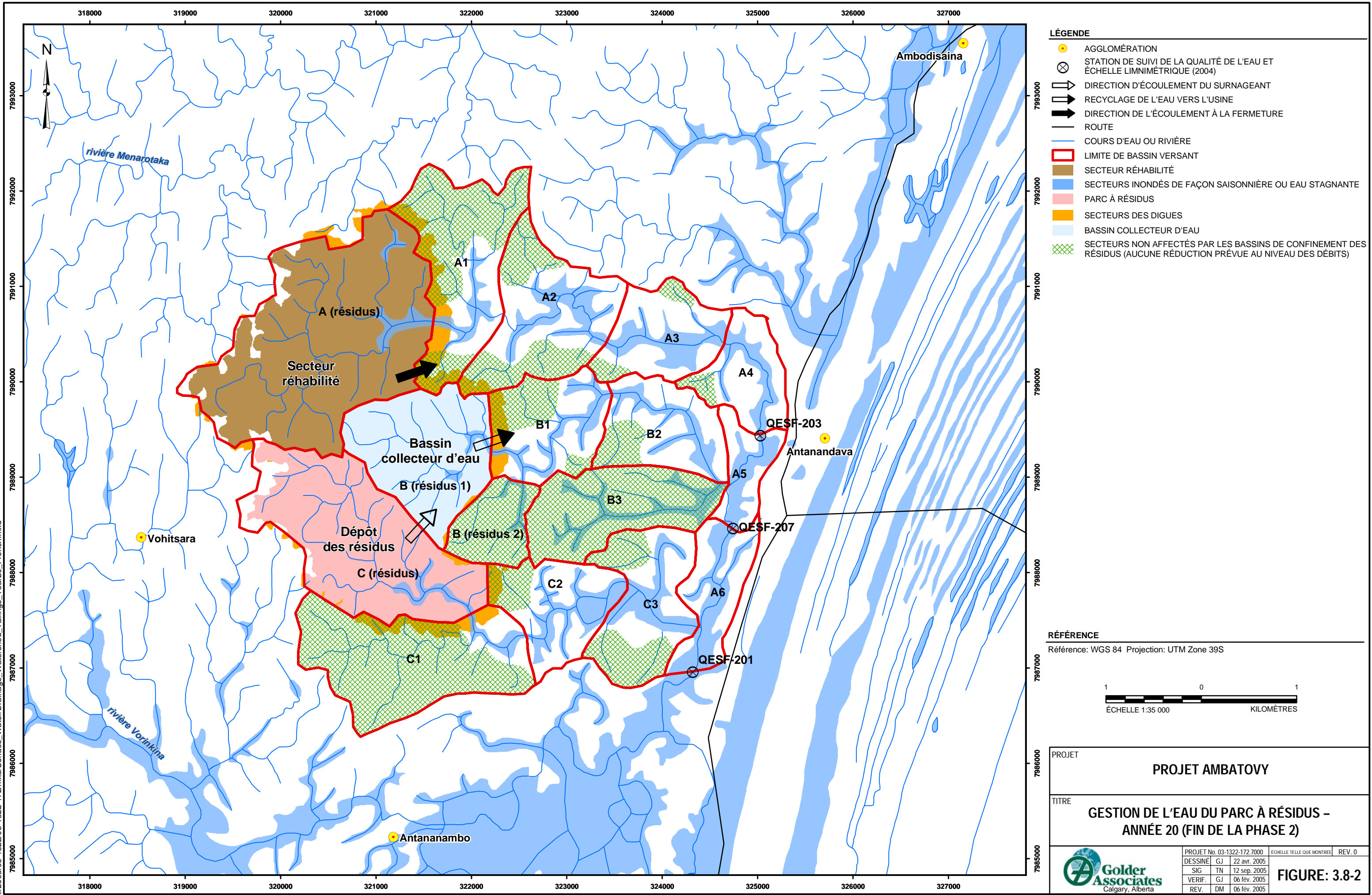
Phase	Lieu des rejets de résidus	Emplacement du bassin d’eau	Perturbation du bassin et changements potentiels du ruissellement en aval		
			Bassin A (vallée TA-11)	Bassin B (vallée TA-10)	Bassin C (vallée sud)
Opération 14 ^e année – fin de la phase 1	A (résidus)	B (résidus 1) – zone en amont nord-ouest du bassin B	<ul style="list-style-type: none">100 % de perturbation dans le secteur amont du bassin versant en raison du dépôt des résidusle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est dirigé au bassin d’eau, entraînant ainsi la réduction des débits dans les tronçons en avall’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau	<ul style="list-style-type: none">le bassin B (résidus 1), utilisé comme bassin d’eau, cause 65 % de perturbation des secteurs amont du bassin versantle ruissellement issu de ce secteur est recueilli dans le bassinl’eau du bassin est déversée dans l’océan et une portion est réutilisée à l’usine	<ul style="list-style-type: none">aucune perturbation du sol, ni aucune dérivation d’eauaucun changement dans les écoulements des cours d’eau
Opération 20 ^e année – fin de la phase 2	C (résidus)	B (résidus 1) – zone en amont nord-ouest du bassin B	<ul style="list-style-type: none">100 % réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)l’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau	<ul style="list-style-type: none">le bassin B (résidus 1), utilisé comme bassin d’eau, cause 65 % de perturbation des secteurs amont du bassin versantle ruissellement issu de ce secteur est recueilli dans le bassinl’eau du bassin est déversée dans l’océan et une portion est réutilisée à l’usine	<ul style="list-style-type: none">100 % de perturbation dans le secteur amont du bassin versant en raison du dépôt de résidusle ruissellement en provenance des secteurs amont du bassin versant est dirigé au bassin d’eau, entraînant ainsi la réduction des débits dans les tronçons en avall’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau
Opération 27 ^e année – fin de la phase 3	B (résidus)	B (résidus 2) – sud-est du bassin d’eau pour les phases 1 et 2	<ul style="list-style-type: none">100 % réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)l’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau	<ul style="list-style-type: none">100 % de perturbation dans le secteur amont du bassin versant (65 % pour l’élimination des résidus; 35 % pour le bassin d’eau)le ruissellement en provenance des secteurs amont du bassin versant est dirigé au bassin d’eau, entraînant ainsi la réduction des débits dans les tronçons en avall’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau; l’eau du bassin est déversée dans l’océan et une portion est réutilisée à l’usine	<ul style="list-style-type: none">100% réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)l’eau d’infiltration du parc à résidus est recueillie par les puits de captage et est pompée jusqu’au bassin d’eau
Fermeture 42 ^e année – fin du pompage des puits de captage	non applicable	non applicable	<ul style="list-style-type: none">100 % réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)le pompage des puits de captage prend fin; les niveaux des eaux souterraines près des puits commencent à remonter	<ul style="list-style-type: none">100 % réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)le pompage des puits de captage prend fin; les niveaux des eaux souterraines près des puits commencent à remonter	<ul style="list-style-type: none">100 % réhabilitéle ruissellement en provenance du secteur amont du bassin versant est retourné au plan d’eau récepteur naturel (un petit bassin de décantation demeure)le pompage des puits de captage prend fin; les niveaux des eaux souterraines près des puits commencent à remonter
Fermeture 100 ^e année – à long terme	non applicable	non applicable	<ul style="list-style-type: none">tel qu’il est susmentionné (42^e année)les niveaux des eaux souterraines près des puits sont rétablis	<ul style="list-style-type: none">tel qu’il est susmentionné (42^e année)les niveaux des eaux souterraines près des puits se sont rétablis	<ul style="list-style-type: none">tel qu’il est susmentionné (42^e année)les niveaux des eaux souterraines près des puits se sont rétablis

Note: Les bassins A, B et C sont associés respectivement aux affluents 1,2 et 3 du cours d’eau Ambolona. Ils font également référence respectivement à la vallée TA-11, la vallée TA-10 et la vallée sud.

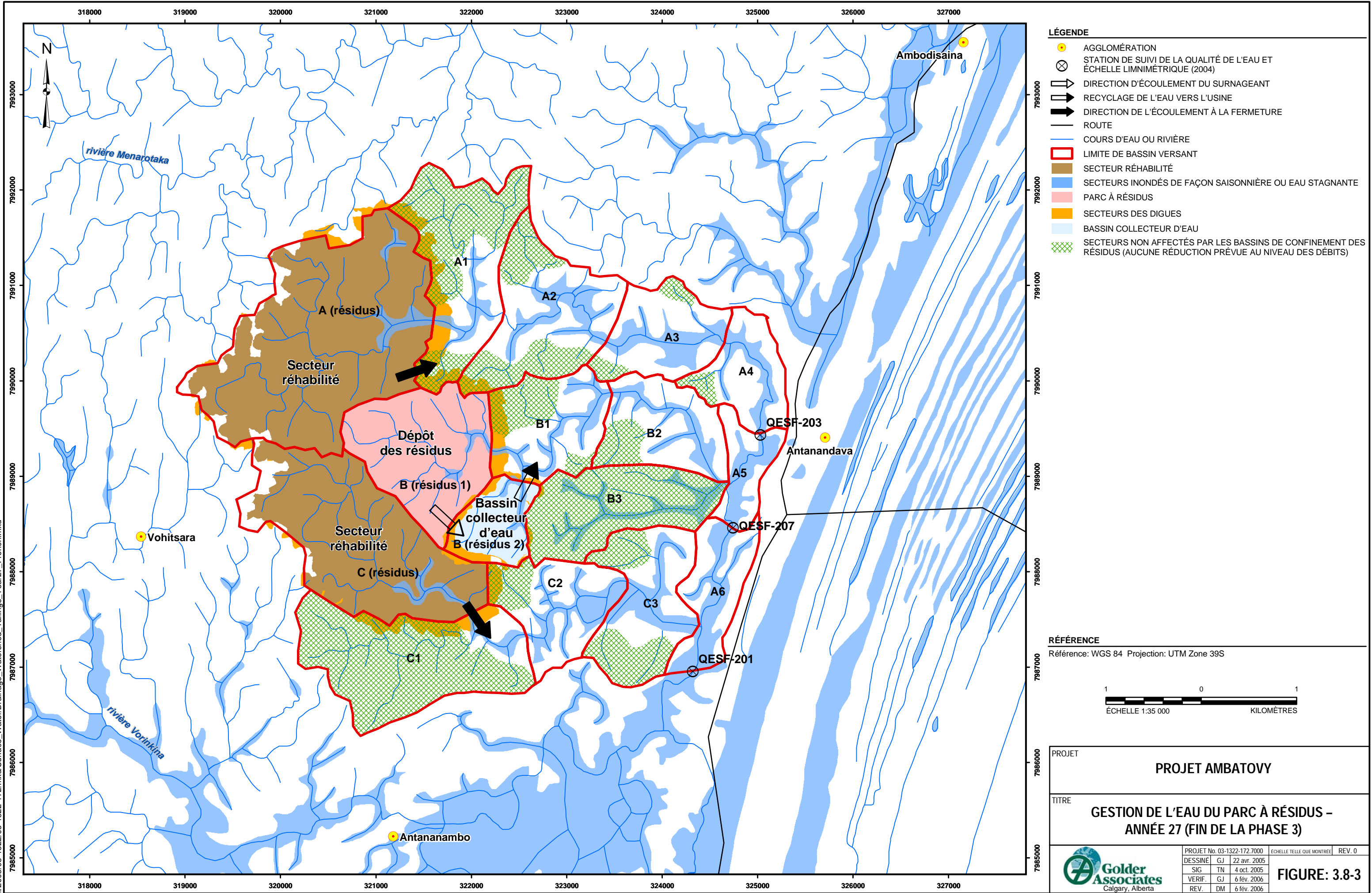
i:/2003/03-1322/03-1322-172/mxd/Surface_Water/Drainage_Watershed_Tailings_Year14.mxd



i:/2003/03-1322/03-1322-172/mxd/Surface_Water/Drainage_Watershed_Tailings_Year20_French.mxd



i:/2003/03-1322/03-1322-172/mxd/Surface_Water/Drainage_Watershed_Tailings_Year27_French.mxd



i:/2003/03-1322/03-1322-172/mxd/Surface_Water/Drainage_Watershed_Tailings_Closure_French.mxd

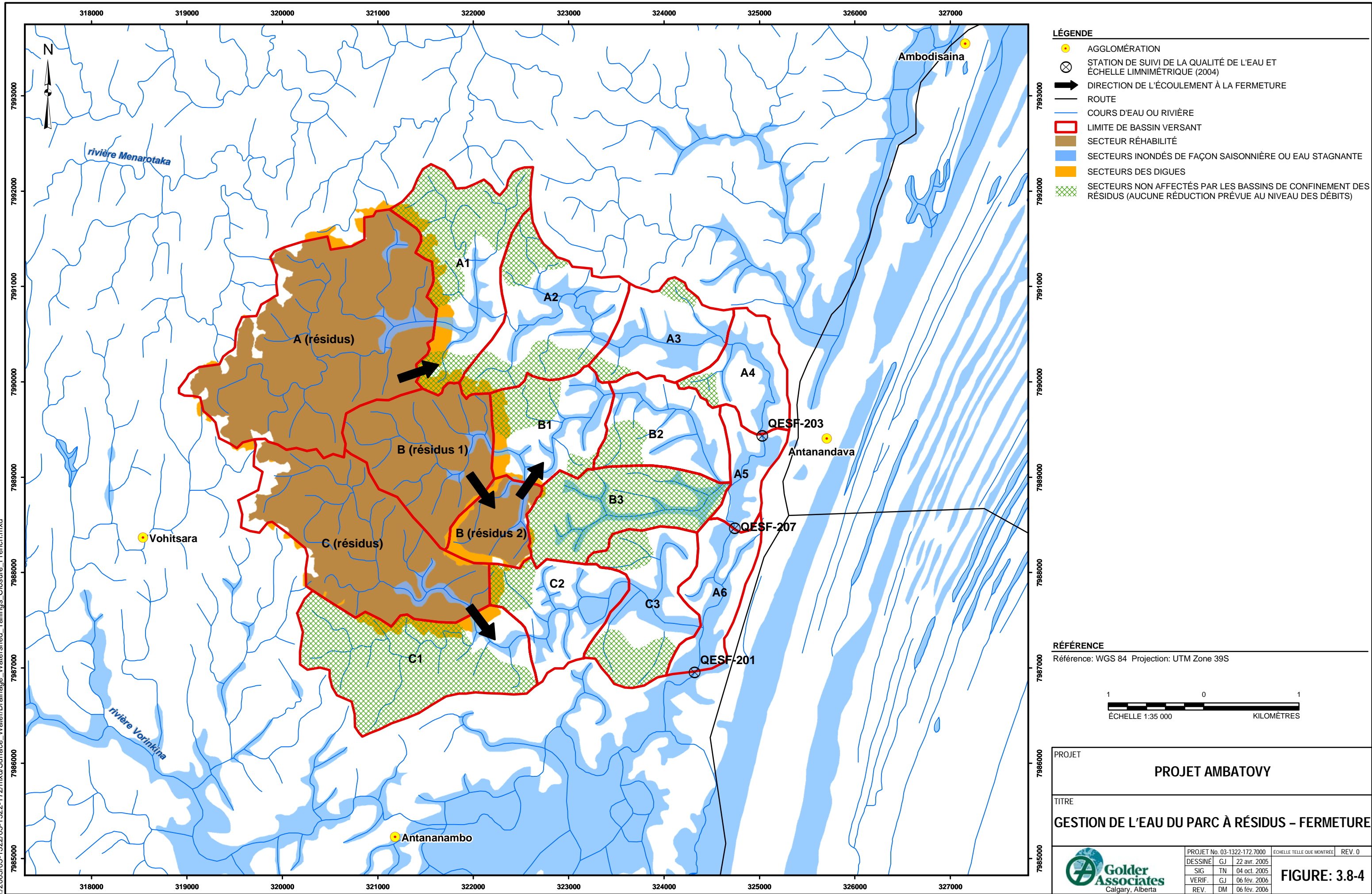


Tableau 3.8-6 Superficies de drainage en aval du parc à résidus

Bassin	Secteur de bassin	Superficie du secteur de bassin (km ²)	Superficie de drainage totale (km ²)	Superficie dérivée par le parc à résidus (km ²)	Superficie de drainage non affectée (km ²)	Pourcentage de réduction en superficie de drainage par la dérivation
A	A (résidus)	4,0	4,0	3,8	0,2	94 %
	A1	1,8	5,9	3,8	2,1	64 %
	A2	1,7	7,6	3,8	3,8	50 %
	A3	1,1	8,7	3,8	4,9	44 %
	A4	0,8	9,5	3,8	5,7	40 %
	A5	0,5	16,1	7,1	10,6	34 %
	A6	0,8	24,4	10,0	14,4	41 %
B	B (résidus 1)	1,7	1,7	1,7	0,0	100 %
	B (résidus 2)	0,6	0,6	0,6	0,0	100 %
	B1	1,2	3,6	2,4	1,2	66 %
	B2	1,1	4,7	2,4	2,3	50 %
	B3	1,4	1,4	0,0	1,4	0 %
C	C (résidus)	2,7	2,7	2,9	0,0	100 %
	C1	2,2	5,0	2,9	2,2	55 %
	C2	1,1	6,1	2,9	3,3	45 %
	C3	1,4	7,4	2,9	4,7	37 %

grande aux changements en superficie de drainage qu'aux changements en apports en eau souterraine. Bien que l'écoulement souterrain diminue à cause de la perméabilité réduite dans le parc à résidus, la contribution de l'eau souterraine par rapport au débit total semble faible. L'exception à cette observation pourrait survenir durant la saison sèche lorsqu'une plus grande partie du débit devrait provenir de l'eau souterraine. Cependant, les données de référence recueillies en 2004-2005 indiquent des débits en saison sèche considérablement plus importants que ce que prévoyait la modélisation de l'eau souterraine en conditions de référence. Cela suggère que les débits en saison sèche peuvent aussi être maintenus par stockage d'eau dans des bassins ou encore que les données disponibles sur les eaux souterraines contiennent de grandes incertitudes.

Après la fermeture, les réductions à long terme des écoulements fluviaux varient selon l'emplacement, et varient généralement de 3 à 5 % pour les conditions moyennes et de 8 à 15 % pour les conditions de mois sec. Les réductions à court terme sont légèrement supérieures (c'est à dire au cours de la 42^e année lorsque le pompage des puits de captage prend fin), avec des variations respectives de 4 à 7 % et de 10 à 21 % pour les conditions moyennes et sèches. Les réductions des débits tendent à diminuer généralement à mesure que la distance en aval augmente. L'exception du bassin A6, qui présente une légère augmentation comparativement au bassin A5, est attribuable au débit de l'affluent issu du

Tableau 3.8-7 Réductions estimées de l'écoulement dans les secteurs en aval – « mois moyen »

Caractéristiques du bassin			Conditions de référence			Opération				Fermeture – fin du pompage (42 ^e année)		Fermeture – à long terme	
Bassin	Nom du secteur	Superficie du sous-bassin (km ²)	Ruissellement (mm)	Débit (m ³ /j)	Débit (m ³)	Année	Réduction de la superficie de drainage	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)
A	A (résidus)	4	142	19 156	574 691	14	94 %	-	-	-	-	-	-
	A1	5,9	142	27 900	837 006		64 %	9 712	65 %	26 262	6 %	26 490	5 %
	A2	7,6	142	36 027	1 080 810		50 %	17 893	50 %	34 346	5 %	34 617	4 %
	A3	8,7	142	41 051	1 231 529		44 %	23 026	44 %	39 370	4 %	39 641	3 %
	A4	9,5	142	45 008	1 350 229		40 %	26 998	40 %	43 327	4 %	43 598	3 %
	A5	16,1	142	76 207	2 286 200		34 %	49 990	34 %	73 413	4 %	74 067	3 %
	A6	24,4	142	115 493	3 464 800		41 %	69 950	39 %	110 957	4 %	112 133	3 %
B	B (résidus 1)	1,7	142	8 174	245 226	27	100 %	-	-	-	-	-	-
	B (résidus 2)	0,6	142	2 982	89 460		100 %	-	-	-	-	-	-
	B1	3,6	142	16 899	506 982		66 %	5 809	66 %	15 792	7 %	16 169	4 %
	B2	4,7	142	22 229	666 880		50 %	11 360	49 %	21 122	5 %	21 499	3 %
	B3	1,4	142	6 807	204 196		0 %	6 797	0 %	6 802	0 %	6 807	0 %
C	C (résidus)	2,7	142	12 973	389 205	20	100 %	-	-	-	-	-	-
	C1	5	142	23 441	703 242		55 %	10 132	57 %	21 719	7 %	22 231	5 %
	C2	6,1	142	28 721	861 630		45 %	15 438	46 %	26 978	6 %	27 501	4 %
	C3	7,4	142	35 159	1 054 777		37 %	21 876	38 %	33 416	5 %	33 938	3 %

^(a) La réduction du débit dans le cours principal du cours d'eau en bout de secteur en aval.

Tableau 3.8-8 Réductions estimées de l'écoulement dans les secteurs en aval – « mois sec »

Caractéristiques du bassin			Conditions de référence			Opération				Fermeture – fin du pompage (42 ^e année)		Fermeture – à long terme	
Bassin	Nom du secteur	Superficie du sous-bassin (km ²)	Ruissellement (mm)	Débit (m ³ /j)	Débit (m ³)	Année	Réduction de la superficie de drainage	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)	Débit (m ³ /j)	Réduction du débit ^(a) (%)
A	A (résidus)	4	50	6 745	202 356	14	94 %	-	-	-	-	-	-
	A1	5,9	50	9 824	294 720		64 %	3 289	67 %	8 186	17 %	8 414	14 %
	A2	7,6	50	12 686	380 567		50 %	6 205	51 %	11 005	13 %	11 276	11 %
	A3	8,7	50	14 455	433 637		44 %	8 083	44 %	12 774	12 %	13 045	10 %
	A4	9,5	50	15 848	475 433		40 %	9 491	40 %	14 167	11 %	14 438	9 %
	A5	16,1	50	26 833	805 000		34 %	17 566	35 %	24 040	10 %	24 693	8 %
	A6	24,4	50	40 667	1 220 000		41 %	25 790	37 %	36 130	11 %	37 307	8 %
B	B (résidus 1)	1,7	50	2 878	86 347	27	100 %	-	-	-	-	-	-
	B (résidus 2)	0,6	50	1 050	31 500		100 %	-	-	-	-	-	-
	B1	3,6	50	5 950	178 515		66 %	2 088	65 %	4 843	19 %	5 225	12 %
	B2	4,7	50	7 827	234 817		50 %	4 186	47 %	6 720	14 %	7 097	9 %
	B3	1,4	50	2 397	71 900		0 %	2 387	0 %	2 392	0 %	2 397	0 %
C	C (résidus)	2,7	50	4 568	137 044	20	100 %	-	-	-	-	-	-
	C1	5	50	8 254	247 620		55 %	3 350	59 %	6 532	21 %	7 044	15 %
	C2	6,1	50	10 113	303 391		45 %	5 235	48 %	8 370	17 %	8 893	12 %
	C3	7,4	50	12 380	371 400		37 %	7 502	39 %	10 637	14 %	11 160	10 %

^(a) La réduction du débit dans le cours principal du cours d'eau en bout de secteur en aval.

bassin B. Les réductions des débits à long terme après la fermeture reflètent les taux d'infiltration réduits associés au parc à résidus et, par conséquent, la réduction de l'écoulement souterrain vers les secteurs en aval.

Les changements dans les hauteurs d'eau, les zones d'écoulement et les vitesses d'écoulement ont été estimés à trois stations de suivi hydrométrique en fonction des changements prévus dans les débits. Un résumé de ces changements est présenté aux tableaux 3.8-9 et 3.8-10. Au cours de l'opération, les réductions des débits estimées entre 30 et 40 % entraîneront des réductions de 5 à 31 % à la fois des zones d'écoulement et des hauteurs moyennes. Les réductions des vitesses d'écoulement sont estimées entre 15 et 33 %, même si ces changements représentent seulement une variation de 0,1 à 0,2 m/s. Après la fermeture, les réductions du débit sont relativement petites, entraînant ainsi des changements négligeables dans les caractéristiques hydrauliques pour les périodes d'opération (0 à 6 %) et d'après fermeture (0 à 4 %).

Comme mentionné précédemment, l'opération du parc à résidus détournera le débit des secteurs amont des bassins du parc à résidus, en ayant été conçu pour contenir les crues cinquantennales sur 24 heures (402 mm de précipitation). À la suite des dérivations vers le bassin d'eau, les débits de pointe et les niveaux d'eau des bassins A et C en aval des digues seront réduits par rapport aux conditions de référence. Les débits de pointe et les niveaux d'eau seront également réduits dans le bassin B où, lors de crues inférieures aux événements cinquantennaux, tout le ruissellement est dirigé vers le bassin d'eau puis rejeté dans l'océan. Pour des crues plus importantes, le parc retiendra toujours le volume associé à un événement cinquantennal, et le ruissellement en excès sera rejeté dans le secteur en aval du bassin B. Les volumes de ruissellement excédentaires seront considérablement inférieurs à ce qu'ils seraient si aucun dispositif de stockage n'existait. Par conséquent, les débits de pointe et les niveaux d'eau pour ce scénario seront également réduits par rapport aux conditions de référence. Par exemple, le total des précipitations associées à une crue centennale d'une durée de 24 heures sont de 465 mm; cependant, le parc à résidus offre une capacité de stockage d'environ 400 mm de pluie, ce qui signifie que seulement 65 mm contribuent aux débits de pointe en aval. Les débits de pointe et les niveaux d'eau après la fermeture du parc à résidus devraient être semblables à ceux des conditions de référence une fois que les canaux de drainage seront redirigés à leurs plans d'eau récepteurs naturels.

Tableau 3.8-9 Changements estimés dans les caractéristiques d’écoulement ^(a) – Opération

Scénario	Sous-bassin	Station	Caractéristiques de référence					Opération					Opération – pourcentage de changement				
			Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)	Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)	Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)
Mois moyen	A4	QESF-203	0,52	7,4	0,9	1,24	0,07	0,31	5,5	0,67	1,05	0,06	-40 %	-26 %	-26 %	-15 %	-14 %
	A5	QESF-207	0,88	11,9	1,7	2,58	0,07	0,58	11,2	1,59	2,47	0,05	-34 %	-6 %	-6 %	-4 %	-29 %
	A6	QESF-201	1,34	14,3	0,64	1,3	0,09	0,79	9,8	0,44	1,10	0,08	-41 %	-31 %	-31 %	-15 %	-15 %
Mois sec	A4	QESF-203	0,18	4,4	0,54	0,94	0,04	0,11	4	0,49	0,88	0,03	-39 %	-9 %	-9 %	-6 %	-25 %
	A5	QESF-207	0,31	10,2	1,45	2,33	0,03	0,21	9,7	1,38	2,26	0,02	-32 %	-5 %	-5 %	-3 %	-33 %
	A6	QESF-201	0,47	6,3	0,49	0,92	0,07	0,28	4,8	0,37	0,80	0,06	-40 %	-24 %	-25 %	-13 %	-19 %

^(a) Caractéristiques d’écoulement aux stations de suivi hydrométrique situées au niveau des ponts.

Tableau 3.8-10 Changements estimés dans les caractéristiques d’écoulement ^(a) – Après la fermeture

Scénario	Sous-bassin	Station	Caractéristiques de référence					Après fermeture					Après fermeture – pourcentage de changement				
			Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)	Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)	Débit (m ³ /s)	Zone d’écoulement (m ²)	Hauteur moyenne (m)	Hauteur maximale (m)	Vitesse moyenne (m/s)
Mois moyen	A4	QESF-203	0,52	7,4	0,9	1,24	0,07	0,5	7,2	0,88	1,22	0,07	-4 %	-3 %	-2 %	-2 %	0 %
	A5	QESF-207	0,88	11,9	1,7	2,58	0,07	0,87	11,9	1,7	2,58	0,07	-1 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	A6	QESF-201	1,34	14,3	0,64	1,3	0,09	1,32	14	0,63	1,29	0,09	-1 %	-2 %	-1 %	-1 %	-4 %
Mois sec	A4	QESF-203	0,18	4,4	0,54	0,94	0,04	0,17	4,4	0,53	0,93	0,04	-6 %	0 %	-2 %	-1 %	0 %
	A5	QESF-207	0,31	10,2	1,45	2,33	0,03	0,3	10,1	1,44	2,32	0,03	-3 %	-1 %	-1 %	0 %	0 %
	A6	QESF-201	0,47	6,3	0,49	0,92	0,07	0,46	6,1	0,48	0,91	0,07	-2 %	-4 %	-2 %	-1 %	-6 %

^(a) Les caractéristiques d'écoulement aux stations de suivi hydrométrique situées au niveau des ponts.

3.8.5.6 Résultats de la question clé H-2: Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur les niveaux de sédiments des plans d'eau?

L'érosion résulte de l'action des précipitations et du ruissellement de surface, qui délogent et enlèvent les particules de la surface du sol, menant à la suspension et au transport de ces particules de sol dans les eaux de surface. L'érosion peut se produire dans la partie terrestre (hautes terres) du bassin versant ou dans le chenal du cours d'eau lui-même. Par sédimentation, on entend le dépôt en aval de ces particules de sol érodé lorsque les eaux de surface ralentissent et libèrent les particules du sol en suspension. La perturbation de la végétation et de la structure du sol associée aux activités du projet est susceptible d'accroître l'érosion, le niveau de sédiments des plans d'eau récepteurs et la sédimentation en aval.

En général, une augmentation de l'érosion du sol est prévue lors de la construction du parc, principalement en raison du débroussaillage. Des mesures de gestion des sédiments sont proposées pour la digue de retenue des résidus en vue de minimiser l'érosion (se référer à la section 3.8 du volume D pour obtenir des exemples). Les impacts liés à l'érosion et à la sédimentation engendrées par la digue de retenue des résidus devraient être faibles. L'érosion qui se produit à l'intérieur du bassin de confinement des résidus sera retenue dans le bassin pour tous les événements inférieurs à une tempête cinquantennale. Les débits excédentaires d'une tempête cinquantennale seront déversés dans l'environnement; toutefois, les bassins d'eau agiront encore à titre de bassins de décantation et contribueront à la réduction des concentrations de matières solides des cours d'eau récepteurs. Les déversements seront mélangés aux eaux en aval en provenance des bassins non perturbés qui seront chargées en matières solides en suspension en raison des taux d'érosion naturellement élevés associés à ces conditions de précipitations et de ruissellement.

Durant la construction, il y aura une augmentation temporaire des matières solides en suspension provenant des surfaces externes de la digue de résidus nouvellement construite, avant revégétalisation et stabilisation de la digue. Les nouvelles phases de construction surviendront durant toute la vie du projet à mesure que de nouvelles digues seront construites pour contenir les résidus. Les mesures d'atténuation utilisées pour minimiser la quantité de matières en suspension transportées hors site et pour protéger la qualité de l'eau comprendront des structures de contrôle des sédiments, un système de gestion des eaux pluviales et l'emploi des meilleures pratiques de gestion et des mesures de réhabilitation.

La fermeture du parc à résidus exigera la construction d'évacuateurs permanents conçus et construits de manière à résister à l'érosion et pour détourner l'eau vers les cours d'eau naturels. Ces évacuateurs auront des pentes d'écoulement douces

pour minimiser la possibilité d'érosion. Les plans de fermeture prévoient aussi la revégétalisation ou autres mesures de contrôle de l'érosion des surfaces finales de résidus.

3.8.6 Analyse des impacts

3.8.6.1 Impacts résiduels

Les impacts résiduels associés à l'hydrologie sont présentés au tableau 3.8-11. Les résultats de l'analyse des impacts indiquent que, durant l'opération, les débits en aval de la digue de résidus seront réduits considérablement par détournement du ruissellement dans le bassin d'amont et la réduction résultante de la superficie de drainage des secteurs en aval. Les changements attendus le long des cours principaux des rivières sont considérés d'intensité élevée (plus de 30%) dans tous les bassins, sauf le bassin B3 qui n'est pas touché par l'aménagement. D'autres secteurs d'affluents en amont, y compris une grande partie du bassin C1, ne sont pas affectés par le détournement. L'effet de grande intensité s'étend de la limite du secteur local d'étude jusqu'au confluent d'un important cours d'eau et du cours d'eau Ambolona.

Compte tenu de l'effet de grande intensité, de la portée régionale et de la durée à moyen terme, la conséquence sur l'environnement durant l'opération est considérée élevée. Ce classement concerne les changements à l'hydrologie du cours d'eau. Cependant, les paramètres des autres disciplines biophysiques ou sociales sont mesurés séparément, c.-à-d., qu'une forte conséquence en termes d'hydrologie ne signifie pas nécessairement une forte conséquence en termes de qualité de l'eau, de poissons et ressources aquatiques, d'agriculture ou d'occupation du sol ou d'aspects sociaux.

Les changements dans les débits pour les conditions après fermeture varient de négligeable à faible par conditions moyennes, la conséquence sur l'environnement est donc considérée faible. Pour les mois secs, des changements modérés des débits peuvent se produire, cependant, en raison de la durée à moyen terme, la conséquence résultante sur l'environnement reste faible.

Les changements dans les niveaux d'eau n'ont pas été clairement évalués à l'intérieur des trois vallées du parc à résidus. Toutefois, le long du cours principal du cours d'eau Ambolona, des changements sont à prévoir pour les hauteurs d'eau maximales, pouvant aller de faible à moyen à trois emplacements précis. Les effets devraient être limités au secteur local d'étude lors de l'opération. Les renseignements spécifiques au site le long d'autres tronçons de cours d'eau ne sont pas disponibles aux fins d'un examen plus approfondi. Cependant, d'après

la discussion susmentionnée, le niveau de conséquence sur l'environnement devrait être faible.

Les changements dans les niveaux de sédiments devraient être élevés durant la construction alors que le terrain aura été défriché et que les activités de construction entraîneront la perturbation du sol et érosion. Avec la mise en œuvre des mesures d'atténuation et de contrôle de l'érosion, l'étendue de l'impact devrait demeurer locale et de durée relativement courte. Une fois que les pentes de la digue auront été revégétalisées et commenceront à se stabiliser, la génération et le transport de matières solides en suspension vers l'aval seront grandement réduits. Le contrôle actif de matières solides en suspension se poursuivra durant toute la phase d'opération et aura lieu à une faible conséquence sur l'environnement. A la fermeture, le ruissellement sera dirigé vers les plans d'eau récepteurs naturels et les conditions antérieures à l'aménagement seront aussi rétablies. Un afflux initial de matières solides en suspension pourrait se produire immédiatement après la fermeture parce que des débits plus importants peuvent résulter du rétablissement de plus grandes superficies de drainage.

Tableau 3.8-11 Classification des impacts résiduels pour l'hydrologie

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Enjeu: Changements concernant les écoulements fluviaux et les niveaux d'eau des plans d'eau récepteurs							
construction/opération	négative	forte	locale	moyen-terme	oui	élevée (conditions moyennes)	élevée
fermeture	négative	mois moyen: négligeable à faible mois sec: moyenne pour les vallées principales et négligeable le long du cours principal du cours d'eau Ambolona	locale	long-terme	non	élevée (conditions moyennes)	mois moyen: faible mois sec: faible
Enjeu: Changements concernant le niveau de sédiments des plans d'eau récepteurs							
construction	négative	forte	locale	court-terme	oui	élevée (conditions moyennes)	moyenne
opération	négative	faible à moyenne	locale	moyen-terme	oui	élevée (conditions moyennes)	faible
fermeture	négative	négligeable à faible	locale	long-terme	non	élevée (conditions moyennes)	faible

3.8.6.2 Niveau de confiance des prévisions

A l'exception de l'évapotranspiration, les variables climatiques fondamentales ayant une incidence sur l'hydrologie de référence sont bien comprises. L'hydrologie, en terme de réponse aux précipitations et de génération de ruissellement, est bien comprise dans la mesure où il y a peu de données disponibles propres au site. De la même manière, l'interaction entre l'eau de surface et l'eau souterraine dans le secteur du projet est difficile à quantifier, particulièrement au cours de la saison sèche à des endroits où le ruissellement peut être surpassé par les apports en eau souterraine.

Les niveaux d'impact sont fondés sur un modèle hydrologique qui évalue les conditions mensuelles moyennes en fonction des estimations raisonnables des précipitations et du ruissellement annuels. Selon ces conditions moyennes, le niveau de confiance des prévisions est considéré moyen. Toutefois, en conditions sèches mensuelles, les estimations des débits reposent sur une hauteur de ruissellement calculée à partir du suivi hydrométrique d'une seule saison sèche et de l'interaction estimée avec l'eau souterraine. En fonction des incertitudes associées à ces paramètres, le niveau de confiance des prévisions pour les conditions sèches est considéré faible.

3.8.6.3 Surveillance

Une surveillance continue des débits et des concentrations de matières solides en suspension des bassins affectés sera mise en place afin de mieux comprendre les réponses hydrologiques dans le secteur d'étude. Les données recueillies sur les écoulements seront évaluées de concert avec les données climatiques observées (par ex. précipitation et évaporation) dans le voisinage de Toamasina afin de mieux évaluer la disponibilité en eau pour divers besoins biophysiques et sociaux.

La surveillance de l'efficacité des mesures de contrôle de l'érosion, de stabilité des pentes et de succès de la réhabilitation est décrite à la section 6 du volume C.

3.8.7 Conclusions

Au cours de la période d'opération, le parc à résidus aura une conséquence environnementale importante sur l'hydrologie, notamment sur les débits des secteurs en aval. À la suite de la fermeture et du retour du ruissellement dans les plans d'eau récepteurs naturels, la conséquence sur l'environnement pour la plupart des secteurs variera de négligeable à faible pour les conditions moyennes, et sera faible pour les conditions sèches. Bien que les impacts sur l'hydrologie soient considérés importants, l'impact de ces changements sur les composantes connexes (par ex., la qualité de l'eau, les poissons et les ressources aquatiques,

l'occupation du sol et les aspects socio-économiques) est variable. Ces enjeux sont traités dans d'autres sections du présent rapport. L'évacuation de l'eau en aval associée aux événements de précipitations extrêmes (par ex. un événement de précipitations maximales probables et la rupture de la digue du bassin d'eau) est également discutée dans l'évaluation des risques naturels (section 3.6, volume E, et section 6.1, volume I).

3.9 Océanographie

3.9.1 Introduction

L'évaluation environnementale fournit une analyse des impacts associés aux milieux biologique, physique et social au site de l'exutoire en mer issu du parc à résidus. Cette évaluation a été réalisée pour le promoteur par la firme sud-africaine Coastal & Environmental Services (CES). Les conditions de référence sont décrites au volume J, annexe 10.1, pièce jointe 2.

3.9.2 Méthodologie

3.9.2.1 Critères d'évaluation des impacts

Le système de classification utilisé pour évaluer les différents enjeux dans le cadre de l'étude repose principalement sur les trois critères suivants:

- la relation entre l'enjeu et la durée des impacts (encadré 1)
- la relation entre l'enjeu et la portée géographique des impacts (encadré 2)
- la relation entre l'enjeu et l'intensité des impacts (encadré 3)

Ensemble, ces trois critères définissent le niveau d'importance globale, c'est-à-dire la conséquence sur l'environnement (encadré 4), d'un impact donné. Les paramètres suivants sont également utilisés pour décrire les impacts:

- le risque ou la probabilité de l'impact (encadré 5)
- le niveau de confiance accordé à l'évaluation de l'impact (encadré 6).

DUREE (ECHELLE TEMPORELLE)

L'échelle temporelle, ou durée, permet d'évaluer les impacts par rapport à différentes périodes de temps.

Encadré 1: Critères de description de la durée utilisés dans le cadre de l'EIE.

<u>Court terme</u>	Moins de 5 ans. Bon nombre des impacts de la phase de construction seront de courte durée.
<u>Moyen terme</u>	De 5 ans à 20 ans.
<u>Long terme</u>	De 20 ans à 40 ans (une génération) soit, en pratique, permanent du point de vue humain.
<u>Permanent</u>	Plus de 40 ans, et entraînant des changements permanents et durables.

PORTEE GEOGRAPHIQUE

L'échelle spatiale, ou portée géographique, définit l'étendue dans l'espace des impacts.

Encadré 2: Critères de description de la portée géographique utilisés pour l'évaluation des enjeux.

<u>Résidentielle</u>	Résidences dans la zone touchée.
<u>Locale</u>	Zone de quelques hectares, incluant le port et ses environs immédiats.
<u>District</u>	Province de Toamasina.
<u>Régionale</u>	Province de Toamasina, également.
<u>Nationale</u>	Madagascar.
<u>Internationale</u>	D'ampleur internationale.

ECHELLE D'INTENSITE

L'échelle d'intensité a été utilisée pour évaluer l'intensité des impacts négatifs ou positifs sur un système touché donné (en ce qui concerne les impacts écologiques) ou une partie touchée donnée. Bien qu'elle repose sur le jugement professionnel d'un spécialiste, cette méthodologie a pour but d'exclure de l'évaluation tout jugement de valeur.

Encadré 3: Critères de description de l'intensité (peut être négative ou positive)

<u>Très forte</u>	Un changement de plus de 30% de l'aspect concerné.
<u>Forte</u>	Un changement de 10% à 30% de l'aspect concerné.
<u>Moyenne</u>	Un changement de 5% à 10% de l'aspect concerné.
<u>Faible</u>	Un changement de moins de 5% de l'aspect concerné.
<u>Nulle</u>	Aucun changement mesurable.

ECHELLE DE LA CONSEQUENCE SUR L'ENVIRONNEMENT

L'échelle de la conséquence sur l'environnement permet l'évaluation de l'importance d'un impact donné. Cette évaluation doit être effectuée dans le contexte approprié, étant donné qu'un impact peut être de nature écologique, sociale, ou les deux. L'évaluation de la conséquence sur l'environnement d'un impact repose en bonne partie sur les valeurs de la personne chargée d'en juger. C'est pourquoi les impacts, tout particulièrement les impacts sociaux, doivent refléter les valeurs de la société affectée tout en tenant compte de l'échelle des différents critères de description des impacts. Six classes de conséquence sur

l'environnement ont donc été appliquées dans le cadre de l'évaluation (se reporter à l'encadré 4).

Dans bien des cas, les scientifiques doivent effectuer une évaluation sans disposer de toutes les données pertinentes et nécessaires. Une disposition législative américaine [l'article 40 du *Code of Federal Regulations (CFR)* 1502.22] tient compte de ces contraintes et formule les recommandations suivantes:

« Quand un organisme évalue, dans le cadre d'une étude d'impact environnemental (EIE), les effets néfastes importants sur l'environnement humain qui peuvent raisonnablement être prévus, et que de l'information est incomplète ou indisponible, l'organisme doit toujours signaler clairement l'absence de cette information si celle-ci est nécessaire à l'établissement d'un choix éclairé entre différentes solutions possibles. Si le coût total de l'obtention de cette information n'est pas exorbitant, l'organisme doit inclure cette information à l'EIE. »

Il existe deux procédures acceptables permettant de compenser un manque de données, à savoir:

1. Il est plus important de cerner les impacts environnementaux probables que d'évaluer précisément les impacts les plus flagrants.

Tous les évaluateurs (les différents spécialistes) essaient d'évaluer tous les impacts importants, tout en étant conscients du fait qu'une évaluation précise est impossible. Un niveau de confiance passable ou faible concernant un enjeu important vaut mieux qu'un niveau de confiance absolu au sujet d'enjeux non importants.

2. Il importe de faire preuve de prudence dans la présentation des impacts environnementaux probables.

Etant donné que l'évaluation des impacts en l'absence de toutes les données nécessaires repose en bonne partie sur le jugement scientifique de l'évaluateur, le niveau de confiance envers l'évaluation de ces impacts ne peut pas être très élevé. Si les preuves d'un type d'impact potentiel (négatif ou positif) ne sont pas définitives, la conclusion prudente à tirer est que l'impact ne peut être exclu avec certitude, et non que l'impact n'est pas prouvé. Pour ces raisons, une échelle du degré de certitude (ou niveau de confiance) est présentée, qui comprend notamment la catégorie « Inconnue ».

Encadré 4: Critères de description de la conséquence sur l'environnement

TRES ELEVEE

Ces impacts seraient considérés par la société comme constituant une modification majeure et normalement permanente du milieu (naturel et/ou social) et entraînent habituellement des effets sévères à très sévères ou bénéfiques à très bénéfiques.

ELEVEE

Ces impacts entraînent habituellement des effets à long terme sur le milieu social et/ou naturel et doivent être considérés par la société comme constituant une modification importante et de longue durée du milieu (naturel et/ou social). La société considérera probablement ces impacts comme étant sévères.

MOYENNE

Ces impacts entraînent habituellement des effets à moyen ou long terme sur le milieu social et/ou naturel et doivent être considérés par la société comme constituant une modification assez importante et généralement de durée moyenne du milieu (naturel et/ou social).

FAIBLE

Ces impacts entraînent habituellement des effets à court ou moyen terme sur le milieu social et/ou naturel et doivent être considérés par la société et/ou les spécialistes comme constituant une modification assez peu importante et généralement de courte durée du milieu (naturel et/ou social). Ces impacts ne sont pas substantiels et leur effet réel devrait être négligeable.

AUCUN IMPACT

Il n'y a aucun effet primaire, ni secondaire d'importance pour les scientifiques ou le grand public.

INCONNUE

Dans certains cas, il pourrait être impossible de déterminer la conséquence sur l'environnement d'un impact.

ECHELLE DE RISQUE OU DE PROBABILITE

Le risque ou la probabilité qu'un impact survienne des suites des activités du projet varie selon l'impact. Il ne fait aucun doute que la construction de l'extension portuaire proposée, si elle a lieu, entraînera certains impacts. Par contre, certains autres impacts (habituellement des impacts secondaires) sont moins probables et pourraient ou non se produire. Bien que ces impacts puissent être forts, leur faible probabilité peut avoir une incidence sur leur conséquence globale sur l'environnement et sera donc prise en compte.

Encadré 5: Critères de description du risque ou de la probabilité

<u>Très peu probable</u>	La probabilité de ces impacts est très faible, p. ex. un séisme qui détruirait l'arrière-port.
<u>Peu probable</u>	La probabilité de ces impacts est faible, mais des impacts tels que des accidents maritimes catastrophiques peuvent néanmoins se produire.
<u>Probable</u>	La probabilité de ces impacts est réelle, bien que leur survenue ne soit pas certaine, p. ex. la perturbation des milieux récifaux.
<u>Certain</u>	La probabilité que ces impacts ne se produisent pas est nulle, p. ex. de petits déversements de produits pétroliers durant les activités de ravitaillement.

DEGRE DE CERTITUDE OU NIVEAU DE CONFIANCE DES PREVISIONS

Il est également nécessaire d'établir le degré de certitude ou le niveau de confiance associé à la prévision de la conséquence sur l'environnement d'un impact. Pour cette raison, une échelle du « niveau de confiance » est présentée qui décrit le niveau de confiance accordé par l'équipe chargée de la préparation du présent rapport à l'évaluation d'un impact donné.

Encadré 6: Niveaux de confiance utilisés dans la présente étude

<u>Absolu</u>	Certain à plus de 90% de la véracité d'un fait donné. Ce niveau de confiance nécessite une quantité considérable de données à l'appui du fait en question.
<u>Elevé</u>	Certain à plus de 70% d'un fait donné ou de la probabilité d'un impact donné.
<u>Moyen</u>	Certain à plus de 40% d'un fait donné ou de la probabilité d'un impact donné.
<u>Faible</u>	Certain à moins de 40% d'un fait donné ou de la probabilité d'un impact donné.

3.9.3 Evaluation de l'exutoire en mer – Composition physicochimique de l'effluent et impacts possibles

3.9.3.1 INTRODUCTION

Il existe un volume important d'information sur les quelques 1500 composés et éléments chimiques connus qui peuvent agir comme polluants dans le milieu marin (USEPA, 2004). Leurs impacts sur des organismes donnés dépendent de divers facteurs qui peuvent modifier les caractéristiques de la substance chimique en question. Il peut s'agir de facteurs très simples comme une variation de la température ambiante ou du pH de l'eau, mais également de facteurs tels que l'intervalle de tolérance d'un organisme donné à ces variations, la concentration du polluant et la durée d'exposition à ce dernier. De plus, l'impact de la pollution pourrait ne pas avoir d'incidence directe sur l'organisme ou la communauté, mais dépendre plutôt du devenir des polluants dans le milieu aquatique (figure 3.9-1). Par exemple, un constituant chimique tel que le zinc, un important micronutriment des plantes, ne constitue pas une menace pour ces producteurs primaires. Cependant, les algues absorbent cet élément qui, par le processus de la bioaccumulation, peut devenir toxique à un niveau trophique plus élevé (figure 3.9-1). A titre d'exemple, les poissons prédateurs qui se nourrissent de poissons herbivores accumulent du zinc dans leur foie ou leurs reins. Cette accumulation de zinc dans les organes d'un poisson a une incidence sur sa condition physique et sa capacité de reproduction. Une diminution du taux de reproduction entraîne une réduction de l'abondance d'une population donnée qui se traduit par une modification de la structure de la communauté (figure 3.9-1). A terme, la présence du polluant peut modifier la structure trophique de la communauté (p. ex. une réduction du nombre de prédateurs), ce qui entraîne une augmentation globale du nombre de poissons brouteurs. Le nombre accru de brouteurs augmente la pression sur les producteurs primaires et il en découle une réduction globale des ressources alimentaires. Le tout se traduit par une diminution de la biodiversité et une dégradation du milieu.

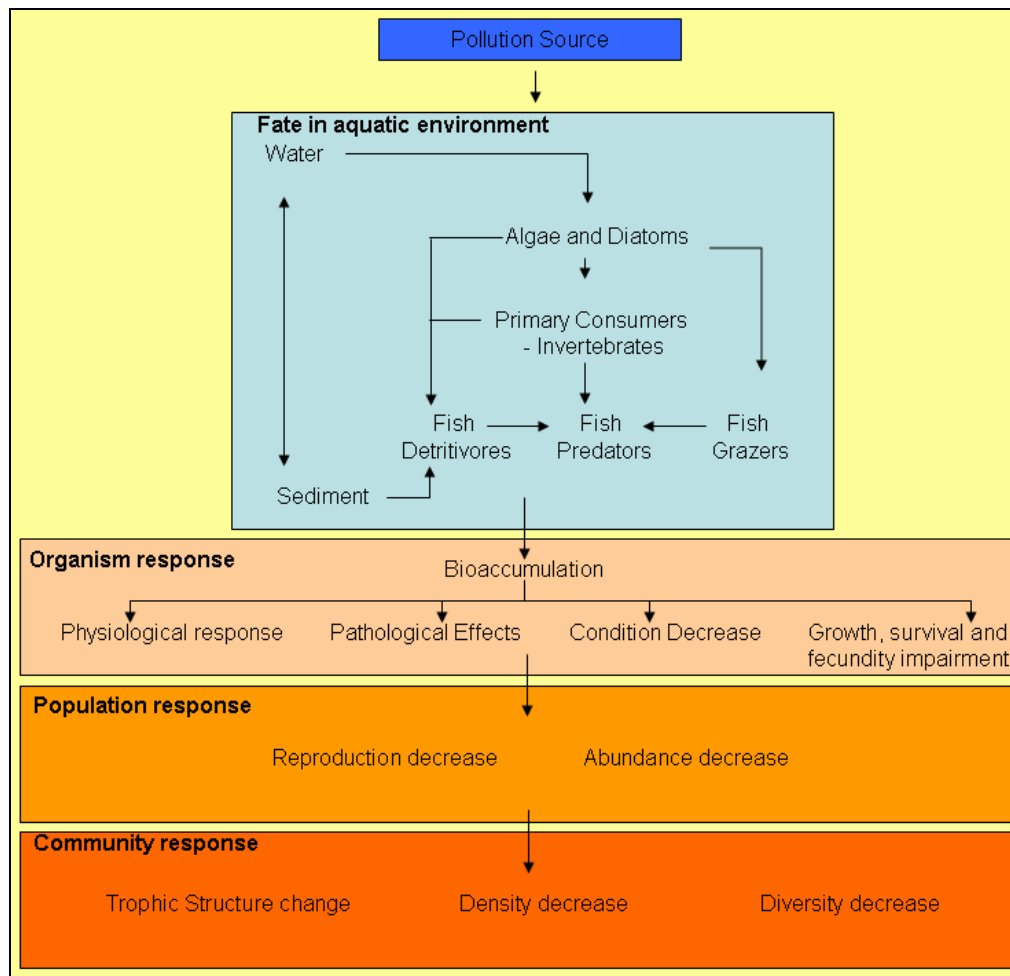


Figure 3.9-1 Représentation schématique de la source d'un polluant, du devenir de ce dernier dans le milieu marin et de sa bioaccumulation.

Légende:

Anglais	Français	Anglais	Français
Pollution Source	Source de pollution	Pathological Effects	Effets pathologiques
Fate in aquatic environment	Devenir dans le milieu aquatique	Condition Decrease	Dégradation de la condition physique
Water	Eau	Growth, survival and fecundity impairment	Dégradation de la croissance, la survie et la fécondité
Algae and Diatoms	Algues et diatomées	Population response	Réponse de la population
Primary Consumers – Invertebrates	Consommateurs primaires - Invertébrés	Reproduction decrease	Diminution de la reproduction
Fish Detritivores	Poissons détritivores	Abundance decrease	Diminution de l'abondance
Fish Predators	Poissons prédateurs	Community response	Réponse de la communauté
Fish Grazers	Poissons brouteurs	Trophic structure change	Modification de la structure trophique
Sediment	Sédiment	Density decrease	Diminution de la densité
Organism response	Réponse de l'organisme	Diversity decrease	Diminution de la diversité
Bioaccumulation	Accumulation biologique		
Physiological response	Réponse physiologique		

3.9.3.2 Nature de l'effluent de l'exutoire et milieu marin

L'effluent de l'exutoire proposé comprend de nombreux éléments présents à l'état naturel dans l'eau de mer (tableau 3.9-1). La modélisation de la dilution et de la sédimentation des constituants de l'effluent réalisée par PRDW (se reporter au volume J, annexe 10.1, pièce jointe 2) indique que les matières en suspension (MES), le manganèse et le sulfate ($S(SO_4)$) sont les seuls constituants dont les teneurs dépasseraient bien les concentrations naturelles ou les normes malgaches en matière de qualité de l'eau (tableau 3.9-1). Ces constituants devraient donc faire l'objet d'une dilution accrue au moment de leur rejet dans le milieu marin afin d'en réduire les impacts négatifs possibles. Par ailleurs, il s'agit d'un effluent qui flotte et qui se déplacera à la surface, ce qui en réduira les impacts sur la faune des zones plus profondes. Toutefois, si l'effluent n'est pas suffisamment dilué et s'accumule dans la partie supérieure de la colonne d'eau, il pourrait y avoir des impacts associés à la pénétration réduite des rayons solaires.

Un résumé des constituants qui pourraient avoir un impact sur le milieu marin est fourni dans la présente section. Il tient compte de toutes les variables connues et de tous les constituants de l'effluent de l'exutoire qui présentent un risque pour le milieu marin. Une discussion approfondie sur les MES, le manganèse et les sulfates est présentée vers la fin de la section. Le tableau 3.9-1 constitue également un résumé de l'impact possible de l'effluent de l'exutoire sur les trois principaux niveaux trophiques utilisés comme indicateurs dans la description de systèmes marins pollués dans la littérature internationale. La réponse des organismes ou des différents niveaux trophiques peut servir à l'établissement des valeurs guides recommandées aux fins de surveillance proactive et à long terme du milieu dans le cadre du projet (tableau 3.9-2).

LIMITES

Les chercheurs de l'Institut flamand de recherche technologique (*Flemish Institute for Technological Research* (VITO)) étudient la toxicologie du milieu marin depuis de nombreuses années. Leurs travaux ont démontré que les variations des conditions ambiantes limitent la capacité d'une évaluation des risques à circonscrire les relations de cause à effet associées aux contaminants dans le milieu (c.-à-d. l'eau et les sédiments). En recherche écotoxicologique, les réponses biotiques sont reliées aux concentrations quantitatives de contaminants qui, la plupart du temps, sont exprimées en terme de « concentrations élémentaires totales » et non en terme « d'espèces élémentaires », bien qu'il soit évident que le concept « d'espèces élémentaires » permette une meilleure compréhension de l'abondance et la distribution des polluants dans le milieu, ainsi que de leur biodisponibilité et leur toxicité pour les organismes aquatiques (y compris les humains). La persistance, la mobilité, la réactivité chimique et la dynamique de la sorption des contaminants dans l'eau sont régies par un éventail de paramètres physicochimiques (pH, température, matière organique, matières en suspension, etc.) qui en déterminent les effets au niveau de l'organisme. Dans le domaine de la toxicologie environnementale, les études sur l'évaluation de

l'impact des variations des paramètres physicochimiques sur la spéciation chimique des polluants qui, en bout de ligne, détermine la toxicité et la bioaccumulation de ces derniers dans les organismes vivants, méritent plus d'attention (VITO, 2005).

Il importe donc de savoir que l'évaluation qui suit est fondée sur l'information disponible et des lignes directrices générales basées sur les concentrations élémentaires totales présentées au tableau 3.9-1. Le résumé présenté ci-dessous repose sur des estimations à la fois de la qualité de l'eau actuelle selon la littérature publiée, et de la qualité de l'effluent. Une bonne compréhension de la variabilité de référence de la qualité de l'eau de la région est nécessaire à la prise en compte des effets réels de l'effluent sur le milieu. Il est alors possible d'établir les réactions que subit l'effluent après son introduction dans le milieu. Toutefois, aux fins du présent rapport, il ne s'agit pas là d'une préoccupation importante puisque la majorité des constituants qui pourraient être extrêmement toxiques ne sont présents qu'en faibles concentrations. Le promoteur, avec l'aide d'Aquaterre, a élaboré un programme de surveillance de la qualité de référence de l'eau, les stations de suivi ayant été sélectionnées de façon à correspondre aux sites de plongée du CES et de l'Institut de recherche océanographique (*Oceanographic Research Institute (ORI)*). Ce programme permettra de cerner les réponses biologiques actuelles et futures découlant des variations de la qualité de l'eau et d'aider à une meilleure compréhension de l'impact possible de l'effluent de l'exutoire en mer. Parmi les constituants préoccupants pour lesquels l'information disponible est limitée et qui devront être pris en compte figurent des éléments comme le cobalt.

Description des influences chimiques possibles de l'effluent de l'exutoire sur le biote

Changement de la température ambiante

Bien que la température de l'effluent proposé soit semblable à la température ambiante de l'océan (25 °C) dans la région (volume 1, annexe 10.2, pièce jointe 2), sa constance ne reflète pas les variations saisonnières de température éventuelles. Les invertébrés sont les organismes les plus vulnérables aux effets d'un régime de température constante, avec notamment comme effets observables des réponses physiologiques et reproductives des bivalves. Les cycles de reproduction des bivalves sont régulés par les variations saisonnières de la température ambiante. Parmi les réponses physiologiques figure la perte de la capacité de mouvement, effet qui touche également les anémones, en raison principalement de la dénaturation des tissus organiques chez ces deux groupes (Inchem, 2005).

Tableau 3.9-1 Valeurs cibles recommandées aux fins de la surveillance du milieu marin naturel.

Paramètre	Valeur cible recommandée et variation acceptable	Unité	Effluent dans l’océan, scénario du pire cas	Compo-sition de l’eau de mer ¹	Valeur limite malgache ²	Valeur générale de la Banque mondiale, 1998	Produc-teurs primaires	Consom-mateurs primaires	Consom-mateurs secondaires
pH	7,3 – 8,5		7 - 8		6 - 9	6 - 9		X	
Conductivité	200	µS/cm			200				
Dureté	-				180				
Température	± 10 °C	0C	25		30				
MES	Augmentation inférieure à 10% par rapport aux conditions ambiantes	mg/L	100		60	50	X		
Salinité	33 -36	ppk (parties par millier)	-	35	-	-	X	X	
Al	5	mg/L	<0,002	0,001	5			X	X
Sb	-	mg/L	<0,004	0,00033					
As	0,036	mg/L	<0,0005	0,0026	0,5	0,1	X	X	
Ba	100 – 550 µg/l – embryons de moule	mg/L	0,0025	0,021				X	
Be	-	mg/L	<0,0025	0,0000006					
Bi	-	mg/L	<0,0025	0,00002					
B	-	mg/L	<0,0025	4,45					
Cd	0,01	mg/L	<0,0005	0,00011	0,02	0,1		X	X
Ca	-	mg/L	225	411					
Cl	-	mg/L	6	19400					
Co	?	mg/L	0,03	0,00039					
Cu	0,05	mg/L	0,0045	0,0009		0,5	X	X	
CrT	0,08	mg/L	0,005	0,0002	2	0,5		X	X
F	-	mg/L	0,5	13		20			
Fe	10	mg/L	<0,0015	0,0034	10	3,5			
Pb	0,1	mg/L	<0,0025	0,00003	0,2	0,1	X	X	X
Li	-	mg/L	<0,0025	0,17					
Mg		mg/L	1025	1290					
Mn	-	mg/L	115	0,0004	5				
Hg	0,0025	mg/L	<0,0005	0,00015	0,005	0,01	X	X	X
Mo	-	mg/L	0,001	0,01					
Ni	0,25	mg/L	0,0415	0,0066	2	0,5		X	X
P	0,0001 – 0,001	mg/L	<0,015	0,088		2			
K	-	mg/L	0,215	392					
Sc	-	mg/L	5	<0,000004					
Se	0,007	mg/L	0,005		0,02	0,1		X	X
Na	-	mg/L	2,5	10800					
Si	-	mg/L	0,25	2,9					
SO ₄		mg/L	4750	--	250				
Te	-	mg/L	<0,05	--					
Th	-	mg/L							
V	0,001	mg/L	<0,001	0,0019					
Zn	0,25	mg/L	<0,001	0,005	0,5	2			

^(a) Le tableau indique également le niveau trophique le plus affecté par des changements de la concentration d'un constituant particulier, qui peut donc être utilisé comme indicateur de suivi.

Les espèces mobiles à l'âge adulte, telles que les poissons et crustacés, sont les moins sensibles aux variations de température puisqu'elles peuvent se déplacer vers des lieux plus propices ou développer, avec le temps, une tolérance au nouveau régime de température. Les variations de températures peuvent toutefois avoir une incidence sur la croissance et le succès de reproduction de ces deux groupes qui résulte en une diminution du nombre d'oeufs viables et des changements des taux de croissance. Par exemple, chez les crustacés, une augmentation de la température entraîne une diminution du taux de croissance (Inchem, 2005).

Variations de la salinité

La salinité désigne la teneur en sels dissous de l'eau de mer. Les organismes marins ont développé des mécanismes de régulation osmotique (par exclusion ou excrétion) des sels ioniques. La salinité moyenne estimée pour la plupart des océans est de 34 ppk à 35 ppk (partie par millier), la majorité des organismes marins pouvant tolérer des variations allant de 33 ppk à 36 ppk. Les régions tropicales présentent des taux d'évaporation plus élevés et devraient donc être caractérisées par des salinités moyennes plus élevées, de l'ordre de 35 ppk (DWAF, 1995).

Les producteurs primaires tels que les algues vertes (p. ex. *Ulva* spp.) sont les espèces les plus vulnérables à une diminution de la salinité, qui entraîne normalement une mortalité massive soudaine chez ces espèces. Les algues brunes et les algues rouges peuvent tolérer une diminution graduelle de la salinité, jusqu'à des valeurs de 15 ppk, sur de courtes périodes, avec des dommages osmotiques limités (DWAF, 1995).

Les consommateurs primaires sont moins vulnérables aux changements de salinité, la majorité de la littérature indiquant que les crevettes sont les plus susceptibles de subir un stress osmotique (Inchem, 2005). Des changements rapides de la salinité ambiante entraînent toujours une mortalité massive dans les bancs de crevettes des milieux assujettis à des apports soudains d'eau douce tels que les estuaires. Les poissons adultes (consommateurs primaires et consommateurs secondaires) disposent de meilleurs mécanismes de contrôle physiologique en réponse aux changements des conditions osmotiques, soit l'exclusion/l'excrétion d'ions (en cas d'augmentation de la salinité) ou l'excrétion active d'eau par le biais de la fonction rénale (en cas de diminution de la salinité) (figure 3.9-2). Une fois de plus, ce sont les œufs en développement, les embryons et les larves de ces consommateurs qui sont les plus vulnérables aux changements de salinité (DWAF, 1995).

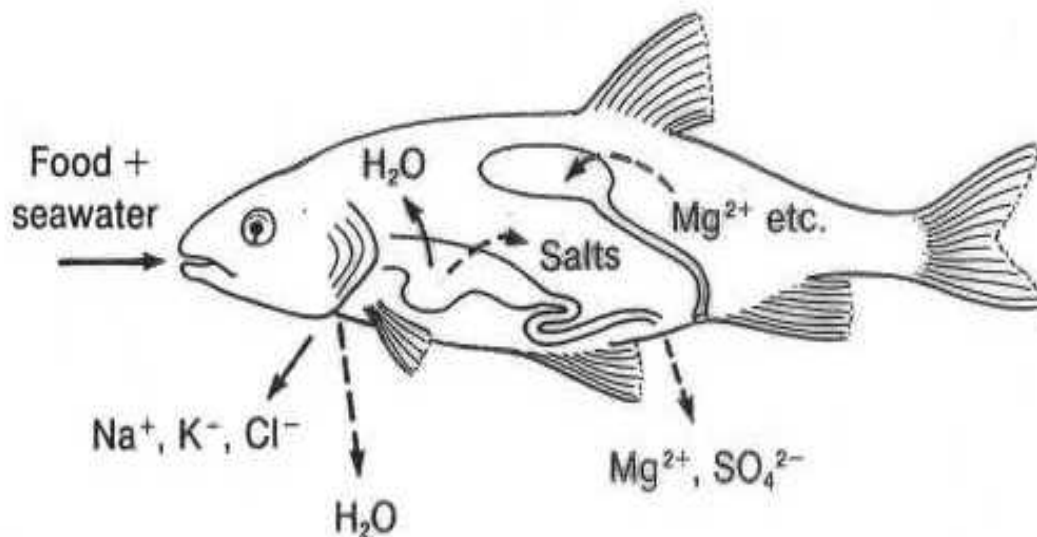


Figure 3.9-2 Mécanismes d'exclusion des sels des poissons téléostéens, soit par les ouïes, le système urinaire ou le système digestif. Image adaptée de Prosser, 1973.

Légende:

Anglais	Français
Food + seawater	Nourriture + eau de mer
Salts	Sels

Changements du pH

Le pH de l'eau de mer se situe entre 8 et 9, la plupart des lignes directrices indiquant que la fourchette de variation acceptable est de 7,3 à 8,2. Il est prévu que le pH de l'effluent de l'exutoire soit neutralisé à une valeur de 8 pendant toute la durée du projet. Il s'agit de la valeur optimale en ce qui concerne la croissance de la plupart des producteurs primaires, tandis que la fourchette de variation mentionnée dans les lignes directrices convient aux adultes, oeufs et larves des consommateurs primaires et secondaires. Les mollusques, des organismes à coquilles tels que les moules, les huîtres et les anatifes, constituent la seule exception à cette règle. Si le pH de l'eau de mer est inférieur à 8, la majeure partie de la coquille externe de ces espèces commence à se dissoudre, les rendant ainsi plus sujets à la maladie et à la prédation (DWAF, 1995).

Aluminium

La spéciation de l'aluminium en fonction du pH est particulièrement préoccupante. A fortes concentrations, l'aluminium devient toxique pour les organismes aquatiques des eaux acidifiées. Une chute du pH sous une valeur de

4 entraîne la libération, sous forme soluble ($\text{Al}(\text{H}_2\text{O})^{3+}$), de l'aluminium (Al^{3+}) contenu dans les sédiments (Sharma, 2003). Cependant, différentes formes solubles sont toxiques pour le biote aquatique et peuvent être transmises au réseau trophique élargi, devenant, par le biais de la bioaccumulation et de la bioamplification, de plus en plus toxiques pour d'autres types d'organismes. Les formes les plus toxiques d'aluminium connues sont les formes aqueuses d'hydroxy-Al [Al^{3+} , AlOH^{2+} and $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$], mais des agents de complexation tels que des acides organiques et des fluorures (Al-Org et Al-F) se lient à ces formes toxiques et en réduisent la toxicité globale (Sharma, 2003).

Les ouïes, le squelette, les reins, le foie et les muscles sont les principaux organes cibles de la toxicité à l'aluminium. La réponse des organismes est immédiate et consiste en des troubles respiratoires, rénaux et hépatiques, suivis d'anomalies de croissance du squelette. Bien que la relation entre l'aluminium et la toxicité soit bien comprise, des travaux de recherche plus poussés sont nécessaires sur les mécanismes qui permettent à l'aluminium d'exercer ses propriétés toxiques (Inchem, 2005). Quoi qu'il en soit, il est clair que la neutralisation de l'acide de l'effluent revêt une importance capitale, et l'adjonction de chaux (basique) est un des moyens suggérés pour réduire la toxicité de l'aluminium (Sharma, 2003). La concentration moyenne d'aluminium dans l'eau de mer est d'environ 0,001 mg/L. La concentration en aluminium de l'effluent s'approchera de cette valeur ($< 0,002$ mg/L) et sera de beaucoup inférieure à la valeur limite malgache de 5 mg/L, de sorte que l'aluminium contenu dans l'effluent ne posera aucun risque pour le milieu marin. La valeur limite malgache est donc adoptée aux fins de la surveillance future de l'effluent.

Arsenic

L'arsenic est un métalloïde (présente des propriétés semblables à celles des métaux) présent sur terre à l'état naturel en faibles concentrations. Il se trouve dans le sol et les minéraux et peut être introduit dans l'air et dans l'eau par le biais des poussières soulevées par le vent et du ruissellement (Allen, 2005).

L'arsenic ne se convertit pas facilement en produits volatiles ou solubles dans l'eau. Il est naturellement mobile, de sorte que de fortes concentrations en un endroit donné sont peu probables (Inchem, 2005).

Les plantes absorbent facilement l'arsenic, jouant ainsi un rôle de bioconcentrateurs qui, à long terme, exposent les consommateurs primaires à des risques de défauts génétiques, alors que les consommateurs secondaires sont exposés à des risques de dommages des tissus nerveux et de mortalité s'ils consomment de grandes quantités de proies (Allen, 2005). La plupart des algues se développent normalement en présence de concentrations d'arsenic de l'ordre

de 0,19 mg/L à 100 mg/L. Toutefois, l'exposition répétée à des concentrations supérieures à 0,19 mg/L entraîne une diminution de la capacité de reproduction des plantes et de la viabilité des spores de reproduction. L'exposition répétée à de telles concentrations d'arsenic présente également des risques pour les consommateurs primaires. Ainsi, une exposition de 96 h entraîne, chez toutes les espèces de mollusques étudiées, une mortalité de 50% (DWAF, 1995). Pour ce qui est des consommateurs secondaires, les vers polychètes, les copépodes et les mysidacés peuvent tolérer de fortes concentrations d'arsenic allant jusqu'à 500 mg/L. Par contre, les vertébrés montrent de forts taux de mortalité à des concentrations aussi faibles que 7 mg/L pour une exposition de 96 h. Une exposition plus longue entraîne, avec le temps, des anomalies de croissance (DWAF, 1995). Si l'établissement des valeurs guides aux fins de la surveillance fait ressortir la variabilité des valeurs limites à l'échelle internationale, la concentration en arsenic de l'effluent de l'exutoire ($< 0,0005$ mg/L) est inférieure aux limites de toutes ces lignes directrices, ainsi qu'à la teneur naturelle en arsenic de l'eau de mer (0,0026 mg/L). Il est donc recommandé d'utiliser la plus faible valeur de précaution de l'USEPA, soit 0,036 mg/L, aux fins de la surveillance.

Cadmium

Le cadmium est principalement présent à l'état naturel dans la croûte terrestre et il est toujours combiné au zinc. Les effets néfastes du cadmium se limitent principalement aux consommateurs primaires et secondaires, les plantes ne présentant aucun symptôme connu pouvant être lié à cet élément (DWAF, 1995). Dans les écosystèmes aquatiques, la bioaccumulation du cadmium est possible dans les moules, les huîtres, les crevettes, les homards et les poissons. La vulnérabilité au cadmium de différents organismes aquatiques varie considérablement. Par exemple, les organismes marins présentent une plus grande résistance à l'empoisonnement au cadmium que les organismes d'eau douce (Inchem, 2005). Chez les organismes plus complexes, le cadmium est d'abord transporté par le sang vers le foie, où il se lie à des complexes protéiques. Il est ensuite transporté vers les reins, où il s'accumule et cause des dommages aux mécanismes de filtration qui provoquent l'excrétion de protéines et de sucres essentiels, causant ainsi d'autres dommages aux reins (DWAF, 1995). La plupart des études sur la concentration létale 50 (CL₅₀) indiquent que le cadmium a un effet néfaste sur la santé des organismes vivants à partir de concentrations allant de 0,001 mg/L à 0,004 mg/L, qui se caractérise par un stress physique (troubles respiratoires et rénaux) puis, dans la plupart des cas soumis aux essais, la mort après une exposition de 96 h (DWAF, 1995). Une valeur guide de 0,01 mg/L est recommandée aux fins de la surveillance. La concentration du cadmium dans l'effluent de l'exutoire est estimée à $< 0,0005$ mg/L, une valeur bien en deçà des valeurs de toutes les lignes directrices, et ne pose donc aucun risque pour le milieu marin.

Chrome

Les dangers pour la santé associés à l'exposition au chrome dépendent de l'état d'oxydation de ce dernier. Il existe plusieurs formes de chrome dont les effets sur les organismes vivants diffèrent. Le chrome entre dans l'air, l'eau et les sédiments sous forme trivalente (CrIII) et hexavalente (CrVI) par des processus tant naturels qu'anthropiques (Allen, 2005).

La forme métallique du chrome (comme il se présente dans l'effluent) montre une faible toxicité, alors que la forme hexavalente est hautement toxique. Selon la liste du Programme national de toxicologie des Etats-Unis (*National Toxicology Program* (NTP)), les données concernant les propriétés cancérogènes du chrome et de la plupart des composés de chrome trivalent chez les animaux de laboratoire n'ont pas fait l'objet de preuves suffisantes (Inchem, 2005).

Le chrome ne s'accumule pas dans le corps des poissons, mais de fortes concentrations de chrome associées au rejet de produits métalliques dans l'eau peuvent causer des dommages aux ouïes des poissons se trouvant à proximité du lieu d'élimination. Le chrome peut causer des troubles respiratoires, une diminution des réponses immunitaires, des anomalies congénitales, l'infertilité et la formation de tumeurs. L'effet du chrome sur les producteurs primaires n'est pas connu, mais des concentrations de 0,008 mg/L à 2 mg/L ont un impact sur les niveaux trophiques plus élevés (DWAf, 1995). La concentration prévue du chrome dans l'effluent sera inférieure à ces valeurs, soit de l'ordre de 0,005 mg/L.

Cuivre

Le cuivre est également présent à l'état naturel dans l'environnement, où il se disperse par le biais de phénomènes naturels. Les poussières soulevées par le vent, la végétation en décomposition, les feux de forêts et les embruns marins sont autant d'exemples de sources de cuivre naturelles (Allen, 2005).

Quand le cuivre se dépose avec des sédiments, il se lie fortement à des matières organiques et des minéraux. Il n'est toutefois pas facilement libéré dans le milieu et s'accumule donc dans les plantes et animaux. Une forte concentration de cuivre dans le milieu aquatique inhibe la croissance et la production de sporophytes chez les algues. De nombreuses références dans la littérature indiquent qu'un nombre élevé de consommateurs primaires et secondaires présentent une perte des mouvements musculaires lorsqu'ils sont exposés à de faibles concentrations, voire de la mortalité à de plus fortes concentrations (> 0,05 mg/L) sur de longues périodes (c.-à-d. > 96 h; DWAf, 1995). Une valeur guide de 0,05 mg/L est donc recommandée aux fins de la surveillance. Les concentrations de cuivre dans l'effluent ne dépasseront pas 0,0045 mg/L.

Plomb

Le plomb est un métal blanc bleuâtre et brillant. L'accumulation de plomb dans l'environnement est généralement due à l'activité humaine. L'adjonction de plomb aux produits pétroliers a entraîné la création d'un cycle non naturel du plomb.

La bioaccumulation du plomb se produit dans le corps des organismes benthiques et planctoniques, y compris le phytoplancton. Le plomb fait rapidement entrave aux processus physiologiques, inhibant la croissance et la vigueur reproductrice en réduisant l'activité enzymatique (DWAF, 1995). Des concentrations supérieures à 0,1 mg/L ont un impact sur la santé de tous les niveaux trophiques. Cette valeur, supérieure à la concentration de l'effluent (< 0,0025 mg/L) est donc recommandée comme valeur guide aux fins de la surveillance

Mercure

Le mercure est le seul métal commun qui se présente sous forme liquide à température ambiante. Il se retrouve très rarement à l'état libre dans la nature, où il est généralement présent sous forme de sels. Les sels de mercure les plus importants sont le dichlorure de mercure, HgCl_2 (corrosif et extrêmement toxique), le dichlorure de dimercure, Hg_2Cl_2 (le calomel, encore utilisé en médecine, à l'occasion), le fulminate de mercure (II), $\text{Hg}(\text{ONC})_2$ (un détonateur utilisé dans les explosifs), et le sulfure de mercure, HgS (le vermillon, un pigment de peinture haut de gamme).

Des eaux acides peuvent contenir d'importantes quantités de mercure. A des pH de 5 à 7, le mercure est aisément libéré des sédiments, et des microbes le convertissent en méthylmercure, une substance qui est rapidement absorbée par la plupart des organismes et dont on sait qu'elle cause des lésions nerveuses. Les poissons absorbent aisément de grandes quantités de méthylmercure, qui s'accumule dans les principaux organes (OMS, 2004), entraînant des troubles rénaux, de l'estomac, intestinaux, ainsi que l'infertilité et des modifications génétiques (Allen, 2005).

Les niveaux de tolérance au mercure pour tous les niveaux trophiques sont faibles, les effets toxiques les plus aigus se manifestant chez les organismes soumis à des concentrations de l'ordre de 0,003 mg/L à 0,1 mg/L (OMS, 2004; DWAF, 1995). Une valeur guide de 0,0025 mg/L est donc recommandée aux fins de la surveillance. Les concentrations prévues du mercure dans l'effluent sont inférieures à 0,0005 mg/L et ne devraient donc poser aucun risque.

Nickel

Le nickel apparaît sous forme combinée au soufre dans la millérite, à l'arsenic dans la nickéline, et à la fois à l'arsenic et au soufre dans la gersdorffite. La majorité des composés de nickel libérés dans le milieu sont adsorbés sur des particules de sédiments et deviennent ainsi immobiles. Si ces sédiments sont ensuite acidifiés, le nickel adsorbé est libéré. Peu d'information est disponible concernant les effets du nickel sur les organismes vivants, mais on sait que de fortes concentrations de nickel dans les systèmes aquatiques réduisent les taux de croissance des algues (Inchem, 2005). La présence de nickel entraîne également une diminution du taux de croissance des microbes, bien que ces derniers puissent ensuite développer une tolérance.

Le nickel est un élément essentiel pour les vertébrés, mais devient rapidement toxique à des concentrations supérieures aux valeurs limites acceptables. Divers types de cancers et de tumeurs ont été attribués à une exposition à long terme au nickel. Toutefois, ce métal ne semble pas s'accumuler dans les plantes, ni les animaux, de sorte qu'il ne fait pas l'objet d'une bioamplification dans la chaîne alimentaire. Peu d'information existe sur les niveaux de tolérance au nickel des espèces marines, mais la plupart des lignes directrices internationales indiquent une limite acceptable inférieure à 0,25 mg/L pour les eaux marines. La concentration en nickel prévue de l'effluent de l'exutoire, inférieure à 0,0415 mg/L, ne devrait donc poser aucun risque.

Sélénium

Le sélénium est plutôt immobile dans les sédiments anoxiques et ne se dissout pas dans l'eau, de sorte qu'il ne présente pas un risque important pour les organismes vivants. L'augmentation de la teneur en oxygène et de l'acidité des sédiments entraîne la libération du sélénium. Son comportement dépend alors fortement de ses interactions avec d'autres composés, selon les conditions environnementales (Inchem, 2005). Certaines données indiquent que la bioaccumulation du sélénium dans les tissus organiques est possible et entraîne son entrée dans la chaîne alimentaire. Habituellement, cette bioamplification du sélénium débute quand des animaux consomment de vastes quantités de plantes. Les impacts les plus importants sur les organismes vivants de concentrations élevées de sélénium sont l'infertilité et des anomalies congénitales (Allen, 2005). Des effets chroniques ne sont observés chez les consommateurs qu'en cas d'expositions prolongées à des concentrations supérieures à 0,1 mg/L (USEPA, 2004). Ainsi, l'approche prudente recommandée par l'USEPA est une concentration maximale de sélénium de 0,007 mg/L, la concentration de l'effluent étant inférieure (0,005 mg/L) à cette limite.

Matières en suspension et turbidité

La turbidité est une mesure de l'atténuation de la lumière dans une colonne d'eau et peut être causée par les propriétés d'absorption de la lumière de l'eau, le plancton, les matières particulaires en suspension et les colorants dissous. La turbidité est principalement attribuable aux matières particulaires en suspension (ou matières en suspension; Cole *et al.* 1999) introduites dans le milieu marin depuis diverses sources, à savoir (Parr *et al.* 1998):

- l'érosion du sol et des terres
- la remise en suspension de sédiments (notamment par le dragage)
- le rejet d'effluent
- l'action du phytoplancton
- la floculation chimique à l'interface eau douce - eau salée dans les estuaires.

La turbidité est donc généralement considérée comme représentant une mesure de la concentration des matières en suspension dans un plan d'eau et fournit une indication des niveaux de MES dans le système. Bien qu'une augmentation de la turbidité ne soit généralement pas toxique, elle peut avoir des impacts directs et indirects sur le milieu marin. Une description de certains de ces impacts en termes d'impacts potentiels sur les pêches en mer dans les environs de Toamasina, est présentée ci-dessous.

Les communautés de macroalgues et d'autres plantes aquatiques dans les zones sublittorale et intertidale le long de la côte constituent d'importants habitats et refuges pour les communautés d'invertébrés (Cole *et al.*, 1999). Des études indiquent que de fortes turbidités entraînent une diminution des taux de croissance, de la population sur pied et de la profondeur de la colonisation des macrophytes (Parr *et al.*, 1998). De telles conditions peuvent, à terme, se traduire par une réduction de la disponibilité des habitats et refuges convenables pour les individus juvéniles d'espèces invertébrées et vertébrées. Dans la région de Toamasina, l'estuaire de l'Ivondro joue un important rôle en tant qu'aire de croissance pour les espèces commerciales de crevettes. Tout impact sur la disponibilité et l'étendue de ce type d'habitat pourrait avoir de graves répercussions environnementales et économiques sur les stocks de crevettes.

L'augmentation de la turbidité associée à une augmentation des matières en suspension peut avoir une incidence sur les populations de poissons. Les impacts d'intensité la plus forte associés à des niveaux de turbidité accrus et élevés sont la diminution de la nourriture disponible, le blocage des branchiospines et des lamelles branchiales des poissons par les matières particulaires (Cole *et al.*, 1999) et la visibilité réduite des prédateurs et espèces piscivores visuels (De Robertis *et*

al., 2003). Une réduction de la biomasse du phytoplancton peut également découler de la pénétration et de la disponibilité réduites de lumière. Le mouvement des particules dans la colonne d'eau peut avoir des effets néfastes sur le zooplancton (Cole *et al.*, 1999). Une diminution de l'abondance de ces deux constituants de l'écosystème marin peut se traduire par une réduction globale de la nourriture disponible aux poissons planctonivores. Des teneurs élevées en matières en suspension peuvent également avoir une incidence sur les proies invertébrées benthiques puisque de fortes augmentations des teneurs en particules organiques et inorganiques peuvent surcharger le processus d'alimentation, causer des dommages aux organes alimentaires ou provoquer l'étouffement de ces organismes (Cole *et al.*, 1999). Les changements dans la distribution et l'abondance de ces espèces associés à la présence de l'exutoire proposé pourraient provoquer d'importants changements dans la distribution et l'abondance de certaines espèces de poissons importantes pour la pêche locale.

Il a également été démontré que les poissons piscivores sont plus sensibles à de fortes turbidités. Des études ont en effet démontré qu'une augmentation de la turbidité peut entraîner une diminution des capacités de détection et de capture de proies par des prédateurs visuels (De Robertis *et al.*, 2003). Ces diminutions sont principalement dues à la visibilité réduite découlant de l'augmentation des matières en suspension et de la protection visuelle qui en découle pour les proies.

Il importe toutefois de noter que les impacts susmentionnés ne devraient se manifester que dans des conditions de très fortes turbidités et teneurs en matières en suspension. De faibles augmentations de la turbidité pourraient avoir des effets positifs sur l'écologie marine. A titre d'exemple, une faible augmentation de la teneur en matières en suspension dans la colonne d'eau pourrait accroître la quantité de nourriture disponible aux organismes filtreurs. Cet effet dépend toutefois en bonne partie de la qualité et de la composition des matières en suspension. Une augmentation des matières particulaires de faible valeur nutritive peut se traduire, pour les organismes filtreurs, par une plus grande dépense d'énergie associée au filtrage d'un nombre accru de particules, pour un faible apport énergétique global (Cole *et al.*, 1999). En plus de servir de source alimentaire pour les organismes filtreurs, les eaux turbides fournissent également aux petits poissons une protection accrue contre les prédateurs visuels en raison de la réduction de la visibilité et de la distance de perceptibilité.

Manganèse

Le manganèse est un nutriment essentiel pour les microorganismes, les plantes et les animaux (Underwood, 1977), qui l'assimilent et l'utilisent activement. Il n'est pas présent dans la nature sous forme métallique, mais constitue plutôt un composé d'autres minéraux tels que des sulfures, oxydes, carbonates, silicates, phosphates et borates (NAS, 1973, dans OMS, 2004). Les principales sources

anthropiques de manganèse dans l'environnement comprennent les rejets d'eaux usées municipales, les boues d'épuration, l'exploitation minière et le traitement de minerais (de nickel, en particulier), les émissions provenant de la production d'alliages, d'acier et de fer, la combustion de produits pétroliers fossiles et, dans une moindre mesure, les émissions provenant de la combustion d'additifs pour produits pétroliers (OMS, 2004).

Bien qu'il s'agisse d'un nutriment essentiel, le manganèse n'est nécessaire que jusqu'à un certain niveau de concentration, appelée limite de carence, au-delà de laquelle il devient toxique (OMS, 2004). Il a été démontré que des carences en manganèse limitent la croissance du phytoplancton marin (Huntsman et Sunda, 1980) et que, si certains organismes aquatiques de niveaux trophiques inférieurs montrent une bioaccumulation ou bioconcentration importante (OMS, 2004), les poissons ne semblent pas accumuler le manganèse dans la même mesure (Ichikawa, 1961). L'assimilation du manganèse par les invertébrés aquatiques et les poissons augmente de manière significative avec une augmentation de la température (Miller et al. 1980) et une diminution de la salinité, alors qu'elle diminue en fonction du pH (Rouleau *et al.*, 1996).

Les concentrations de manganèse dans l'eau de mer libre vont de 0,4 µg/l à 10 µg/l (USEPA, 1984; Zeri *et al.*, 2000). Plusieurs essais de toxicité ont été menés sur différentes espèces d'algues et d'invertébrés marins, portant sur des sels de Mn(II) solubles plutôt que du manganèse colloïdal, particulaire ou complexé (OMS, 2004). On estime cependant que la toxicité des métaux liés sous ces formes est probablement inférieure à celle des ions aqueux de manganèse (OMS, 2004). Toutefois, bien que le manganèse sous forme liée puisse être relativement peu toxique, sa présence pourrait entraîner une augmentation de la toxicité d'autres métaux présents sous ces états, compliquant ainsi l'interprétation de la toxicité.

Les essais visant à déterminer la CL₅₀ sont souvent menés à des concentrations extrêmement élevées de substance toxique afin de provoquer une réaction observable, et sur différentes périodes d'exposition, ce qui complique la comparaison directe des résultats de différentes études. Plusieurs résultats d'essais de toxicité à court terme sont néanmoins présentés ci-dessous à titre informatif. Des essais de toxicité sur des microalgues marines ont indiqué des valeurs de CL₅₀ allant de 1,5 mg/L (diatomées) à 50 mg/L (algues vertes), alors que les concentrations toxiques pour les invertébrés marins vont de 5,2 mg/L (oursins) à 300 mg/L (myes). Il est à noter que ces concentrations sont associées à une exposition à court terme et que des concentrations toxiques probablement beaucoup plus faibles sont associées à des expositions chroniques ou à long terme.

Il existe peu de littérature qui décrit les effets toxiques réels du manganèse sur différents types d'organismes. On sait toutefois que, chez les algues, le manganèse est cause de carences en fer qui inhibent la synthèse de la chlorophylle (Csatorday *et al.*, 1984), en plus d'accroître la toxicité d'autres métaux.

Aucune valeur de la CL₅₀ pour des espèces de poissons marins n'est disponible, mais les valeurs de la CL₅₀ pour des poissons d'eau douce vont de 2,4 mg/L à 3350 mg/L. Contrairement à de nombreux invertébrés benthiques, les poissons sont très mobiles et s'éloigneront probablement des zones où ils sont assujettis à des stress physiologiques. L'exposition des poissons d'eau douce à des concentrations plus faibles de manganèse pendant une période de 96 h n'a entraîné aucune mortalité. Des diminutions significatives du nombre de globules rouges, de la concentration d'hémoglobine, du volume cellulaire moyen, de l'hématocrite et du nombre de leucocytes ont toutefois été observées (Wepener, 1992). La diminution du nombre de globules rouges et de l'hématocrite est le résultat de l'hémorragie interne découlant possiblement de la nécrose des muqueuses intestinales et des reins. Des signes d'anémie ont également été notés. La diminution du volume cellulaire moyen est le résultat de la libération de globules rouges immatures découlant de l'hémorragie. Ces résultats témoignent des graves conséquences de l'exposition à long terme des poissons au manganèse. Il a également été démontré que le manganèse est toxique aux stades embryonnaires des oeufs de poissons, entraînant une mortalité accrue (Lewis, 1976), ainsi que la maladie de la coquille des crabes et des dépôts sur les branchies des homards (OMS, 2004).

Une approche probabiliste a été utilisée pour établir des valeurs guides concernant les niveaux de toxicité du manganèse. Pour le manganèse, une valeur guide globale de 0,3 mg/L devrait assurer la protection de 95% des espèces marines, pour un niveau de confiance de 50% (OMS, 2004). Le fait que la concentration en manganèse du rejet d'effluent sera beaucoup plus importante que cette valeur guide est donc préoccupant. Pour respecter cette valeur, l'effluent devrait être dilué 330 fois, ce qui n'est possible qu'à des distances importantes, soit de beaucoup supérieures à 10 km par rapport au diffuseur. Par contre, il est probable que le manganèse ne restera pas dans la colonne d'eau très longtemps, mais précipitera. Il a été démontré que le manganèse est présent en quantités appréciables dans les sédiments estuariens et marins dans des régions où sa concentration dans la colonne d'eau est très faible (Sadiq, 1992). Des concentrations relativement faibles de manganèse dans la colonne d'eau associées à de concentrations plus importantes sur le fond marin indiquent que l'excédent de manganèse précipite et se dépose dans les sédiments (Sadiq, 1992). En ce qui concerne l'exutoire proposé, il est donc très difficile d'évaluer les répercussions du rejet d'effluent sur la pêche locale. Une meilleure compréhension des effets toxiques de l'effluent nécessiterait la réalisation d'essais d'exposition chronique sur des espèces marines locales

provenant de différents niveaux trophiques. Les résultats de la modélisation effectuée par PRDW indiquent que les concentrations en manganèse de l'effluent de l'exutoire ne persisteraient que pendant une période de 6,9 h. La littérature indique que ces concentrations ne seraient problématiques que si les périodes de forte concentration duraient pendant plus de 48 h, ce qui n'est pas le cas pour le projet. Compte tenu de la conception et de la longueur de la conduite de l'exutoire, le manganèse ne posera pas de risque, puisque une dilution rapide est possible.

Sulfate

Les connaissances concernant le devenir exact du sulfate ($S(SO_4)$) dans les écosystèmes marins sont limitées. Aucun effet n'est connu et aucune valeur limite n'a été établie pour des systèmes naturels, à l'exception de la concentration cible de 250 mg/L établie par l'USEPA pour l'utilisation humaine. On ne sait pas si la valeur limite malgache est fondée sur cette valeur ou sur des essais écotoxicologiques vérifiables. Des essais effectués sur des organismes d'eau douce ont indiqué des valeurs limites de tolérance extrêmement élevées chez divers producteurs primaires et consommateurs (Allen, 2005).

Il est toutefois difficile de savoir comment le sulfate réagira dans le milieu marin et s'il formera des complexes. Un examen plus approfondi du sulfate et de ses effets sur les organismes marins est donc recommandé.

Surveillance

En cas de dépassement des estimations prudentes prévues par la modélisation, l'exutoire proposé pourrait avoir des impacts dont la conséquence sur l'environnement est élevée en ce qui concerne la plupart des formes de vie marines de la région. Comme mentionné ci-dessus, divers éléments peuvent s'avérer toxiques même s'ils ne sont pas présents en concentrations extrêmes. La mise en oeuvre d'un programme de surveillance des milieux biologiques et de la qualité de l'eau de mer est donc planifiée.

Les deux principaux aspects associés à l'opération de l'exutoire qui devront faire l'objet d'une surveillance sont les matières en suspension (la turbidité) et les changements de la qualité de l'eau.

Surveillance des matières en suspension

Diverses techniques d'échantillonnage peuvent être utilisées pour la surveillance des panaches de turbidité associés aux pratiques d'élimination, dont l'échantillonnage *in situ*, la surveillance acoustique, la télédétection et l'utilisation de traceurs colorants (Puckette, 1998). Toutes ces techniques ont été évaluées par Probyn (2000) et, à la lumière de cette évaluation, il est

recommandé d'utiliser une approche de prélèvement *in situ* d'échantillons d'eau pour la détermination des teneurs en MES. Durant l'opération, tous les sites de suivi et de référence feront l'objet de prélèvements suivant une fréquence préétablie.

Surveillance de la qualité de l'eau

Afin de mesurer les changements de la qualité de l'eau à l'échelle régionale, la méthode d'échantillonnage actuellement employée pour évaluer les valeurs guides de l'étude doit être maintenue pendant la phase d'opération. A l'heure actuelle, l'accent est mis sur l'échantillonnage des eaux des récifs et de leurs environs (sites de référence), mais une fois que les opérations auront débuté, des échantillons d'eau seront également prélevés dans la zone de l'exutoire.

Le tableau 3.9-2 présente un résumé des valeurs cibles recommandées en matière de qualité de l'eau, établies à la lumière des impacts connus des différents constituants de l'effluent sur la vie marine. Bien que ces valeurs reposent en bonne partie sur les lignes directrices malgaches en matière de qualité de l'eau, des normes internationales ont été retenues dans les cas où ces dernières étaient plus strictes. Elles ont été sélectionnées en fonction d'un organisme sensible présent dans la région de Toamasina. Les niveaux trophiques indiqués au tableau 3.9-2 devraient faciliter la sélection d'organismes indicateurs convenables qui sont suffisamment sensibles à un constituant donné de l'effluent et peuvent s'insérer dans un programme de surveillance du milieu biologique. Parmi les espèces qui font souvent l'objet d'une surveillance dans le cadre de tels programmes figurent les algues, les moules et les poissons de récif territoriaux. Les sites sélectionnés à Nosy Faho et au Grand récif se prêtent particulièrement bien à la surveillance à long terme.

Tableau 3.9-2 Valeurs cibles recommandées aux fins de la surveillance du milieu marin

Paramètre	Valeur cible recommandée et variation acceptable	Unité	Producteurs primaires	Consom-mateurs primaires	Consom-mateurs secondaires
pH	7,3 – 8,5			X	
Conductivité	200	µS/cm			
Dureté	-				
Température	± 10	°C			
MES	Augmentation inférieure à 10% par rapport aux conditions ambiantes	mg/L	X		
Salinité	33 -36	ppk	X	X	
Al	5	mg/L		X	X
Sb	-	mg/L			
As	0,5	mg/L	X	X	
Ba	100 – 550 µg/l – embryons de moule	mg/L		X	
Be	-	mg/L			
Bi	-	mg/L			
B	-	mg/L			
Cd	0,02	mg/L		X	X
Ca	-	mg/L			
Cl	-	mg/L			
Co	5% à 10 % de variation par rapport à la valeur de référence	mg/L			
Cu	0,5	mg/L	X	X	
CrT	0,08 – 0,5	mg/L		X	X
F	20	mg/L			
Fe	3,5	mg/L			
Pb	0,1	mg/L	X	X	X
Li	-	mg/L			
Mg		mg/L			
Mn	5	mg/L			
Hg	0,005	mg/L	X	X	X
Mo	-	mg/L			
Ni	0,25	mg/L		X	X
P	2	mg/L			
K	-	mg/L			
Sc	-	mg/L			
Se	0,02	mg/L		X	X
Na	-	mg/L			
Si	-	mg/L			
SO ₄	250	mg/L			
Te	-	mg/L			
Th	-	mg/L			
V	0,001	mg/L			
Zn	0,5	mg/L			

^(a) Le tableau indique également le niveau trophique le plus affecté par des changements de la concentration d'un constituant particulier, qui peut donc être utilisé comme indicateur de suivi.

3.9.4 Evaluation des impacts de l'exutoire en mer

3.9.4.1 Enjeux clés - Construction de la conduite de rejet de l'effluent

Enjeu: Impacts sur le milieu littoral

Impact 1: Augmentation de la turbidité associée à la construction

La construction nécessitera l'enfouissement de la conduite de rejet de l'effluent au-dessus de la laisse de haute mer, ainsi que son immersion dans les sédiments sous la laisse de basse mer, sur une courte distance. Cela nécessitera des activités de terrassement à l'aide de machinerie lourde le long des habitats de plage de sable et entraînera la remise en suspension de sédiments sous-marins lors de l'utilisation d'un jet d'eau afin d'enfouir la conduite à la profondeur requise. Ces activités causeront une augmentation de la turbidité durant la phase de construction. Une turbidité accrue peut avoir une incidence sur les organismes marins en limitant la pénétration de la lumière et en causant l'étouffement de petits organismes sessiles lors du dépôt des particules remises en suspension. Ces effets entraîneront une réduction de l'abondance des organismes dont se nourrissent les espèces plus grandes ciblées par les pêcheurs locaux. L'augmentation de la turbidité peut également causer le déplacement de poissons vers des zones éloignées de la zone de construction.

Mesures d'atténuation

L'empreinte au sol de la conduite doit être minimisée autant que possible. L'exutoire sera assemblé à terre puis remorqué en mer, rempli d'eau et déposé sur le fond marin. Durant l'élaboration de la conception technique détaillée de l'exutoire, le concepteur devra décider si la conduite sera installée dans une tranchée et enfouie sur toute sa longueur ou si la section en mer peut être exposée sur le fond marin. Dans le premier cas, le choix de la profondeur d'enfouissement et de tout recouvrement de protection installé éventuellement sur la conduite doit être conçu pour garantir une certaine stabilité afin de lutter contre l'affouillement et la liquéfaction sous les charges de conception. Dans le second cas, le poids de la conduite devra être suffisant pour demeurer stable dans des conditions maximales de vague et de courant. Il n'existe aucune autre mesure d'atténuation ou de gestion permettant de réduire les impacts durant la construction.

Impacts résiduels

Les activités de construction se traduiront par une turbidité accrue autour de la conduite, qui aura un impact local, à court terme et de forte intensité sur les ressources marines du secteur. Cet impact pourrait, à son tour, entraîner un faible

impact à court terme sur la pêche traditionnelle locale au filet maillant. La conséquence globale sur l'environnement de l'impact sera donc faible.

Impact 2: Augmentation des niveaux de bruit acoustique durant la construction - Biote

Si la conduite est submergée sur toute sa longueur, l'utilisation d'équipements de terrassement sur les plages, et de navires et dragueurs pour creuser et enfouir la conduite à la profondeur requise se traduira par un niveau de bruit considérable à proximité immédiate de la zone de construction.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation ou de gestion permettant de réduire les impacts associés au bruit.

Impacts résiduels

Les activités de construction causeront une augmentation des niveaux de bruit à l'échelle locale qui aura des impacts locaux, à court terme et d'intensité moyenne sur la distribution des communautés de poissons. Les impacts du bruit se traduiront par un faible impact local et à court terme sur la pêche locale au filet maillant. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est faible.

Impact 3: Perte d'invertébrés benthiques

La perte d'invertébrés benthiques sera une conséquence directe de l'excavation et du dragage de l'empreinte au sol de la conduite. D'autre part, la perte secondaire d'invertébrés à l'extérieur de l'empreinte au sol immédiate découlera également de la remise en suspension des sédiments benthiques qui entraîne une augmentation de la teneur en matières en suspension. Ces derniers se déposeront ensuite dans les environs, causant l'étouffement de la faune benthique dans cette zone. Il est probable que les communautés benthiques recoloniseront cette zone une fois la construction terminée. La perte d'espèces de faune benthiques dans cette région pourrait entraîner une diminution de l'abondance des poissons disponibles pour les pêches locales.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation possible.

Impacts résiduels

La perte d'invertébrés benthiques est certaine, et cet impact sera faible, local et à court terme. La perte secondaire d'espèces de faune benthiques est également

probable localement, à moyen terme et d'intensité moyenne. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est jugée faible.

Impact 4: Impact sur les poissons

Des poissons osseux, des requins, des pocheteaux et des raies se trouveront à proximité immédiate de l'empreinte au sol de la conduite. Si certains de ces poissons pourraient être attirés vers cette zone par la turbidité accrue et les possibilités de refuge et d'alimentation qu'elle présente, il est probable que l'augmentation du bruit et de la turbidité en éloigne la majorité.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation possible et il est probable que les communautés de poissons se rétablissent une fois la construction terminée.

Impacts résiduels

L'impact de la construction sur les communautés locales de poissons devrait être local, de faible intensité, et de courte durée. Cela pourrait se traduire par un impact d'intensité moyenne, local et à court terme sur les pêches locales à proximité de la conduite. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est faible.

Enjeu 2: Effet de la construction de la conduite sur la pêche

Impact 1: Augmentation des niveaux de bruit acoustique durant la construction - Pêche

L'utilisation de l'équipement de terrassement sur les plages, et de navires et dragueurs pour enfouir et immerger la conduite à la profondeur requise se traduira par un niveau de bruit considérable à proximité immédiate de la zone de construction. Les espèces de faune mobiles telles que les poissons s'éloigneront de la zone, ce qui entraînera une diminution des ressources marines disponibles pour les pêcheurs locaux.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation ou de gestion permettant de réduire les impacts associés au bruit.

Impacts résiduels

Les impacts associés au bruit se traduiront par un faible impact local et à court terme sur la pêche traditionnelle locale au filet maillant. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est faible.

Impact 2: Accès réduit aux zones de pêche traditionnelles

Les activités de construction tant à terre qu'en mer perturberont l'accès des pêcheurs locaux à leurs zones de pêche traditionnelles. La zone immédiatement attenante à la conduite sera inaccessible pendant toute la phase de construction, et l'utilisation de navires de construction et de barges pourrait entraîner une perte périodique de l'accès à des zones de pêche situées au sud de la conduite.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation possible durant la phase de construction.

Impacts résiduels

Durant la construction, il y aura des impacts d'intensité faible et à court terme sur la pêche traditionnelle au filet maillant. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est faible.

Impact 3: Risque accru de collisions entre des embarcations de pêche et des navires de construction dans des conditions de faible visibilité ou luminosité.

Les pêcheurs traditionnels au filet maillant qui pêchent au voisinage de l'emplacement proposé de l'exutoire partent, pour la plupart, aux premières heures du matin, avant le lever du soleil. Dans des conditions de faible visibilité, des collisions avec des navires ou des équipements de construction ancrés au large sont probables durant la construction de la conduite.

Mesures d'atténuation

Afin de prévenir les accidents, la présence de tout navire ancré et de toute infrastructure à la surface de l'eau devra être indiquée par des feux de navigation.

Impacts résiduels

Des collisions avec des navires ou de l'équipement de construction sont probables localement et à court terme, et auraient un impact d'intensité moyenne. La conséquence globale sur l'environnement de ces impacts est jugée faible.

Impact 4: Augmentation du risque associé aux déversements d'hydrocarbures pour la pêche au filet maillant

Des déversements ou fuites de produits pétroliers des navires et réservoirs de stockage sont probables durant la phase de construction, étant donné l'utilisation quotidienne, pendant cette période, de nombreux grands navires, véhicules et équipements. Il existe donc un risque de contamination aux hydrocarbures de la plage et du milieu marin locaux. D'importants déversements et une

contamination entraîneront l'extinction locale des invertébrés benthiques le long du rivage et leur déplacement hors de ces zones touchées.

Mesures d'atténuation

Tous les réservoirs de stockage de produits pétroliers seront dotés de digues de protection adéquates qui assureront le confinement de tout déversement éventuel, et le ravitaillement n'aura lieu que dans des zones bien démarquées et entourées de digues de protection dans lesquelles se trouve du matériel de confinement des déversements d'usage facile en cas d'accident.

Impacts résiduels

Des déversements dans le milieu marin ou terrestre sont probables, à court terme, durant la phase de construction et leur impact serait local, se limitant à la zone de construction. Si des mesures d'atténuation adéquates sont en place, l'impact de petits déversements sera probablement de faible intensité et pourrait se traduire par de faibles impacts à court terme sur la pêche locale au filet maillant. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est donc faible.

Si un accident devait se produire qui entraînerait un important déversement d'hydrocarbures dans les milieux marin et littoral, les impacts seraient d'intensité moyenne à forte, locaux et à court terme. La conséquence globale sur l'environnement d'un important déversement serait faible.

Impact 5: Perte d'invertébrés benthiques

La perte d'invertébrés benthiques sera une conséquence directe de l'excavation et du dragage dans l'empreinte au sol de la conduite. La perte secondaire d'invertébrés à l'extérieur de l'empreinte au sol immédiate découlera également de la remise en suspension des sédiments benthiques qui entraînera une augmentation de la teneur en matières en suspension. Ces derniers se déposeront ensuite dans les environs, causant l'étouffement de la faune benthique dans cette zone. Il est probable que les communautés benthiques recoloniseront cette zone une fois la construction terminée. La perte d'espèces de faune benthiques dans cette région pourrait entraîner une diminution de l'abondance des poissons disponibles pour les pêches locales.

Mesures d'atténuation

Il n'existe aucune mesure d'atténuation possible.

Impacts résiduels

La perte d'invertébrés benthiques, en tant que ressource alimentaire de certains poissons pourrait entraîner un déclin des activités de pêche locales qui

constituera un impact de forte intensité et à moyen terme à l'échelle locale. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est moyenne.

3.9.4.2 Enjeux clés - Phase d'opération

Enjeu 3: Impacts sur le milieu littoral

Impact 1: Effet des constituants de l'effluent sur le biote marin

L'effluent qui sera rejeté dans le milieu marin contiendra un vaste éventail de substances minérales dont bon nombre sont des constituants de l'eau de mer. Toutefois, le rejet continu d'importants volumes d'effluent fera en sorte que les concentrations de certaines de ces substances atteindront des valeurs bien supérieures aux concentrations naturelles dans la région de Toamasina. A cet égard, les MES, le manganèse et le sulfate sont particulièrement préoccupants. L'augmentation des MES pourrait causer certains impacts positifs ou négatifs, selon l'ampleur des effets cumulatifs de l'effluent combinés aux concentrations de référence existantes. Une augmentation moyenne des MES peut être bénéfique pour le biote benthique et les poissons planctonophages si les matières en suspension présentent une forte teneur en matières organiques et qu'ils constituent une source de nourriture nutritive. Cependant, les constituants de rejet d'effluent sont caractérisés par de très faibles teneurs en matières organiques. Il est donc peu probable que l'effluent présente des avantages pour les filtreurs benthiques ou les poissons planctonophages de la région. Les espèces de petits poissons pourraient tirer profit de l'augmentation du MES puisqu'elle leur fournit une protection et des possibilités de refuge accrues contre les prédateurs. Les désavantages que présentent de fortes teneurs en MES comprennent une diminution de la pénétration de la lumière nécessaire aux producteurs primaires et l'étouffement des espèces benthiques suspensivores, ce qui se traduit par une diminution de la nourriture disponible aux poissons. La distribution spatiale des communautés de poissons dans la zone immédiate de l'exutoire pourrait s'en trouver modifiée, ce qui aurait un effet considérable sur les pêches locales. Le manganèse en faibles concentrations est généralement considéré comme étant non toxique, mais il a été démontré qu'il cause une réduction du taux de croissance des plantes et a une incidence sur la physiologie des poissons. De plus, la présence de manganèse peut accroître la biodisponibilité pour les organismes marins d'autres métaux en trace, et en augmenter ainsi la toxicité. Les impacts du rejet de l'effluent, notamment l'augmentation de la concentration dans l'eau de certains constituants, peuvent donc affecter les populations naturelles du biote marin, entraînant une diminution de la biodiversité locale.

Une attention particulière sera accordée aux abondants coraux présents à Nosy Faho, situé au sud de l'exutoire proposé. La modélisation indique que le panache

d'effluent pourrait se déplacer vers Nosy Faho mais, compte tenu des facteurs de dilution élevés, les valeurs du MES y seraient semblables aux valeurs actuelles et l'effet cumulatif de l'effluent aux environs de ce récif serait faible.

Mesures d'atténuation

Mise à part la dilution de l'effluent préalablement à son rejet dans l'océan, il n'existe aucune mesure d'atténuation possible. Toutefois, de l'information supplémentaire concernant la qualité de l'eau aux conditions de référence sera obtenue dans la région ainsi qu'une évaluation plus poussée de la santé, et de l'information détaillée sur les poissons et les pêches (en particulier en ce qui concerne la pêche au filet maillant au sud de l'exutoire) préalablement à la construction. En plus de la surveillance de la qualité de l'eau à proximité de l'exutoire, un programme de surveillance périodique de la distribution, de la composition et de l'abondance des espèces du biote marin sera mis en oeuvre afin de déceler tout changement éventuel.

Impacts résiduels

Le rejet de l'effluent peut se traduire par d'importants changements de la composition et l'abondance des espèces à l'échelle locale, autour du site d'élimination de l'effluent. Cet impact à long terme persistera durant toute la phase d'opération, jusqu'au rétablissement naturel du biote benthique après le démantèlement de la mine. La conséquence globale sur l'environnement dans la zone assujettie à cet impact pourrait être élevée puisque la zone d'influence prévue s'étend sur un rayon de 500 m à 1000 m autour du diffuseur. Toutefois, cet impact touchera une zone de faible importance du point de vue de la conservation, et qui est déjà assujettie à une forte turbidité. La conséquence globale sur l'environnement est prévue faible.

Enjeu 4: Impact sur les ressources halieutiques

Impact 1: Réduction des dimensions des zones de pêche – Pêche au filet maillant

Dans la zone sublittorale, la conduite sera installée sur le fond marin et maintenue en place à l'aide de charges en béton. Puisque cet ouvrage, ainsi que le diffuseur, seront surélevés par rapport au fond marin, il est probable que des filets de pêcheurs au filet maillant s'y accrochent.

Mesures d'atténuation

Afin de réduire le risque d'accrochage des filets, des bouées repères en surface devront marquer l'emplacement exact du site. Ces bouées seront munies de feux de navigation bien en évidence qui en faciliteront le repérage après la tombée du jour. Des démarches actives seront menées auprès des pêcheurs locaux afin de

s'assurer qu'ils n'utilisent pas ces bouées pour attirer les poissons et qu'ils ne pêchent pas à leurs environs immédiats.

Impacts résiduels

L'impact global de la conduite et du diffuseur sur l'accès aux zones de pêche traditionnelles sera local, d'intensité moyenne et à long terme. La conséquence globale sur l'environnement est considérée faible.

Impact 2: Effet de l'effluent de l'exutoire sur la pêche

Une augmentation moyenne des MES peut être bénéfique pour le biote benthique et les poissons planctonophages si les matières en suspension présentent une forte teneur en matières organiques et qu'ils constituent une source de nourriture nutritive. Cependant, les constituants de l'effluent rejeté sont caractérisés par de très faibles teneurs en matières organiques. Il est donc peu probable que l'effluent présente des avantages pour les filtreurs benthiques ou les poissons planctonophages de la région. Les seules activités de pêche dans la zone à l'étude sont celles des pêcheurs commerciaux à petite échelle et des pêcheurs artisanaux qui, à l'occasion, s'aventurent en mer à partir de l'estuaire de l'Ivondro. La pêche à la ligne se pratique sur les récifs plus profonds de la région, dont aucun ne se trouve à proximité de l'emplacement de l'exutoire proposé.

Mesures d'atténuation

La surveillance des prises des différents types de pêche permettra de cerner toute tendance éventuelle. L'analyse périodique d'échantillons de poisson et de tissus d'autres animaux marins pour en déterminer les teneurs en constituants de l'effluent sera effectuée afin de cerner tout effet cumulatif à long terme.

Impacts résiduels

Le changement du biote marin pourrait avoir un impact local, à long terme et d'intensité moyenne à forte sur les pêches de la région. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact est moyenne.

Enjeu 5: Impact de l'exutoire sur le tourisme

Impact 1: Diminution du potentiel touristique

Compte tenu de la forte turbidité naturelle dans la région, il est peu probable que quiconque utilise la plage à des fins récréatives remarque l'augmentation de la turbidité qui pourrait découler de la présence de l'exutoire. De plus, la dilution rapide des constituants de l'effluent devrait en empêcher tout effet néfaste sur les nageurs et les utilisateurs de la plage. Le tourisme n'est pas une industrie

majeure aux environs immédiats de l'exutoire, bien que des visiteurs utilisent les plages de cette zone à l'occasion. L'incidence négative des constituants de l'effluent et de la forte turbidité sur ce commerce pourrait donc être préoccupante.

Mesures d'atténuation

Des consultations seront menées auprès des exploitants d'entreprises touristiques. La présence et le motif de la conduite, le contenu de l'effluent et les résultats de la surveillance leur seront divulgués afin de leur démontrer que la conduite et l'effluent ne présentent aucun risque pour la santé et le bien-être des humains.

Impacts résiduels

L'impact global de l'effluent de l'exutoire sur l'industrie touristique sera local, à long terme et d'intensité moyenne. La conséquence globale sur l'environnement de cet impact devrait être faible.

3.9.4.3 Résumé des enjeux et impacts

Les tableaux 3.9-3 et 3.9.4 présentent un résumé de tous les enjeux susmentionnés associés aux phases de construction et d'opération de l'exutoire.

3.9.5 Conclusions

L'installation et l'opération de l'exutoire en mer ne présentent qu'un nombre limité d'opportunités de fournir de la valeur ajoutée à la région sur le plan environnemental. Il est évident que des retombées positives indirectes découleront de la présence de l'usine et du parc à résidus.

L'opération de l'exutoire en mer aura des impacts sur le milieu marin. Compte tenu de la turbidité naturelle élevée, il est peu probable que l'augmentation de cette dernière et l'étouffement des organismes qui pourrait en découler constituent des risques significatifs. Il est également peu probable que les risques de dommages soient importants pour les habitats sensibles de récifs coralliens compte tenu des concentrations en contaminants de l'effluent et des facteurs de dilution prévus. Ces risques ne devraient donc pas empêcher le projet de se poursuivre. Il est toutefois prévu que l'opinion du public, en particulier celle de l'industrie de la pêche, constitue un enjeu (volume A, section 6).

Tableau 3.9-3 Impacts de la phase de construction sur le milieu marin

Enjeu/impact	Sans mesure d'atténuation					Avec mesures d'atténuation	
	Risque	Durée	Portée géographique	Niveau de confiance	Intensité	Intensité	Conséquence sur l'environnement
Enjeu 1: Impacts sur le milieu littoral							
Impact 1: Augmentation de la turbidité associée à la construction	certain	court terme	locale	élevé	forte	faible	faible
Impact 2: Augmentation des niveaux de bruit acoustique durant la construction - Biote	certain	court terme	locale	élevé	moyenne	faible	faible
Impact 3: Perte d'invertébrés benthiques	certain	moyen terme	locale	moyen	moyenne	faible	faible
Impact 4: Impact sur les poissons	probable	court terme	locale	moyen	moyenne	faible	faible
Enjeu 2: Effet de la construction de la conduite sur la pêche							
Impact 1: Augmentation des niveaux de bruit acoustique durant la construction - Pêche	certain	court terme	locale	élevé	moyenne	faible	faible
Impact 2: Accès réduit aux zones de pêche traditionnelles	certain	court terme	locale	élevé	faible	faible	faible
Impact 3: Risque accru de collisions entre des embarcations de pêche et des navires de construction	certain	court terme	locale	élevé	forte	moyenne	faible
Impact 4: Augmentation du risque associé aux déversements d'hydrocarbures pour la pêche au filet maillant	probable	court terme	locale	moyen	moyenne	faible	faible
Impact 5: Perte d'invertébrés benthiques	certain	moyen terme	locale	moyen	moyenne	faible	moyenne

Tableau 3.9-4 Impacts de la phase d'opération sur le milieu marin

Enjeu/Impact	Sans mesure d'atténuation					Avec mesures d'atténuation	
	Risque	Durée	Portée géographique	Niveau de confiance	Intensité	Intensité	Conséquence sur l'environnement
Enjeu 3: Impacts sur le milieu littoral							
Impact 1: Effet des constituants de l'effluent sur le biote marin (coraux inclus)	certain	long terme	locale	moyen	très forte	moyenne	faible
Enjeu 4: Impact sur les ressources halieutiques							
Impact 1: Réduction des dimensions des zones de pêche au filet maillant	certain	long terme	locale	moyen	moyenne	forte	faible
Impact 2: Effet de l'effluent de l'exutoire sur la pêche	certain	long terme	locale	moyen	moyenne	moyenne	moyenne
Enjeu 5: Impact de l'exutoire sur le tourisme							
Impact 1: Diminution du potentiel touristique	certain	long terme	locale	moyen	moyenne	faible	faible

La présente évaluation, combinée aux données de référence présentées au volume I, annexe 10.1, pièce jointe 2, fournit un aperçu clair de la nature et de l'état des récifs de la région de Toamasina afin d'évaluer si la méthode de rejet en mer proposée de l'effluent issu de l'usine de traitement du minerai de nickel font de cet aménagement une option viable. Si des conséquences catastrophiques sont peu probables, des collectes de données quantitatives plus poussées seront menées à l'appui de la conception et afin d' étoffer les données environnementales de référence disponibles. L'approche prudente a donc été suivie en raison du manque de couvertures spatiale et temporelle et de l'exactitude limitée des données océanographiques physiques et chimiques qui définissent les conditions propres au site.

Il est toutefois possible de conclure que, si les récifs de la région de Toamasina sont vastes, ils sont également assujettis à des stress naturels et présentent une biodiversité relativement faible. De plus, en ordre décroissant d'importance, les activités de pêche de subsistance, une turbidité importante et le blanchiment des coraux associés au phénomène ENSO semblent également avoir contribué à leur dégradation. Les effets supplémentaires de l'exutoire en mer et de l'effluent associé devraient donc être minimaux. Ceci dit, l'exutoire doit être placé entre le Récif du Sud et Nosy Faho, à une distance qui permettra de limiter au minimum ses effets sur ces deux systèmes récifaux déjà stressés, de façon à leur éviter une perturbation cumulative accrue. Les résultats de la modélisation de la dilution en champ proche indiquent que les constituants de l'effluent sont dilués jusqu'à atteindre des concentrations inférieures aux valeurs limites en matière de qualité de l'eau une fois qu'ils ont rejoint la surface de l'eau. Le site proposé est donc

jugé convenable. Il faudra également prendre en considération les améliorations futures de la gestion des ressources récifales à Madagascar à mesure que le projet avancera. En somme, les effets de l'exutoire doivent être minimisés afin de ne pas accentuer la dégradation des récifs déjà bien affectés, ni de compromettre leur rétablissement.

La modélisation de la dilution en champ proche permet de conclure, plus précisément, que le positionnement de l'exutoire à 975 m de la laisse de haute mer et à une profondeur de 20 m assurera une dilution suffisante des constituants de l'effluent pour respecter les valeurs guides environnementales retenues. La dilution requise doit être accomplie par mélange turbulent (en champ proche), ce qui permettra d'en réduire la sensibilité à la direction et la vitesse des courants.

La pêche commerciale (crevettes et pêche à la ligne) ainsi que les petits pêcheurs commerciaux à la palangrotte parcourent des distances considérables pour rejoindre leurs lieux de pêche au nord et au sud de Toamasina. Ils pêchent donc, en grande partie, en dehors de la région de l'étude et à bonne distance de la zone de l'exutoire proposé où l'effluent sera rejeté dans le milieu marin. Il est donc très peu probable que le rejet de l'effluent ait un impact sur ces activités de pêche. Les bateaux qui utilisent le port pourraient toutefois voir leurs déplacements normaux dans le port interrompus durant la phase de construction de la conduite.

Les zones de pêche clefs entourant le port de Toamasina et l'emplacement proposé de la conduite de rejet d'effluent sont régulièrement utilisées par les pêcheurs traditionnels locaux. Les activités de pêche qui ont lieu le plus près du lieu de rejet proposé sont des activités de pêche traditionnelle. La surveillance de ces zones et des activités de pêche qui s'y déroulent revêt donc une importance particulière puisque la majorité des pêcheurs qui utilisent ces eaux, dépendent tant d'un point de vue social qu'économique, de ces pêches pour leur subsistance.

Les impacts de la phase d'opération sur le milieu marin sont des effets à plus long terme dont les plus importants sont l'augmentation de la turbidité et le dépôt de solides tels que le manganèse et le sulfate. La zone où l'impact sera le plus important est donc la zone où l'effluent ne sera pas suffisamment dilué sur une certaine période entraînant des teneurs supérieures aux limites de tolérance de la plupart des organismes. Cette zone est appelée la zone sacrificielle ou zone d'influence autour du diffuseur. Selon les résultats de la modélisation de PRDW pour le scénario du pire cas (débit maximum de 4000 m³/h, sans vent ni courant), cette zone pourrait s'étendre sur un rayon de 500 m à 1000 m autour du diffuseur. La majeure partie de l'effluent dans cette zone présentera, pendant une courte période de temps, des concentrations maximales égales à celles de l'effluent avant sa dilution. Au-delà de cette zone d'influence, les exigences de dilution au

sens des lignes directrices malgaches relatives à la qualité de l'eau seront toujours respectées et l'ampleur de l'impact sera négligeable puisque le panache aura été dilué de 80 à 84 fois avant d'atteindre le milieu récifal sensible de Nosy Faho. Ainsi, les constituants de l'effluent tels que les MES et le manganèse auront été dilués jusqu'à des valeurs de 1,2 mg/L et 59 mg/L, respectivement. Pour ce qui est des MES, cette valeur semble être inférieure aux conditions naturelles définies selon les données de référence disponibles sur les MES dans la région, de sorte que l'impact cumulatif de l'effluent sera limité. En ce qui concerne le manganèse, la valeur prévue pour le scénario du pire cas sera de 80% inférieure aux valeurs limites malgaches. Des concentrations supérieures à ces valeurs ne persisteront pas plus de 6,9 h. Cette période est importante puisque la plupart des organismes marins réagiraient de façon négative après une exposition de plus de 48 h, ce qui n'est pas le cas pour le projet proposé.

Les écosystèmes situés dans la zone d'influence entourant l'exutoire se sont avérés pauvres et ne présentent pas une grande valeur sur le plan de la conservation, de sorte que l'impact du dépôt proximal des constituants de l'effluent aura une conséquence faible sur l'environnement. Des études préliminaires ont révélé des assemblages de poissons limités et de très faibles abondances en espèces benthiques (qui vivent sur le fond marin) dans la région.

Parmi les impacts d'intensité moyenne sur le milieu figurent la perte d'invertébrés benthiques, l'impact sur la pêche et l'impact d'éventuelles collisions entre des navires de pêche et des navires de construction. Ces impacts sont peu probables une fois que les mesures d'atténuation auront été mises en application.

3.10 QUALITE DE L'EAU

3.10.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation environnementale des effets du parc à résidus sur la qualité des eaux et des sédiments selon les Termes de référence du projet Ambatovy (le projet), qui sont décrits au volume H, annexe 1.

Le projet comprendra la construction, l'opération et la réhabilitation d'installations de dépôt des résidus miniers après traitement à l'usine de traitement. L'eau souterraine provenant du secteur du parc à résidus sera affectée par les résidus miniers et pourrait affecter la qualité de l'eau de surface en aval du parc à résidus. De plus, l'aménagement du parc à résidus comportera la collecte et le détournement du ruissellement dans le cours supérieur des bassins versants affectés. Par conséquent, les débits dans les rivières d'aval diminueront, réduisant ainsi la capacité de dilution (auto-épuration) de ces cours d'eau récepteurs.

Les infiltrations d'eau souterraine provenant du parc à résidus peuvent aussi causer des changements à la qualité des sédiments. Les augmentations de concentrations de substances dans la colonne d'eau peuvent stimuler l'adsorption de ces substances dans les sédiments et entraîner des changements à la qualité des sédiments. De plus, l'érosion accrue, si elle n'est pas atténuée, pourrait modifier les concentrations de substances dans les sédiments de fond des cours d'eau récepteurs.

Les données sur la qualité de l'eau et des sédiments ont été compilées de manière à caractériser les conditions de référence dans le secteur du parc à résidus (volume I, annexe 9.1). Les données sur les conditions de référence disponibles sont utilisées dans les sections suivantes pour prévoir et évaluer les effets potentiels du projet sur la qualité de l'eau et des sédiments.

3.10.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude de la qualité de l'eau est le même que le secteur d'étude de l'hydrologie pour le parc à résidus et pour l'usine de traitement tel présenté au volume A, section 7, figure 7.2-3. Ce secteur couvre l'étendue probable d'aménagement du parc à résidus et celle où la qualité de l'eau et des sédiments sera probablement affectée. Le secteur local d'étude du parc à résidus comprend les sous bassins en aval du parc à résidus qui sont drainés par trois affluents et un tronçon du cours d'eau Ambolona. Ces caractéristiques sont illustrées au volume A, section, 7, figure 7.2-3.

3.10.3 Résumé de l'étude de référence

3.10.3.1 Qualité de l'eau

La qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus varie de légèrement acide à neutre, avec des valeurs de pH de 5,4 à 7,1. Les concentrations en oxygène dissous sont généralement sous le point de saturation. La température de l'eau varie généralement entre 23 et 32°C. Les eaux dans les environs du parc à résidus sont classées comme étant généralement très douces avec des valeurs de dureté de 6 à 26 mg/L en CaCO₃. Dans la majorité des cas, les taux d'alcalinité mesurés indiquent que les plans d'eau dans le secteur du parc à résidus sont potentiellement sensibles à l'acidification. Les niveaux de nutriments sont généralement faibles en paramètres de l'azote, y compris nitrate, nitrite, azote total Kjeldahl (NTK) et azote ammoniacal, et généralement inférieurs aux limites de détection pour le phosphate total.

D'après le système de classification des eaux de surface de Madagascar (tableau 3.10-1), la plupart des plans d'eau du secteur du parc à résidus ont été classés comme ayant une qualité d'eau moyenne (classe B), alors que quelques plans d'eau ont été classés comme étant de qualité médiocre (classe C). Aucun plan d'eau n'a été considéré comme ayant une contamination excessive (hors classes) dans ce secteur. Le manganèse est le seul paramètre de qualité de l'eau en excès des directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson (OMS 2004).

Tableau 3.10-1 Système de classification de Madagascar pour la qualité des eaux de surface

Facteurs	Classe A	Classe B	Classe C	Hors classes
Définition des classes	Bonne qualité: usages multiples possibles	Qualité moyenne: loisirs possibles, baignade pouvant être interdite	Qualité médiocre, baignade interdite	Contamination excessive: aucun usage possible à part la navigation
Facteurs biologiques				
oxygène dissous (mg/L)	OD ≥ 5	3 < OD < 5	2 < OD ≤ 3	OD < 2
demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO ₅)	DBO ₅ ≤ 5	5 < DBO ₅ ≤ 20	20 < DBO ₅ ≤ 70	DBO ₅ > 70
demande chimique en oxygène (DCO)	DCO ≤ 20	20 < DCO ≤ 50	50 < DCO ≤ 100	DCO > 100
présence de bactéries pathogènes	non	non	non	oui
Facteurs physiques et chimiques				
couleur (échelle Pt-Co)	couleur < 20	20 ≤ couleur ≤ 30	couleur < 30	n.a.
température de l'eau (°C)	température < 25	25 ≤ température < 30	30 ≤ température < 35	température > 35
pH	6,0 ≤ pH ≤ 8,5	5,5 < pH < 6,0 ou 8,5 < pH 9,5	pH ≤ 5,5 ou pH ≥ 9,5	n.a.
matières en suspension (MES) (mg/L)	MES < 30	30 ≤ MES < 60	60 ≤ MES < 100	MES > 100
conductivité (µS/cm)	conductivité ≤ 250	250 < conductivité ≤ 500	500 < conductivité ≤ 3000	conductivité > 3000

Echelle Pt-Co = unité sur l'échelle platino-cobalt (ou échelle Hazen).

n.a. = ne s'applique pas

Madagascar n'a pas de lignes directrices sur la qualité de l'eau visant à protéger la vie aquatique. En l'absence de lignes directrices nationales, les lignes directrices internationales établies par d'autres juridictions, y compris le Canada (Conseil canadien des ministres de l'Environnement [CCME] 2003) et les Etats-Unis (United States Environmental Protection Agency [USEPA] 2004), ont été utilisées pour réaliser une évaluation préliminaire des concentrations de référence en ce qui concerne la qualité de l'eau dans le secteur de la mine. Lorsque les lignes directrices du CCME et de l'USEPA pour la protection de la vie aquatique différaient, les données sur la qualité de l'eau du site ont été comparées à la ligne directrice la plus sévère. Les lignes directrices sud-africaines pour la protection des écosystèmes aquatiques (Department of Forest and Water Affairs 1996) ont été aussi utilisées comme point de référence dans l'évaluation des résultats, puisqu'il s'agit de l'ensemble de lignes directrices pour l'évaluation de la qualité de l'eau reconnues à l'échelle régionale établies par la juridiction étrangère la plus rapprochée du secteur du secteur local d'étude.

Les niveaux mesurés d'oxygène dissous et de pH étaient occasionnellement à l'extérieur de la plage des valeurs recommandées dans les lignes directrices canadiennes et américaines pour la vie aquatique. Les concentrations mesurées en aluminium, en cuivre, en fer et en zinc étaient, à au moins une occasion, en excès des lignes directrices pour la vie aquatique du CCME ou de l'USEPA. Cependant, étant donné que les lignes directrices de l'USEPA ou du CCME ne tiennent pas compte des conditions écologiques locales à Madagascar, les dépassements de ces lignes directrices devraient être traités avec prudence. D'ailleurs, il n'est pas rare que des concentrations de référence pour certains paramètres soient en excès des lignes directrices dans les juridictions mêmes où ces lignes directrices ont été établies, à cause des espèces propres au site et des considérations climatiques, géologiques et hydrogéochimiques propres à un site.

A quelques exceptions près, il n'y a pas de patrons saisonniers et spatiaux nets pour les paramètres de qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus. Les concentrations en bore et en étain semblent plus élevées en saison des pluies qu'en saison sèche. Par contre, les taux d'alcalinité totale, de dureté totale, de même que les concentrations en bicarbonate, magnésium et zinc semblent plus élevées en saison sèche. Des données détaillées sur la qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus sont présentées au volume I, annexe 9.1.

3.10.3.2 Qualité des sédiments

Les plages des concentrations observées pour l'azote, le carbone et le phosphore dans les échantillons de sédiments recueillis dans le secteur du parc à résidus étaient relativement larges, ce qui peut être attribuable à la granulométrie très

variable observée (variant d'une texture grossière dominante à une texture fine dominante).

Madagascar n'a pas de lignes directrices sur la qualité des sédiments. En l'absence de telles lignes directrices, les résultats d'analyses des échantillons de sédiments du site ont été comparés aux lignes directrices du Canada (CCME 2003) et des Etats-Unis (U.S. National Oceanographic and Atmospheric Association 1999). Les concentrations de tous les paramètres dans les sédiments de fond (sauf le cuivre et le nickel) sont inférieures aux lignes directrices canadiennes et américaines correspondantes. Cependant, les concentrations plus élevées en cuivre et en nickel mesurées dans les sédiments de fond par rapport aux lignes directrices correspondantes devraient être traitées avec prudence parce que celles-ci ne tiennent pas compte des conditions écologiques locales. Des données détaillées supplémentaires sur la qualité des sédiments aux conditions de référence sont présentées au volume I, annexe 9.1.

3.10.4 Portée des enjeux

Dans l'ensemble, les préoccupations des parties prenantes et des autorités réglementaires, au sujet de la qualité de l'eau, sont centrées sur les utilisations de l'eau et les processus écologiques. Les utilisateurs de l'eau en aval, de même que la vie aquatique, pourraient être affectés négativement par des changements à la qualité de l'eau associés aux activités de construction, d'opération et de fermeture du parc à résidus. Dans les bassins versants entourant le projet, les principaux usages de l'eau comprennent: l'usage domestique, d'irrigation agricole (principalement les rizières) et pour les ressources écologiques.

Les éléments suivants, concernant le secteur du parc à résidus, pourraient affecter la qualité de l'eau et des sédiments dans les cours d'eau voisins:

- perturbation des cours d'eau durant la construction des installations
- détournement et perturbation des réseaux de drainage naturels
- rejets et déversements accidentels
- infiltrations depuis le parc à résidus dans les cours d'eau en aval
- rejets d'eau des bassins de confinement des résidus lors de fortes pluies
- ruissellement en provenance du secteur du parc à résidus réhabilité

Les liens entre les activités du projet et les effets sur la qualité de l'eau et des sédiments sont fournis à la figure 9-14 du volume H, annexe 9.

La question clé au sujet de la qualité de l'eau et des sédiments est:

Question clé QESF-1 Quels seront les impacts du parc à résidus sur la qualité de l'eau et des sédiments?

3.10.5 Evaluation des impacts

Le parc à résidus proposé est situé dans la partie haute des bassins versants de trois affluents parallèles du cours d'eau Ambolona. Les installations seront aménagées graduellement et la réhabilitation aura lieu progressivement. Un bassin de gestion des eaux sera construit afin d'assurer la collecte du eaux de ruissellement en provenance des secteurs des bassins de confinement des résidus. Durant la phase d'opération et après la fermeture, les eaux d'infiltration provenant du parc à résidus se déchargeront dans le cours supérieur des trois affluents. De plus, les eaux de ruissellement naturelles dans la partie hautes des bassins versants seront détournées vers une conduite reliée à un exutoire en mer, ce qui entraînera une réduction des débits dans la zone aval du cours d'eau Ambolona et ses affluents mentionnés précédemment. Une réduction des apports d'eau souterraine au débit des cours d'eau en aval pourrait aussi se produire à cause d'une réduction des taux d'infiltration dans le secteur du parc à résidus. Après la fermeture, le ruissellement du secteur du parc à résidus décroîtra pour revenir aux conditions de référence observées pour les cours d'eau récepteurs naturels. Les bassins versants du cours d'eau Ambolona et ses trois affluents d'amont sont illustrés à la section Hydrologie (volume E, section 3.8).

La construction des bassins de confinement des résidus et du bassin de gestion des eaux impliquera le détournement de cours d'eau et le débroussaillage. Ces deux types d'activités pourraient occasionner une augmentation de l'érosion et une modification des régimes d'apports solides, ce qui pourrait augmenter les concentrations de solides en suspension dans les cours d'eau et plans d'eau d'aval. Les changements de concentrations de solides en suspension sont abordés dans la section Hydrologie (volume E, section 3.8).

Il est possible que les rejets ou déversements accidentels puissent affecter la qualité de l'eau et des sédiments et limiter les usages de l'eau en aval en fonction du type de matériau déversé, des conditions météorologiques, de l'ampleur, de la durée et de l'emplacement du déversement ou rejet. Bien qu'aucun scénario de rejet ou de déversement accidentel n'ait été évalué dans la section de l'étude portant sur la qualité de l'eau, des mesures d'atténuation ont été identifiées afin de réduire et de minimiser les effets de tels événements. De plus, des systèmes de gestion environnementale seront élaborés et mis en oeuvre afin de minimiser les possibilités de rejet ou déversement accidentel, caractériser les changements à

la qualité de l'eau et des sédiments et réduire les effets anticipés si un tel événement devait se produire.

Durant l'opération et après la fermeture, l'eau qui percole à travers les résidus miniers transportera des substances provenant de l'eau interstitielle des résidus miniers et de la surface des résidus miniers dans le réseau des eaux souterraines adjacent. Les essais effectués sur l'eau de pulpe des résidus miniers suggèrent que les eaux d'exfiltration du parc à résidus seront vraisemblablement caractérisées par de fortes concentrations en: matières totales dissoutes, calcium, magnésium, sulfate, cobalt, manganèse et nickel par rapport au bruit de fond géochimique des eaux souterraines. L'eau souterraine qui se déchargera dans les cours d'eau et plans d'eau en aval du parc à résidus sera une combinaison d'eaux d'exfiltration du parc à résidus et d'eau souterraine non perturbée (concentrations de fond). L'effet des infiltrations sur les changements potentiels à la qualité de l'eau de surface et des sédiments de fond est considéré dans les modèles utilisés pour prévoir la qualité de l'eau et des sédiments par suite des activités du projet.

Durant la phase d'opération, le surnageant des résidus miniers et les eaux de ruissellement pluviales en provenance du parc à résidus seront recueillis dans un bassin de rétention et subséquemment rejetés en mer via un exutoire. L'interception des eaux pluviales dans le parc à résidus miniers réduira les débits des cours d'eau en aval des installations, diminuant ainsi la capacité de dilution des eaux de surface réceptrices. La réduction de la capacité de dilution pourrait occasionner des changements à la qualité de l'eau dans les cours d'eau et plans d'eau en aval du parc à résidus. Cet aspect a été évalué au moyen d'un modèle de bilan massique.

Le parc à résidus sera conçu de manière à contenir une pluie cinquantennale. Lors d'événements de fortes pluies, la quantité d'eau excédant une pluie cinquantennale sera rejetée dans les cours d'eau et plans d'eau en aval. L'érosion accrue produite par le ruissellement abondant pourrait augmenter les charges solides dans les cours d'eau et plans d'eau en aval. Les changements aux concentrations de matières en suspension (MES) causés par l'augmentation potentielle des charges solides sont abordés à la section Hydrologie (volume E, section 3.8).

A l'exception des MES, les paramètres de la qualité de l'eau seront dilués considérablement à cause des grands volumes d'eau impliqués durant les événements de fortes pluies. Ce processus de dilution fera vraisemblablement en sorte que les concentrations de la plupart des paramètres de la qualité de l'eau seront inférieures aux valeurs correspondantes utilisées dans le modèle de qualité de l'eau en conditions normales d'écoulement. D'après les changements prévus à la qualité de l'eau, les changements à la qualité des sédiments devraient être

négligeables. Par conséquent, cet impact potentiel n'a pas été évalué plus avant pour la qualité de l'eau et des sédiments.

Après la fermeture, les eaux de ruissellement en provenance des bassins de confinement des résidus seront redirigées vers les cours d'eau récepteurs naturels. La quantité et la qualité des eaux de ruissellement après la fermeture seront différentes des conditions de référence. Ce changement pourrait affecter la qualité de l'eau dans les cours d'eau et plans d'eau récepteurs en aval. Cet impact potentiel a été évalué au moyen d'un modèle de bilan massique.

Les changements à la qualité de l'eau, notamment en ce qui concerne les métaux et nutriments qui ont tendance à être adsorbés sur les particules solides, pourraient occasionner des changements à la qualité des cours d'eau et plans d'eau récepteurs. De plus, sans mesures d'atténuation efficaces, les matières solides transportées et déposées dans les cours d'eau et plans d'eau en aval pourraient affecter les concentrations des paramètres dans les sédiments de fond. Ce lien d'impact a été évalué plus avant au moyen d'un modèle de qualité des sédiments.

3.10.5.1 Méthodes d'évaluation

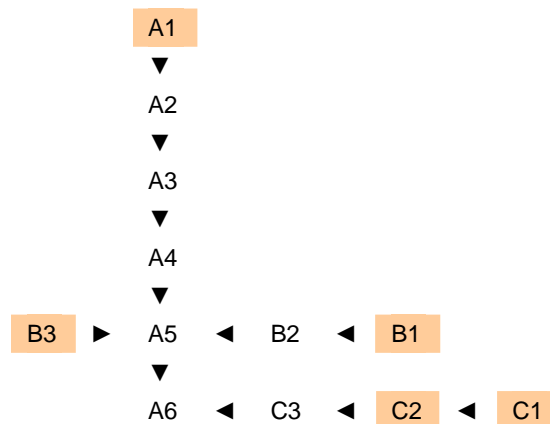
Le processus d'évaluation de la qualité de l'eau comprend les étapes suivantes:

- identification des mesures d'atténuation pertinentes
- modélisation des changements à la qualité de l'eau et des sédiments basée sur les mesures d'atténuation choisies
- comparaison entre la qualité de l'eau et des sédiments prévue, les concentrations de référence et les valeurs des lignes directrices
- évaluation des effets du projet sur la santé humaine, de la flore, de la faune et du milieu aquatique

L'évaluation des effets des changements à la qualité de l'eau et des sédiments sur les récepteurs biologiques est décrite au volume E (sections 4.1 à 4.3 et 5.4).

Les concentrations des substances (paramètres de la qualité de l'eau) ont été prévues à l'extrémité aval de douze nœuds d'évaluation (figure 3.10-1) pour six scénarios correspondant à des temps (instantanés). Ces nœuds et scénarios d'évaluation ont aussi été utilisés pour l'évaluation hydrologique présentée au volume E, section 3.8 (figures 3.8-1, 3.8-2, 3.8-3 et 3.8-4).

Figure 3.10-1 Schéma des bassins affectés par le parc à résidus



Note: les cellules ombrées recevront les eaux d'infiltration directement du parc à résidus.

Les bassins individuels de chaque nœud d'évaluation ont été regroupés comme suit:

- affluent 1 de l'Ambolona (bassins A1 à A4)
- affluent 2 de l'Ambolona (bassins B1 à B3)
- affluent 3 de l'Ambolona (bassins C1 à C3)
- cours d'eau Ambolona (bassins A5 et A6)

Les six scénarios d'évaluation de la qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus correspondent aux phases clés que représentent les conditions de référence, la phase d'opération, la phase post-fermeture et le futur éloigné. Voici la liste des scénarios:

- conditions de référence
- année 14 (fin de la phase I)
- année 20 (fin de la phase II)
- année 27 (fin de la phase III)
- 15 ans après la fermeture
- 80 ans après la fermeture

Chacun des scénarios sera caractérisé par une combinaison distincte de propriétés, en termes de quantité et de qualité, de l'eau souterraine et des eaux de ruissellement entrant dans les cours d'eau et plans d'eau récepteurs. La qualité des sédiments qui en résultera sera aussi unique à chaque scénario. Les

descriptions détaillées des effets des différentes phases du projet sur les eaux souterraines et sur le ruissellement sont présentées dans les sections Hydrogéologie (volume E, section 3.7) et Hydrologie (volume E, section 3.8), respectivement.

Qualité de l'eau

Un modèle de bilan massique a été utilisé pour prévoir, selon une approche prudente, les changements à la qualité de l'eau d'infiltration en provenance du parc à résidus ou causés par la diminution des débits en aval du parc à résidus. Les hypothèses utilisées pour l'élaboration du modèle de bilan massique sont les suivantes:

- aucune atténuation ou dilution de la concentration des paramètres de la qualité de l'eau ne survient alors que les eaux d'infiltration migrent à travers le réseau des eaux souterraines vers les eaux de surface
- conditions de mélange complet des eaux de surface
- aucune transformation géochimique ne survient dans les eaux souterraines ou les eaux de surface
- aucun ruissellement en provenance du parc à résidus ne sera dirigé vers les cours d'eau récepteurs durant la phase d'opération
- un réseau de puits sera installé en aval du secteur du parc à résidus afin d'y intercepter les eaux d'infiltration pour la période s'étendant entre le début de la phase d'opération et quinze ans après la fermeture
- les concentrations des paramètres de la qualité de l'eau dans les eaux d'infiltration en provenance du parc à résidus seront les mêmes que les valeurs prévues correspondantes pour les essais d'eau de pulpe (Penttinen 2005), en adoptant donc l'hypothèse qu'aucune dilution ne se produira
- la réhabilitation durable et les mesures d'atténuation appropriées réalisées après la fermeture résulteront en une isolation effective entre les résidus miniers et les eaux de ruissellement

L'équation de bilan massique suivante a été utilisée pour calculer les concentrations des paramètres de la qualité de l'eau à chaque nœud d'évaluation en conditions de débit moyen et en saison sèche pour chacun des six scénarios. Les débits d'écoulement du mois le plus sec (novembre) ont été utilisés pour représenter les conditions de débit en saison sèche, et les moyennes annuelles ont été utilisées pour représenter les conditions de débit moyen.

$$C_{\text{mix}} = (C_{\text{cleangw}}Q_{\text{cleangw}} + C_{\text{seep}}Q_{\text{seep}} + C_{\text{sur}}Q_{\text{sur}}) / (Q_{\text{cleangw}} + Q_{\text{seep}} + Q_{\text{sur}}) \quad \text{Equation 1}$$

où:	C_{mix}	=	concentration du paramètre de la qualité de l'eau au nœud d'évaluation
	C_{cleangw}	=	concentration du paramètre de la qualité de l'eau dans l'eau souterraine naturelle
	Q_{cleangw}	=	débit d'écoulement de l'eau souterraine naturelle vers le nœud
	C_{seep}	=	concentration du paramètre de la qualité de l'eau dans les eaux d'infiltrations provenant du parc à résidus
	Q_{seep}	=	débit d'infiltration au nœud d'évaluation
	C_{sur}	=	concentration de fond du paramètre de la qualité de l'eau dans le ruissellement se rapportant au nœud d'évaluation
	Q_{sur}	=	débit de ruissellement aux conditions de référence se rapportant au nœud d'évaluation

Les débits totaux d'écoulement des eaux de surface et des eaux souterraines (incluant les infiltrations et l'eau souterraine naturelle) pour les conditions sèches et moyennes calculés dans les sections Hydrologie (volume E, section 3.8) et Hydrogéologie (volume E, section 3.7) ont été utilisés. Les charges combinées en substances (paramètres de la qualité de l'eau) provenant des infiltrations et des eaux souterraines naturelles ont été obtenues de Groundwater Consulting Services (GCS 2005). Les charges combinées en paramètres de la qualité de l'eau provenant des eaux souterraines et des infiltrations et les concentrations en paramètres dans les infiltrations provenant du parc à résidus sont fournies aux tableaux 9.2-1 et 9.2-2 du volume I, annexe 9.2. Ces charges et concentrations ont été utilisées pour estimer la proportion des infiltrations du parc à résidus dans le débit d'écoulement total des eaux souterraines à un nœud d'évaluation, au moyen de l'équation suivante:

$$\text{Load}_{\text{gw}} = (Q_{\text{gw}} - Q_{\text{seep}})C_{\text{cleangw}} + Q_{\text{seep}}C_{\text{seep}} \quad \text{Equation 2}$$

où:	Load_{gw}	=	charge totale du paramètre de la qualité de l'eau provenant des infiltrations et des eaux souterraines naturelles
	Q_{gw}	=	débit d'écoulement total des eaux souterraines

L'équation 2 a été résolue pour obtenir Q_{seep} .

Les concentrations dans les eaux souterraines naturelles et les eaux d'infiltration ont été basées sur les concentrations moyennes aux conditions de référence (CGS 2005) et sur les concentrations des effluents du parc à résidus fournies par Dynatec (Penttinen, 2005), respectivement. Les concentrations dans les effluents du parc à résidus ont été définies en se fondant sur l'échantillon de pulpe traitée (échantillon « pail 42 ») qui a été considéré comme étant le plus représentatif des conditions d'opération réelles (Penttinen, 2005).

Les concentrations dans les eaux ruissellement ont été obtenues par calcul à partir des concentrations et débits observés aux conditions de référence dans les cours d'eau du secteur du parc à résidus. L'équation de bilan massique suivante a été utilisée:

$$C_{\text{sur}} = ([Q_{\text{sur}} + Q_{\text{gw}}] C_{\text{mixb}} - Q_{\text{gwb}} C_{\text{gwb}}) / Q_{\text{surb}} \quad \text{Equation 3}$$

où:

C_{mixb}	=	concentration de référence moyenne du paramètre de la qualité de l'eau dans les cours d'eau du secteur du parc à résidus
Q_{gwb}	=	débit d'écoulement des eaux souterraines aux conditions de référence
C_{gwb}	=	concentrations de référence moyennes du paramètre de la qualité de l'eau dans les eaux souterraines
Q_{surb}	=	apport du ruissellement au débit total des cours d'eau aux conditions de référence

Les concentrations dans les eaux de ruissellement ont été estimées autant pour la saison sèche que pour la saison des pluies. Les concentrations en saison sèche étaient basées sur la qualité de l'eau aux conditions de référence et sur les débits observés durant des conditions sèches. Les concentrations en saison des pluies étaient calculées d'après la qualité de l'eau aux conditions de référence observée durant la saison des pluies et les conditions de débit moyen. Les conditions moyennes de qualité de l'eau étaient basées sur la qualité moyenne de l'eau aux conditions de référence observée durant la saison des pluies et durant la saison sèche et les conditions de débit moyen.

Les prévisions des concentrations ont été faites aux nœuds d'évaluation du secteur du parc à résidus, pour tous les paramètres de la qualité de l'eau pour lesquels des données suffisantes étaient disponibles (tableau 3.10-2). Les valeurs de pH n'ont pas été calculées par le modèle de bilan massique. Cependant, la plage des valeurs possibles de pH dans les cours d'eau a été établie pour tous les scénarios d'après les valeurs de pH observées pour les débits aux conditions de

référence et d'après les valeurs de pH prévues pour les eaux d'infiltrations du parc à résidus.

Tableau 3.10-2 Paramètres de la qualité de l'eau évalués dans le secteur du parc à résidus

Groupe	Variables
conventionnel	alcalinité totale et conductivité
ions majeurs	calcium, chlorure, magnésium, sodium et sulfate
nutriments	nitrate et nitrite
métaux totaux	aluminium, arsenic, baryum, chrome, cobalt, cuivre, fer, plomb, manganèse, mercure, nickel, silicium, vanadium et zinc

Evaluation de la toxicité sur l'effluent global

L'essai de toxicité sur l'effluent global est une méthode efficace permettant de tenir compte des effets toxiques synergétiques ou additifs de mélanges complexes. Le terme « toxicité aiguë » fait référence aux effets aigus (c.-à-d. causant la mortalité par exposition à court terme) possibles d'une eau donnée, considérée dans son ensemble, sur les organismes aquatiques exposés à cette eau.

Des expressions formelles de la toxicité aiguë sont établies en exposant des organismes tests à l'eau à tester à des niveaux de dilution variables pour une période de temps déterminée et en évaluant la réponse des organismes tests (volume I, annexe 9.2, pièce jointe 2, tableau 9.2-18). La toxicité aiguë est généralement exprimée par le pourcentage d'eau testée (diluée dans l'eau propre) résultant en la mort de 50 pour cent de la population test, aussi appelée concentration létale (CL_{50}). Ainsi, plus la concentration CL_{50} est faible, plus la toxicité est forte. Ces valeurs sont déterminées en conditions de laboratoire contrôlées au moyen de mélanges d'eau qui pourraient exister dans le secteur durant la phase d'opération et/ou la réhabilitation.

Aux fins de la modélisation de la qualité de l'eau, la valeur CL_{50} assignée aux effluents du parc à résidus a été convertie en unités de toxicité aiguë (TUa) en divisant 100% par la valeur CL_{50} . Cette approche de modélisation de la toxicité de l'effluent global est conforme aux protocoles de l'USEPA (1991). La valeur maximale de la TUa pour l'eau de surface combinée a été calculée pour le scénario caractérisé par la plus forte proportion d'eaux d'infiltration du parc à résidus dans l'eau de surface, à partir de l'équation suivante:

$$TUa_{mix} = (1-F_{seep}) TUa_{sur \text{ and } cleangw} + F_{seep} TUa_{seep} \quad \text{Equation 4}$$

où:	TUa_{mix}	=	toxicité aiguë maximale au nœud d'évaluation
	F_{seep}	=	fraction maximale de l'écoulement provenant du parc à résidus par rapport à l'écoulement total au nœud d'évaluation
	$TUa_{sur \text{ and } cleangw}$	=	toxicité aiguë du ruissellement de surface et de l'eau souterraine propre
	TUa_{seep}	=	toxicité aiguë des eaux d'infiltration provenant du parc à résidus

La valeur de la toxicité aiguë du ruissellement de surface et de l'eau souterraine propre a été considérée nulle puisque la qualité de ces eaux sera équivalente aux conditions de référence, qui n'ont aucun effet observé de toxicité aiguë. Les unités de toxicité aiguë des eaux d'infiltration ont été basées sur la valeur de CL_{50} de l'organisme test le plus sensible.

La toxicité aiguë maximale prévue dans les cours d'eau récepteurs attribuable aux infiltrations provenant du parc à résidus a été utilisée pour l'évaluation des effets sur les récepteurs dans la section portant sur la santé humaine et écologique (volume E, section 5.4).

Qualité des sédiments

Les changements prévus à la qualité des sédiments ont été évalués à partir des lignes directrices de l'USEPA (1999) pour le calcul des concentrations dans les sédiments benthiques. Les équations proposées par l'USEPA (1999) permettent d'estimer, pour une substance donnée présente dans un plan d'eau, la proportion de cette substance qui se retrouvera dans les sédiments, au moyen des coefficients de partition chimique, de la porosité des sédiments, des concentrations en MES, de la profondeur de l'eau et de la profondeur des sédiments benthiques.

Les changements dans la qualité des sédiments durant la phase d'opération et après la fermeture ont été calculés à partir des prévisions de qualité de l'eau décrites dans la section précédente. Les calculs de la qualité des sédiments sont basés sur l'hypothèse que les charges solides dans les cours d'eau et plans d'eau en aval seront négligeables grâce à la mise en œuvre de mesures d'atténuation efficaces. Lorsqu'elles étaient disponibles, les concentrations de référence dans les sédiments ont été utilisées pour calibrer le modèle de qualité des sédiments. Les équations sont fournies au volume I, annexe 9.2. Les données d'entrée du modèle de la qualité des sédiments sont fournies au volume I, annexe 9.2.

Les changements aux concentrations dans les sédiments ont été évalués pour tous les métaux évalués dans le modèle de la qualité de l'eau pour lesquels des données sur la qualité des sédiments aux conditions de référence étaient disponibles. Ces métaux comprennent: l'aluminium, l'arsenic, le baryum, le chrome, le cobalt, le cuivre, le plomb, le manganèse, le mercure, le nickel, le vanadium, le zinc et le fer. Bien que les données sur la qualité des sédiments aux conditions de référence n'étaient pas disponibles pour le chrome, les changements aux concentrations en chrome dans les sédiments ont été évalués en raison des changements prévus aux concentrations en chrome dans l'eau.

3.10.5.2 Critères d'évaluation

Comparaison avec les concentrations de référence et les lignes directrices

Les concentrations maximales prévues pour la saison des pluies et la saison sèche durant l'opération et après la fermeture ont été comparées aux concentrations de référence correspondantes. On a considéré comme un effet non négligeable une augmentation des concentrations maximales prévues liée aux activités du projet résultant en un dépassement des concentrations de référence correspondantes par une marge de 10% ou plus. Dans ce cas, les concentrations ont été comparées aux directives pour la qualité de l'eau de boisson et aux lignes directrices pour la protection de la vie aquatique.

Les directives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2004) pour la qualité de l'eau de boisson et les lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques (Department of Forest and Water Affairs 1996) ont été utilisées aux fins de comparaison. Madagascar ne dispose pas de lignes directrices pour la protection de la vie aquatique à l'heure actuelle. Les lignes directrices pour la protection de la vie aquatique du CCME et de l'USEPA constituent un ensemble de lignes directrices très exigeant reposant principalement sur la littérature nord-américaine; elles ont été utilisées comme outil d'évaluation préliminaire afin de mettre en évidence les paramètres pouvant potentiellement constituer une source de préoccupation pour la qualité de l'eau aux conditions de référence. Cependant, les lignes directrices sud-africaines représentent un ensemble de lignes directrices pour l'évaluation de la qualité de l'eau qui est à la fois reconnu à l'échelle régionale et établi par la juridiction la plus rapprochée du secteur local d'étude; ces lignes directrices sont aussi considérées comme convenant le mieux à l'évaluation des effets des variations de la qualité de l'eau à Madagascar.

Les résultats prévus pour la qualité des sédiments ont été comparés aux concentrations de référence et aux lignes directrices canadiennes sur la qualité des sédiments (CCME 2003). Les lignes directrices canadiennes ont été utilisées

comme base de comparaison parce qu'il n'existe aucun ensemble de lignes directrices sur la qualité des sédiments approuvée localement ou régionalement.

La valeur maximale prévue pour la toxicité aiguë a été comparée à la ligne directrice de toxicité aiguë en cours d'eau (0,3 TUa) (USEPA 1991).

Les résultats de la comparaison avec les concentrations de référence et les lignes directrices pour la qualité de l'eau et des sédiments sont résumés au volume I, annexe 9.2. Les effets des changements prévus sur les récepteurs biologiques sont évalués séparément au volume E pour la santé humaine et écologique, pour la flore, la faune, les poissons et les ressources aquatiques.

Sélection des paramètres clés de la qualité de l'eau

Cinq paramètres clés jugés représentatifs ont été choisis pour caractériser les variations potentielles dans la qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus, soit le cobalt, le cuivre, le manganèse, le nickel et le zinc. Les concentrations prévues en cuivre, manganèse et zinc pour les scénarios d'opération étaient supérieures aux concentrations de référence par une marge de 10% ou plus et étaient en excès des lignes directrices sud-africaines. Le cobalt et le nickel ont aussi été choisis parce qu'il s'agit des métaux d'intérêt du minéral.

Les concentrations prévues pour ces cinq paramètres sont présentées pour les nœuds d'évaluation de chaque bassin, pour les scénarios d'opération et post-fermeture par conditions sèches et par conditions de débit moyen.

3.10.5.3 Mesures d'atténuation

Les mesures d'atténuation intégrées au modèle de la qualité de l'eau comprennent:

- détournement des eaux de ruissellement en provenance du parc à résidus et rejet en mer afin d'éviter l'entrée de la charge en substances dans les cours d'eau et plans d'eau en aval durant la phase d'opération par voie de ruissellement
- installation d'un revêtement dans le bassin de gestion des eaux pour minimiser les infiltrations
- installation d'un réseau de puits pour intercepter et éliminer les infiltrations provenant du parc à résidus dans les secteurs en aval pour la période s'étendant du début de la phase d'opération jusqu'à quinze ans après la fermeture

- réhabilitation progressive des secteurs du parc à résidus par revégétalisation et utilisation de sols provenant du site mais ne contenant pas de résidus miniers
- établissement d'un plan durable de réhabilitation du drainage après la fermeture

Un revêtement sera utilisé pour réduire les infiltrations du bassin de gestion des eaux. Aucun revêtement ne sera utilisé dans le parc à résidus parce qu'il a été déterminé, par modélisation de l'eau souterraine, que les résidus miniers consolidés réduisaient efficacement les infiltrations (Groundwater Consulting Services [PTY] Ltd. 2005).

Un réseau de puits d'interception sera foré afin d'intercepter les infiltrations provenant du parc à résidus. Les eaux d'infiltration interceptées seront gérées avec l'eau du bassin de rétention du parc à résidus miniers.

Durant la phase d'opération, le ruissellement en provenance du parc à résidus, qui aura été en contact avec les résidus miniers, sera recueilli dans le bassin de gestion des eaux et rejeté en mer via un exutoire. Par conséquent, aucune charge de substances affectant la qualité de l'eau provenant du ruissellement contaminé n'entrera dans les cours d'eau en aval. Voir le volume E, section 3.9 (Océanographie) pour une analyse des impacts sur le milieu marin.

A la fermeture, un plan de réhabilitation durable du drainage sera élaboré. Une couche de sol de revêtement sera mise en place pour recouvrir complètement les résidus miniers afin d'empêcher tout contact avec les eaux de ruissellement après la fermeture. Les infiltrations en provenance du parc à résidus seront interceptées et leur qualité surveillée jusqu'à ce que les résultats du programme de surveillance indiquent que les infiltrations peuvent être relâchées dans l'environnement sans effet néfaste sur le milieu aquatique.

Les autres mesures d'atténuation pour minimiser les changements à la qualité de l'eau occasionnés par les activités liées au projet comprennent:

- mise en œuvre de procédures de contrôle du ruissellement et du débit solide durant les activités de débroussaillage et la préparation du site afin de minimiser l'introduction de matières solides dans les cours d'eau et plans d'eau récepteurs
- mise en œuvre d'un plan de gestion des déchets pour la manutention et le stockage de toutes les matières dangereuses
- élaboration et mise en œuvre d'un plan d'intervention d'urgence en cas de déversement qui soit intégré au système de gestion environnementale

Durant les phases de construction, d'opération et après la fermeture, des mesures de lutte contre l'érosion seront mises en œuvre pour minimiser l'enlèvement et le transport des sols par l'eau et le vent vers des cours d'eau et plans d'eau en aval.

3.10.5.4 Résultats

Qualité de l'eau

Les prévisions du modèle pour tous les scénarios, bassins, nœuds et saisons considérés sont présentés au volume I, annexe 9.2. Ces prévisions ont été utilisées pour l'évaluation des effets sur santé humaine et sur la flore, la faune et la vie aquatique.

Les concentrations maximales prévues ont été comparées aux concentrations de référence, aux directives pour la qualité de l'eau de boisson et lignes directrices pour la protection de la vie aquatique (tableau 3.10-3). Un résumé des résultats, qui comprend une comparaison avec les concentrations de référence et les lignes directrices, est fourni pour tous les paramètres modélisés au tableau 3.10-3.

Durant la phase d'opération, les concentrations maximales de onze des vingt-trois paramètres de la qualité de l'eau modélisés sont supérieures aux concentrations de référence (tableau 3.10-3). De ces onze paramètres dont les concentrations sont supérieures aux lignes directrices, aucun n'excède les directives sur l'eau de boisson de l'OMS, mais trois (cuivre, manganèse et zinc) excèdent les lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques. L'augmentation prévue des concentrations en cuivre et en zinc est minime, ce qui indique que le manganèse est le paramètre critique pour le parc à résidus. Les effets des résultats prévus pour ces trois métaux sont évalués plus avant à la section 5.4 (Santé humaine et écologique) du présent volume. Les niveaux prévus de conductivité, de sulfate, de calcium, de magnésium, de fer, de silicium et de cobalt durant la phase d'opération sont nettement supérieurs aux concentrations de référence, mais il n'existe aucune directive de l'OMS ou valeur recommandées dans les lignes directrices sud-africaines pour ces paramètres. Les concentrations prévues en nitrate sont également supérieures aux concentrations de référence durant la phase d'opération, mais ne sont pas en excès de la directive sur l'eau de boisson de l'OMS.

Tableau 3.10-3 Comparaison entre les concentrations maximales prévues des paramètres de la qualité de l'eau dans le secteur du parc à résidus et les concentrations de référence et lignes directrices correspondantes

Paramètre	Scénarios d'opération			Scénarios post-fermeture		
	Référence	Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson ^(a)	Lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques ^(b)	Référence	Directives de l'OMS sur la qualité de l'eau de boisson ^(a)	Lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques ^(b)
conductivité	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
alcalinité totale en CaCO ₃	-			-		
nitrate (NO ₃)	√	-	PDA	√	-	PDA
nitrite (NO ₂)	-			-		
calcium (Ca)	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
chlorure (Cl)	-			-		
magnésium (Mg)	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
sodium (Na)	-			-		
sulfate (SO ₄)	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
aluminium (Al)	-			-		
arsenic (As)	-			-		
baryum (Ba)	-			-		
chrome (Cr)	-			-		
cobalt (Co)	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
cuiivre (Cu)	√	-	•	√	-	•
fer (Fe)	√	PDA	PDA	√	PDA	PDA
plomb (Pb)	-			-		
manganèse (Mn)	√	-	•	√	-	•
mercure (Hg)	-			-		
nickel (Ni)	-			-		
silicium (Si)	√	PDA	PDA	-		
vanadium (V)	-			-		
zinc (Zn)	√	PDA	•	-		

^(a) Directives pour la qualité de l'eau de boisson de l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2004).

^(b) South African Water Quality Guidelines, Volume 7: Aquatic Ecosystems (1996). Department of Water Affairs and Forestry.

- Ne dépasse pas la concentration de référence (différence de moins de 10% entre la concentration de référence et la concentration maximale prévue).

√ Dépasse la concentration de référence par une marge de 10% ou plus (variations reliées au projet).

• Dépasse la valeur seuil des lignes directrices sud-africaines.

Cellule vide La valeur prévue n'a pas été comparée à la valeur seuil des lignes directrices quand les activités liées au projet résultent en une différence de moins de 10% entre la concentration maximale prévue et la concentration de référence.

PDA Pas de directive ou ligne directive applicable.

Pour les scénarios post-fermeture (c.-à-d. 15 ans et 80 ans après la fermeture), les concentrations de huit des vingt-trois paramètres modélisés sont supérieures aux concentrations de référence (tableau 3.10-4). De ces huit paramètres dépassant les concentrations de référence, aucun excède les directives sur l'eau de boisson de l'OMS, et seuls le cuivre et le manganèse excèdent des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques. L'augmentation prévue des concentrations en cuivre est minime et le dépassement de la valeur recommandée dans les lignes directrices sud-africaines est surtout attribuable au bruit de fond géochimique. Les effets des résultats prévus pour ces deux métaux sont évalués plus avant à la section 5.4 (Santé humaine et écologique) du présent volume. Les niveaux prévus de conductivité, sulfate, magnésium, fer et cobalt durant la phase d'opération dépassent de manière non négligeable les concentrations de référence, mais il n'existe aucune directive de l'OMS ou valeur recommandée dans les lignes directrices sud-africaines pour ces paramètres. Les concentrations prévues en nitrate durant la phase d'opération dépassent aussi les concentrations de référence, mais elles ne sont pas en excès de la directive sur l'eau de boisson de l'OMS.

Les concentrations prévues pour les scénarios d'opération et post-fermeture ont été comparées aux lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques pour les paramètres dont les niveaux prévus dépassent les concentrations de référence correspondantes (tableau 3.10-4). Les résultats pour la saison des pluies et la saison sèche seulement sont présentés au tableau 3.10-4 parce que les résultats basés sur les conditions moyennes (c.-à-d. qualité moyenne de l'eau et débits moyens en saison des pluies et en saison sèche) étaient similaires aux résultats prévus pour la saison sèche et pour la saison des pluies. Le tableau présente les résultats pour chacune des saisons et pour les trois affluents de l'Ambolona (bassins A1 à A4, B1 à B3 et C1 à C3) ainsi que pour la section de l'Ambolona comprise dans le secteur local d'étude (bassins A5 et A6). En général, les plus fortes concentrations prévues des paramètres de la qualité de l'eau pour les scénarios d'opération et post-fermeture survenaient durant la saison sèche.

Tableau 3.10-4 Concentrations maximales prévues dépassant les concentrations de référence et les lignes directrices sud-africaines (phases d'opération et post-fermeture)

Scénarios d'opération								
Paramètre	Bassin A (A1 à A4)		Bassin B		Bassin C		Bassin A (A5 à A6)	
	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche
conductivité	-	√	-	-	-	√	-	√
nitrate (NO ₃)	-	√	-	-	-	√	-	-
calcium (Ca)	-	-	-	√	-	-	-	-
magnésium (Mg)	√	√	√	√	-	-	-	√
sulfate (SO ₄)	√	√	√	√	-	-	√	√
cobalt (Co)	-	√	-	-	-	-	-	-
cuivre (Cu)	-	●	-	-	-	●	-	-
fer (Fe)	-	√	-	-	-	√	-	-
manganèse (Mn)	√	●	√	√	-	-	√	√
silicium (Si)	-	-	nd	√	-	-	-	-
zinc (Zn)	-	-	●	●	-	-	-	-
Scénarios post-fermeture								
Paramètre	Bassin A (A1 à A4)		Bassin B		Bassin C		Bassin A (A5 à A6)	
	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche	Pluies	Sèche
conductivité	-	√	-	√	-	√	-	√
nitrate (NO ₃)	-	√	-	√	-	√	-	√
magnésium (Mg)	√	√	√	√	-	-	-	-
sulfate (SO ₄)	√	√	√	√	√	√	√	√
cobalt (Co)	-	√	-	√	-	√	-	-
cuivre (Cu)	-	●	-	●	-	●	-	-
fer (Fe)	-	√	-	√	-	√	-	√
manganèse (Mn)	√	●	√	√	√	√	√	√

- Ne dépasse pas la concentration de référence (différence de moins de 10% entre la concentration de référence et la concentration maximale prévue).
- √ Dépasse la concentration de référence par une marge de 10% ou plus (variations reliées au projet).
- Dépasse la concentration de référence par une marge de 10% ou plus (variations reliées au projet) et dépasse aussi la valeur seuil des lignes directrices sud-africaines.
- nd Les concentrations pour ce paramètre n'ont pas été modélisées pour cette saison parce que les valeurs des concentrations de référence n'étaient pas disponibles.

Pour les scénarios d'opération, les concentrations prévues en manganèse augmentent dans tous les cours d'eau évalués et dépassent la valeur seuil recommandée dans les lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques dans un cours d'eau (affluent 1 de l'Ambolona). Les concentrations maximales prévues en cuivre dépassaient de façon minimale les concentrations de référence; elles étaient aussi en excès des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques dans deux cours d'eau (affluents 1 et 3 de l'Ambolona) durant la saison sèche. Pour la saison des pluies, les concentrations prévues en cuivre n'augmentaient pas par rapport aux conditions de référence. Les concentrations de référence en zinc sont en excès des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques; les concentrations prévues en zinc augmentent de façon minimale dans un bassin (le haut bassin de l'affluent 2 de l'Ambolona [B1]) pour un des scénarios de la phase d'opération (année 27) et ce, autant pour la saison de pluies que pour la saison sèche. Les dépassements des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques sont principalement attribuables au bruit de fond géochimique élevé.

Pour les scénarios post-fermeture, les concentrations prévues en manganèse se maintiennent au-dessus des concentrations de référence. La concentration prévue en manganèse est en excès de la valeur recommandée dans les lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques dans un cours d'eau (affluent 1 de l'Ambolona) pour le scénario post-fermeture à court terme (c.-à-d. 15 ans après la fermeture) mais non pour le scénario post-fermeture à long terme (c.-à-d. 80 ans après la fermeture). Les concentrations prévues en cuivre se maintiennent au-dessus des concentrations de référence, mais de façon minimale, pour les scénarios post-fermeture en saison sèche dans tous les bassins, à l'exception du cours d'eau Ambolona (bassins A5 et A6). Ces concentrations prévues en cuivre sont en excès des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques; cependant l'apport le plus important contribuant au dépassement de la directive est attribuable au bruit de fond géochimique. Les concentrations prévues en zinc décroissent jusqu'aux concentrations de référence dans le scénario post-fermeture.

Les niveaux prévus les plus élevés de conductivité, de sulfate, de calcium, de magnésium, de cobalt, de cuivre et de manganèse, tant pour les scénarios d'opération que post-fermeture, sont attribuables aux charges provenant des infiltrations depuis le parc à résidus. Les niveaux de ces paramètres sont plus élevés dans les infiltrations provenant du parc à résidus que dans l'eau de surface aux conditions de référence pour la saison correspondante. Les concentrations prévues en sulfate, magnésium et manganèse dans les infiltrations en provenance du parc à résidus étaient beaucoup plus élevées que les concentrations de références correspondantes dans les eaux de surface. Les concentrations prévues en nitrate, fer, silicium et zinc étaient supérieures aux concentrations de référence

pour les scénarios d'opération et post-fermeture à cause du changement prévu dans la proportion des apports en eau souterraine et du ruissellement. Les concentrations de référence en nitrate et en fer dans l'eau de surface sont plus élevées que les concentrations de référence dans l'eau souterraine et que les concentrations dans les infiltrations en provenance du parc à résidus. Les concentrations de référence en silicium et en zinc dans l'eau souterraine sont plus élevées que les concentrations dans les infiltrations en provenance du parc à résidus.

Un résumé des prévisions relatives aux concentrations est présenté ici pour les cinq paramètres clés représentatifs: cuivre, cobalt, manganèse, nickel et zinc. Les résultats complets sont présentés pour chacun des douze bassins au volume I, annexe 9.2.

Les concentrations prévues durant les phases d'opération et post-fermeture pour les cinq paramètres clés, à l'exception du manganèse, sont semblables aux concentrations de référence correspondantes. Autant les concentrations de référence que les concentrations prévues pour le cuivre et le zinc sont en excès des lignes directrices sud-africaines correspondantes. Les plus fortes concentrations prévues en manganèse pour les phases d'opération et post-fermeture se produisent dans le bassin A1. Les concentrations prévues en manganèse dans deux autres bassins, les bassins B1 (phases d'opération et post-fermeture) et C1 (phase post-fermeture seulement) sont aussi élevées par rapport aux concentrations de référence correspondantes. En général, les concentrations diminuent en aval des bassins A1, B1 et C1 pour les scénarios d'opération et post-fermeture. A l'exception des concentrations prévues en manganèse dans le bassin A1, toutes les valeurs prévues de concentration en manganèse pour les phases d'opération et post-fermeture sont inférieures aux lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques.

Les concentrations prévues en cuivre suivent des tendances semblables à celles décrites ci-dessus pour le manganèse. Pour la période s'étendant de la phase d'opération jusqu'après la fermeture, les concentrations prévues en cuivre les plus élevées se produisent dans le bassin A1. Pour les bassins B1 (phase post-fermeture seulement) et C1, des concentrations prévues en cuivre élevées par rapport aux concentrations de référence ont aussi été calculées. Les concentrations prévues diminuent généralement en aval des bassins A1, B1 et C1 pour tous les scénarios. En saison sèche, les concentrations prévues en cuivre sont supérieures aux concentrations de référence par une marge de 10% ou plus et sont en excès des lignes directrices sud-africaines dans les bassins suivants:

- A1, C1 et C2 (phases d'opération et post-fermeture)

- B1, B2 et C3 (phase post-fermeture seulement)

La concentration prévue en zinc durant la saison sèche pour la phase d'opération (année 27) dépasse par une marge de plus de 10% la concentration de référence dans le bassin B1. La concentration prévue en zinc est aussi en excès de la valeur recommandée dans les lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques.

Les concentrations prévues en cobalt et nickel sont similaires aux concentrations de référence dans les bassins et sont toutes inférieures aux lignes directrices applicables.

Essai de toxicité de l'effluent global

La toxicité aiguë maximale prévue est de 0,0031, ce qui est nettement en dessous de la ligne directrice de toxicité en cours d'eau de 0,3 (USEPA 1991). Ce calcul a été basé sur une concentration CL_{50} de 31,1% pour l'espèce la plus sensible (*Daphnia magna*) et sur la fraction maximale des infiltrations du parc à résidus dans les débits d'écoulement (soit 0,095%). Les impacts potentiels associés à cette valeur de toxicité aiguë maximale prévue sont évalués dans les sections de l'EIE relatives à la santé écologique (volume E, section 5.4).

Qualité des sédiments

Les résultats de l'évaluation de la qualité des sédiments indiquent que, parmi les dix-huit métaux évalués, les concentrations prévues en arsenic, sélénium et thallium dans les sédiments résultant des activités liées au projet dépassent les concentrations de référence. Cependant, la concentration maximale prévue en arsenic dans les sédiments est largement inférieure aux valeurs des Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) (CCME 2003). Le sélénium et le thallium ne figurent pas dans ces recommandations (tableau 3.10-5), de sorte qu'aucune comparaison n'a été présentée pour ces paramètres. Les concentrations prévues en chrome montrent une augmentation de 0,005 et 0,006 mg/kg, pour les conditions d'opération et post-fermeture, respectivement. On n'a pu effectuer une comparaison des valeurs absolues de la concentration en chrome dans les sédiments avec les recommandations du CCME puisque aucune donnée de référence n'était disponible. Cependant, une augmentation prévue dans la concentration en chrome de 0,006 mg/kg est considérée comme négligeable relativement au maximum de 37,3 mg/kg recommandé pour ce paramètre dans les RPQS.

Tableau 3.10-5 Comparaison entre les concentrations maximales prévues dans les sédiments de fond du secteur du parc à résidus et les concentrations de référence et lignes directrices correspondantes

Paramètre	Phase d'opération			Phase post-fermeture		
	Résultat prévu supérieur aux concentrations de référence dans les sédiments	Résultat prévu supérieur aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments		Résultat prévu supérieur aux concentrations de référence dans les sédiments	Résultat prévu supérieur aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments	
		RPQS ^(a)	CEP ^(b)		RPQS ^(a)	CEP ^(b)
aluminium	-			-		
arsenic	-			-		
baryum	-			-		
chrome	√	-	-	√	-	-
cobalt	-			-		
cuiivre	-			-		
plomb	√	-	-	√	-	-
manganèse	-			-		
mercure	√	-	-	√	-	-
nickel	-			-		
vanadium	-			-		
zinc	√	PDA	PDA	-		
fer	-			-		

(a) Concentration produisant un effet probable (CCME 2003).

(b) Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (CCME 2003).

- Ne dépasse pas la concentration de référence (différence de moins de 10% entre la concentration de référence et la concentration maximale prévue) ou ne dépasse pas la valeur seuil des lignes directrices.

√ Dépasse la concentration de référence par une marge de 10% ou plus (variations reliées au projet).

Cellule vide La valeur prévue n'a pas été comparée aux lignes directrices quand les activités liées au projet résultent en une différence de moins de 10% entre la concentration maximale prévue et la concentration de référence.

PDA Pas de directive applicable.

Note: Les concentrations de référence n'étant pas disponibles pour le chrome, il a été supposé que les concentrations maximales prévues étaient supérieures aux concentrations de référence. Si une augmentation de 0,06 mg/kg devait entraîner une augmentation des concentrations au-dessus des RPQS, il résulterait une augmentation de moins de 10% par rapport aux concentrations de référence.

3.10.5.5 Analyse des impacts

Niveau de confiance des prévisions

Les principales sources possibles d'incertitude dans l'évaluation de la qualité des eaux et des sédiments concernent: les valeurs utilisées pour les débits d'écoulement des eaux de surface et des eaux souterraines, la qualité de l'eau aux conditions de référence, la qualité des eaux d'infiltration provenant du parc à résidus et la qualité des eaux de ruissellement. Les niveaux de confiance des prévisions des débits d'écoulement des eaux de surface étaient moyens pour les débits moyens, et faibles pour les débits en saison sèche, tel qu'exposé au volume E, section 3.8. La qualité de l'eau de surface aux conditions de référence en saison sèche et la qualité de l'eau souterraine aux conditions de référence sont bien définies dans le secteur local d'étude. Les résultats analytiques de la qualité

de l'eau de surface en saison des pluies sont basés sur des limites de détection analytiques élevées et par conséquent, une grande partie des résultats sont sous les limites de détection correspondantes. Ainsi, les concentrations des paramètres utilisées dans le modèle de la qualité de l'eau pour caractériser les conditions de référence en saison des pluies sont potentiellement plus élevées que les concentrations réelles, résultant en des prévisions plus prudentes de la qualité des eaux de surface dans ce cas.

Un niveau d'incertitude moyen est associé aux concentrations des paramètres de la qualité de l'eau dans les eaux d'infiltration en provenance du parc à résidus. Bien que les concentrations des paramètres dans les eaux d'infiltration soient basées sur un échantillon de pulpe, le procédé de traitement peut être contrôlé de manière à satisfaire à l'exigence de qualité de l'eau prévue pour l'échantillon.

Des hypothèses prudentes ont été utilisées dans le processus de modélisation. Le modèle a supposé un comportement conservatif de toutes les paramètres de la qualité de l'eau (aucune précipitation, atténuation ou transformation géochimique dans les eaux souterraines et eaux de surface) et aucune dilution des effluents au sein des installations du parc à résidus. Les mesures de réhabilitation proposées reposent aussi sur des pratiques courantes et sont reconnues comme étant efficaces dans la réduction des effets des parcs à résidus sur la qualité de l'eau et des sédiments après fermeture. Par conséquent, le niveau de confiance est considéré élevé à moyen relativement à l'efficacité des mesures d'atténuation.

Le niveau de confiance des prévisions pour cette évaluation dans son ensemble est considéré moyen à faible considérant: le niveau d'incertitude faible à élevé concernant la source des données d'entrée des modèles de la qualité de l'eau et des sédiments, les hypothèses prudentes intégrées aux modèles, et l'efficacité démontrée des mesures d'atténuation proposées.

Surveillance

Un programme de suivi de la qualité de l'eau et des sédiments sera institué pour s'assurer que la qualité de l'eau de surface et des sédiments soit protégée, et que tous les effets imprévus soient identifiés. Le paramètre clé à surveiller sera le manganèse, ainsi que les autres paramètres conventionnels de la qualité de l'eau. L'objectif poursuivi par l'identification des effets imprévus et des causes qui y sont associées est de permettre une gestion adaptative ou encore une atténuation rapide et efficace de ces impacts.

Le suivi de la qualité de l'eau sera effectué durant la phase d'opération et après la fermeture pour l'eau contenue dans le bassin de rétention du parc à résidus, pour l'eau souterraine interceptée par le système de captage des eaux d'infiltration et

pour quelques emplacements clés dans les plans d'eau en aval. Le suivi se poursuivra après la fermeture à court et à long terme jusqu'à ce que les résultats du modèle de la qualité de l'eau indiquent que les infiltrations en provenance du parc à résidus n'aient plus d'effet important sur les nœuds d'évaluation en aval.

Le suivi de l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion, de la stabilité des pentes et du niveau de succès atteint par les mesures de réhabilitation est décrit au volume E, section 6.

3.10.5.6 Conclusions

A la lumière de l'évaluation présentée dans la présente section, les conclusions suivantes ont été dégagées:

- Les eaux d'infiltration en provenance du parc à résidus sont une source potentielle majeure de charges en sulfate, magnésium et manganèse dans les cours d'eau et plans d'eau récepteurs durant la phase d'opération du projet. Les mesures d'atténuation utilisées impliquent l'installation et l'opération d'un réseau de puits pour intercepter les infiltrations provenant du parc à résidus (voir section 3.7 du présent volume).
- Les eaux d'infiltration en provenance du parc à résidus contribuent aussi à augmenter la conductivité électrique et les charges en calcium dans les eaux réceptrices durant la phase d'opération
- Pour ce qui est des paramètres clés observés, il est prévu que le projet ne causera pas une augmentation de ces concentrations dans les eaux réceptrices en aval des secteurs du parc à résidus à des niveaux excédant les directives sur l'eau de boisson de l'OMS.
- Le manganèse est le paramètre clé préoccupant puisque qu'il est prévu que les charges liées au projet durant la phase d'opération et après la fermeture pourraient causer une augmentation des concentrations jusqu'à des niveaux dépassant les concentrations de référence dans tous les bassins, à l'exception du bassin C (affluent 3 du cours d'eau Ambolona).
- Les concentrations les plus élevées en manganèse se produiront pendant les opérations dans le bassin A1 (le plus haut bassin de l'affluent 1 du cours d'eau Ambolona) et seront en excès des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques. Les concentrations en manganèse durant la phase d'opération seront inférieures aux lignes directrices sud-africaines dans tous les autres bassins.
- Les concentrations prévues en manganèse dans l'eau en aval du parc à résidus après la fermeture pour la période à court terme (15 ans) sont

supérieures aux concentrations de référence et en excès des lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques.

- Les concentrations prévues en manganèse dans l'eau en aval du parc à résidus après la fermeture pour la période à long terme sont supérieures aux concentrations de référence mais inférieures aux lignes directrices sud-africaines pour les écosystèmes aquatiques.
- Grâce aux mesures efficaces de lutte contre l'érosion, à l'utilisation de bassins de décantation et aux activités de réhabilitation durable, la qualité des sédiments dans les cours d'eau et plans d'eau récepteurs durant l'opération et après la fermeture du parc à résidus demeurera semblable aux concentrations de référence observées.
- Une évaluation des effets de la qualité de l'eau sur la santé humaine et écologique est présentée à la section 5.4 du présent volume.

3.11 ASPECT ESTHETIQUES

3.11.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation des impacts environnementaux du parc à résidus sur les aspects esthétiques. Conformément aux termes de référence du projet Ambatovy (le projet), le panorama du parc à résidus est décrit et les impacts potentiels sur les habitations voisines et les points de vue fréquentés sont évalués.

3.11.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude des aspects esthétiques du parc à résidus est un périmètre ayant un rayon de 5 km autour des limites de l'installation, tel qu'illustré dans le volume A, figure 7.2-3. Ce secteur d'étude a été établi de façon à inclure le territoire où le parc à résidus est assez proche pour constituer un élément majeur du paysage local.

3.11.3 Résumé de l'étude de référence

Le parc à résidus sera aménagé dans des vallées larges et plates caractérisées par des versants montagneux, des pentes modérées et partiellement boisées. Quelques petites communautés occupent ce paysage. En règle générale, différentes personnes peuvent avoir différentes perceptions de ces perspectives: la région a un aspect relativement naturel et elle est habitée de façon dispersée. Historiquement, elle a été fortement transformée par l'utilisation humaine. La végétation de la région tend à être riche au fond des vallées, mais éparse sur les versants montagneux.

Pour être considérés dans cette évaluation, les points de vue clés doivent être accessibles au public pendant les activités du projet et doivent se situer dans le panorama du projet. Les points de vue clés sont présentés au tableau 3.11-1. Les perspectives de référence, depuis les points de vue clés TF1 à TF4, sont présentées dans le volume I, annexe 11.1, pièce jointe 1, photos 20 à 23.

D'autres détails concernant les conditions de référence sont fournis au volume I, annexe 11.1.

Tableau 3.11-1 Points de vue clés: zone du parc à résidus

Numéro du point de vue	Nom du point de vue	Coordonnées GPS (Zone MTU 39S)	Observateurs possibles	Caractéristiques de la perspective de référence
TF1	route (RN2) à l'intersection de la route de crête	E 327489 N 7992792	résidents locaux, touristes et voyageurs	corridor influencé par l'activité humaine avec éléments résidentiels, industriels et agricoles et forêts secondaire
TF2	Antanandava (au pont face à l'ouest)	E 325027 N 7989335	résidents locaux	village en milieu naturel, bien entretenu, rustique
TF3	route de crête faisant face à la zone du bassin central du parc à résidus	E 324271 N 7989857	résidents locaux	végétation secondaire clairsemée, terres boisées d'eucalyptus, agriculture
TF4	route de crête faisant face au secteur à la zone du bassin nord du parc à résidus	E 324008 N 7990051	résidents locaux	végétation secondaire clairsemée, terres boisées d'eucalyptus, agriculture

Note: GPS = système de positionnement global; UTM = grille Mercator transverse universelle.

3.11.4 Portée des enjeux

Lors des séances de consultation publique, la principale préoccupation soulevée par l'Association nationale pour la gestion des aires protégées (ANGAP) est l'effet potentiel des impacts visuels sur le tourisme. Les environs du parc à résidus ne sont pas considérés comme des zones touristiques importantes mais, étant donné leur proximité de Toamasina, il existe une certaine possibilité que des touristes puissent voir ce secteur. Les transformations potentielles qui seront vues par les résidents locaux et les touristes et autres visiteurs comprennent:

- le débroussaillage et la modification de la morphologie du terrain, comprenant le développement d'une route d'accès élargi, de digues de confinement et d'un bassin à résidus
- la production de poussière visible le long de la route d'accès en période sèche, ainsi que des émissions de carburants fossiles visibles localement
- un éclairage nocturne limité de l'infrastructure du site
- la présence de bâtiments, d'installations et d'infrastructures dont certains seront visibles de l'extérieur du parc à résidus

La question clé en ce qui a trait aux aspects esthétiques est la suivante:

Question clé AE-1 Quel seront les effets du parc à résidus sur les aspects esthétiques?

Des effets visuels auront lieu durant les phases de construction, d'opération et de fermeture du parc à résidus; ils seront semblables aux liens relatifs aux aspects esthétiques du site de la mine (volume H, annexe 9).

3.11.5 Evaluation des impacts

Pendant les phases de construction et d'opération, la végétation sera défrichée, des éléments du paysage seront modifiés, des bâtiments industriels seront construits et des poussières seront parfois soulevées dans le parc à résidus. Après la fermeture, la plupart des sources d'impact visuel disparaîtront, mais la morphologie du terrain restera altérée.

3.11.5.1 Méthodes d'évaluation

L'information topographique, des photographies et des observations sur le terrain ont servi à décrire les perspectives actuelles. Les données topographiques de référence et les modèles de la topographie du projet ont servi à tracer des cartes d'élévation numériques à partir desquelles les panoramas ont pu être générés. Les points de vue clés permettant une perspective de « pire éventualité » depuis des endroits proches du parc à résidus ont été choisis et des perspectives de vues du sol à partir des modèles topographiques ont été générées.

Une vue en plan générale du parc à résidus à la phase d'aménagement complet du site (année 27) a été produite afin de créer une impression visuelle d'ensemble du projet à l'intention des lecteurs. Cette vue n'est cependant pas représentative d'une perspective typique visible par les résidents locaux ou les touristes et elle n'a donc pas servi à l'évaluation des impacts visuels.

3.11.5.2 Critères d'évaluation

Les critères utilisés pour évaluer les aspects esthétiques sont présentés au tableau 3.11-2.

Tableau 3.11-2 Critères de description des impacts sur les aspects esthétiques

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
positive: les changements au paysage donneront un aspect plus naturel négative: le paysage perd de son aspect naturel	négligeable: aucun effet mesurable sur l'aspect esthétique faible: les points de vue clés permettent de voir peu ou au loin les effets du projet moyenne: les points de vue clés donnent une perspective directe mais non écrasante sur les effets du projet forte: les points de vue clés donnent des perspectives rapprochées et écrasantes des effets du projet (représentant une grande partie du paysage visible)	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: effet s'étendant au-delà du secteur local d'étude	court terme: <3 ans moyen terme: 3 à 30 ans long terme: >30 ans	réversible ou irréversible	faible: rarement visible moyenne: visible par intermittence élevée: visible en permanence

3.11.5.3 Mesures d'atténuation

Les effets visuels dans le corridor d'accès au parc à résidus seront réduits par la mise en place de tous les aménagements linéaires dans un seul corridor, lequel sera superposé à une route existante, et par l'enfouissement des pipelines de transport des résidus le long de ce corridor. Les aires perturbées seront revégétalisées promptement après la construction.

Des zones tampon de végétation seront préservées autour du périmètre du parc à résidus. Les surfaces des digues qui ne seront pas rehaussées seront revégétalisées aussi rapidement que possible.

A la fermeture du projet, les bâtiments seront démantelés et les stériles restants dans ces aménagements seront éliminés de façon appropriée.

Une réhabilitation complète sera mise en place pendant les phases de fermeture. La conception des talus du parc à résidus et les mesures de lutte contre l'érosion le long des talus permettra de réduire l'érosion à court et à long terme. La revégétalisation avec des espèces natives ou d'autres espèces convenables pour l'occupation locale du sol permettra de fondre les paysages affectés avec le territoire environnant. La surface du dépôt de résidus sera revégétalisée aussi rapidement que possible.

3.11.5.4 Résultats

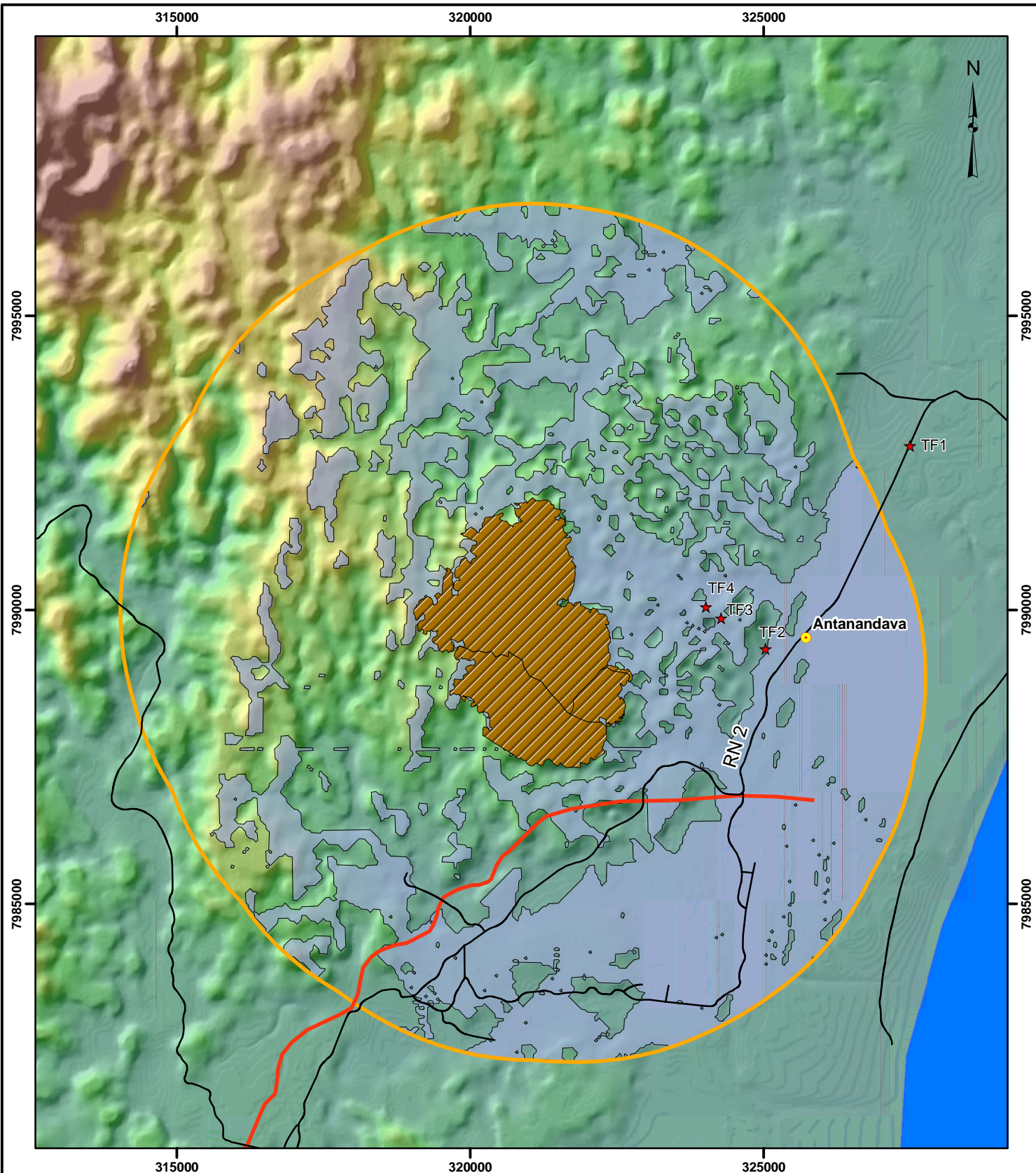
Une évaluation du panorama au moment où le parc à résidus atteindra son extension topographique maximale (instantané de l'année 27) est présentée à la figure 3.11-1. Cette évaluation du panorama démontre qu'une proportion relativement importante du secteur d'étude se trouve dans le panorama du parc à résidus du côté est, tandis que le côté ouest ne comprend que quelques sommets de collines.

Le panorama montré est une estimation prudente car il ne tient pas compte de la végétation ou d'autres éléments qui pourraient obstruer la vue à certains endroits. Par exemple, il est évident que la plupart des sections de la RN2 n'offriront pas une bonne vue sur le parc à résidus à cause des boisés bordant le côté ouest de la route. Néanmoins, d'après cette analyse, une grande partie de la RN2 se trouve à l'intérieur du panorama topographique. D'après le panorama prudent présenté ici, 45% du secteur local d'étude offre une vue sur le projet, ce qui comprend notamment la vallée en aval du parc à résidus et des secteurs de la plaine côtière au sud-est.

Les groupes susceptibles de voir le parc à résidus comprennent les résidents locaux et les passants empruntant la RN2. Les perceptions des effets esthétiques se rapportant au parc à résidus pour les observateurs dans la zone de visibilité où ils se trouvent pourraient être affectées par:

- le paysage environnant, incluant la morphologie du paysage la végétation et le degré de transformation dans son ensemble
- la forme, la texture, la couleur et le degré de contraste de la partie du parc à résidus observée, par rapport à celles du paysage environnant;
- la distance entre l'observateur et le parc à résidus
- l'orientation du point de vue, la fréquence et la durée d'observation
- la perception de l'observateur de ce qui est attrayant ou déplaisant, et ses attentes quant à ce qui devrait ou non se voir à cet endroit.

Le parc à résidus, à la 27^e année d'opération, couvrira 9,8 km², incluant les superficies affectées des bassins et des structures des digues. Certaines perturbations additionnelles se produiront à l'intérieur des limites du parc à résidus et autour de l'aménagement lui-même (pour une superficie totale de 12,7 km²). L'infrastructure en lisière de l'aménagement comprendra une station de pompage et un poste électrique. Les structures des digues présenteront un contraste prononcé avec les pentes adjacentes, particulièrement pendant l'opération, car la plupart de ces digues seront rehaussées graduellement et ne pourront être revégétalisées immédiatement.



LÉGENDE

- AGGLOMERATION
- POINT DE VUE
- ROUTE
- TRACÉ APPROXIMATIF DU PIPELINE DE PULPE
- PARC À RÉSIDUS
- CHAMP DE VISIBILITÉ
- ZONE D'ÉTUDE DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

RÉFÉRENCE

Référence : WGS 84 Projection : UTM Zone 39S

1.5 0 1.5 3
ÉCHELLE 1:90 000 KILOMÈTRES

PROJET

PROJET AMBATOVY

TITRE

**ANALYSE DU PANORAMA
DU PARC À RÉSIDUS**



PROJET No.03-1322-172.6500			ÉCHELLE TELLE QUE MONTREE	REV. 0
DESSINE	GJ	9 juil. 2005		
SIC	TN	21 sep. 2005		
VERIF.	GJ	30 jan. 2006		
REV.	DM	30 jan. 2006		

FIGURE: 3.11-1

Une vue en plan de la future topographie du parc à résidus est présentée à la figure 3.11-2.

La perspective prévue depuis le point de vue TF3 (tableau 3.11-1) est illustrée à la figure 3.11-3. Ce point de vue se trouve dans un secteur accessible à la population locale et aux visiteurs passant juste à côté de la RN2, le long de la route d'accès, en direction du parc à résidus. Cette vue en direction du parc à résidus montre que de petites parties de la topographie du parc à résidus seront visibles au loin, surtout dans les secteurs au sud du chemin de crête. Les digues des bassins à résidus phase 1, phase 2 et phase 3 faisant face à l'est seront les éléments les plus visibles du parc à résidus. Ces éléments seront en réalité moins évidents que ce que montre la Figure 3.11-3 car cette image ne tient pas compte de l'effet de la végétation obstruant la vue.

3.11.5.5 Analyse des impacts

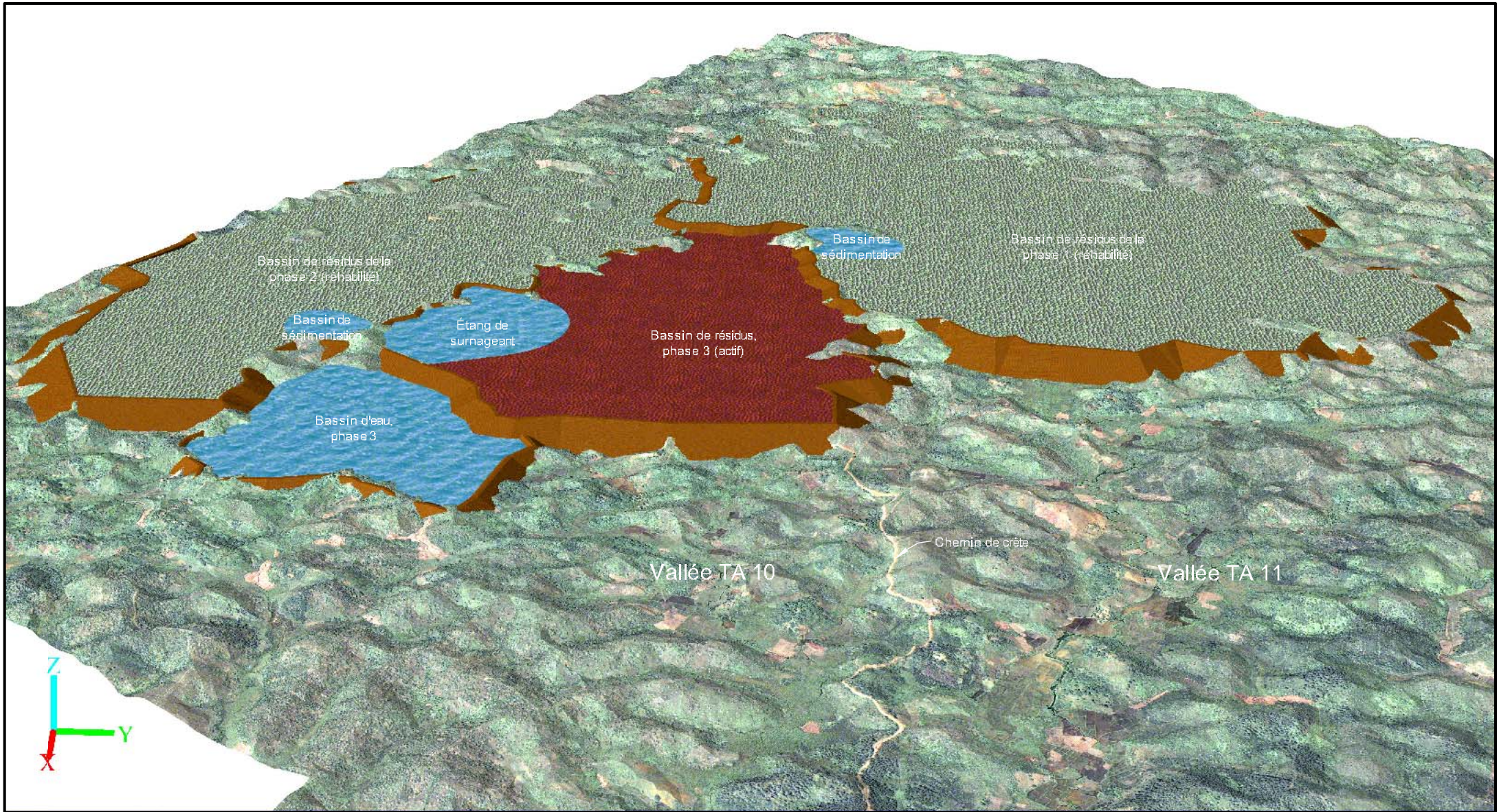
Impacts résiduels

Les effets résiduels pendant chaque phase du projet, après la mise en œuvre des mesures d'atténuation, sont résumés au tableau 3.11-3.

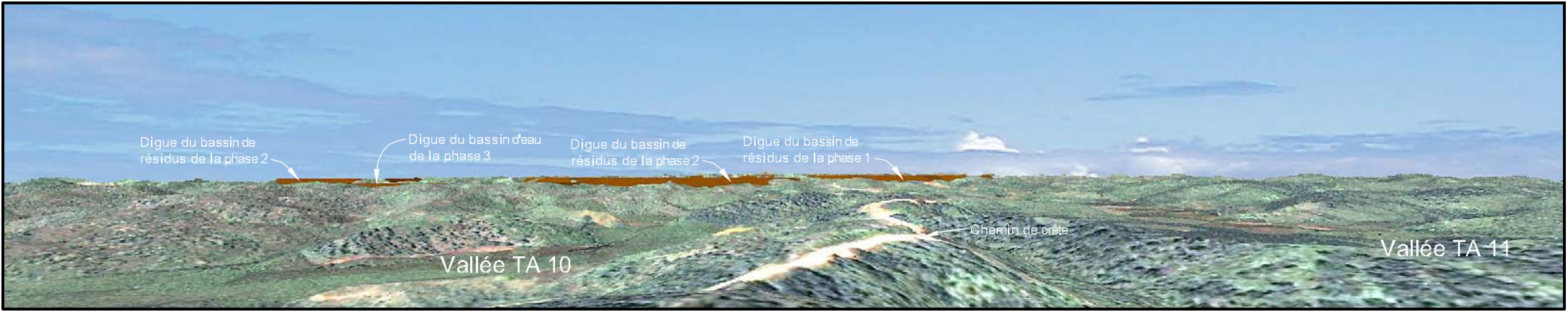
Tableau 3.11-3 Effets potentiels et impacts résiduels sur les aspects esthétiques

Phase du projet	Effets potentiels	Mesures d'atténuation	Impacts résiduels
construction et opération	défrichement du terrain et transformation de la morphologie	réhabilitation progressive des digues lorsque possible	modification d'intensité moyenne et à long terme du paysage visible depuis les points de vue clés
	aménagements et machines visibles	peu d'aménagements; le lieu d'activité sera visible pour un nombre restreint de résidants locaux	impact négligeable sur les points de vue clés
	eclairage	luminaires complètement masqués orientés loin des observateurs	impact négligeable sur les points de vue clés
	émissions et poussières visibles	mesures de contrôle des poussières	effets négligeables
fermeture	les modifications à la morphologie du terrain persisteront après la fermeture	terrassment et revégétalisation pour donner un aspect naturel au terrain	modification d'intensité moyenne et à long terme du paysage visible
	installations et machines visibles	démantèlement et enlèvement des installations et de la machinerie	aucun

XREF FILE(S): IMAGE FILE(S): Mining Area - Aerial View Looking North Mining Area - Perspective View Looking From Torotorokoy Mining Area - Perspective View Looking North Tailings Area - Aerial View Looking West Tailings Area - Perspective View from Spine Road




Vue aérienne en direction de l'ouest

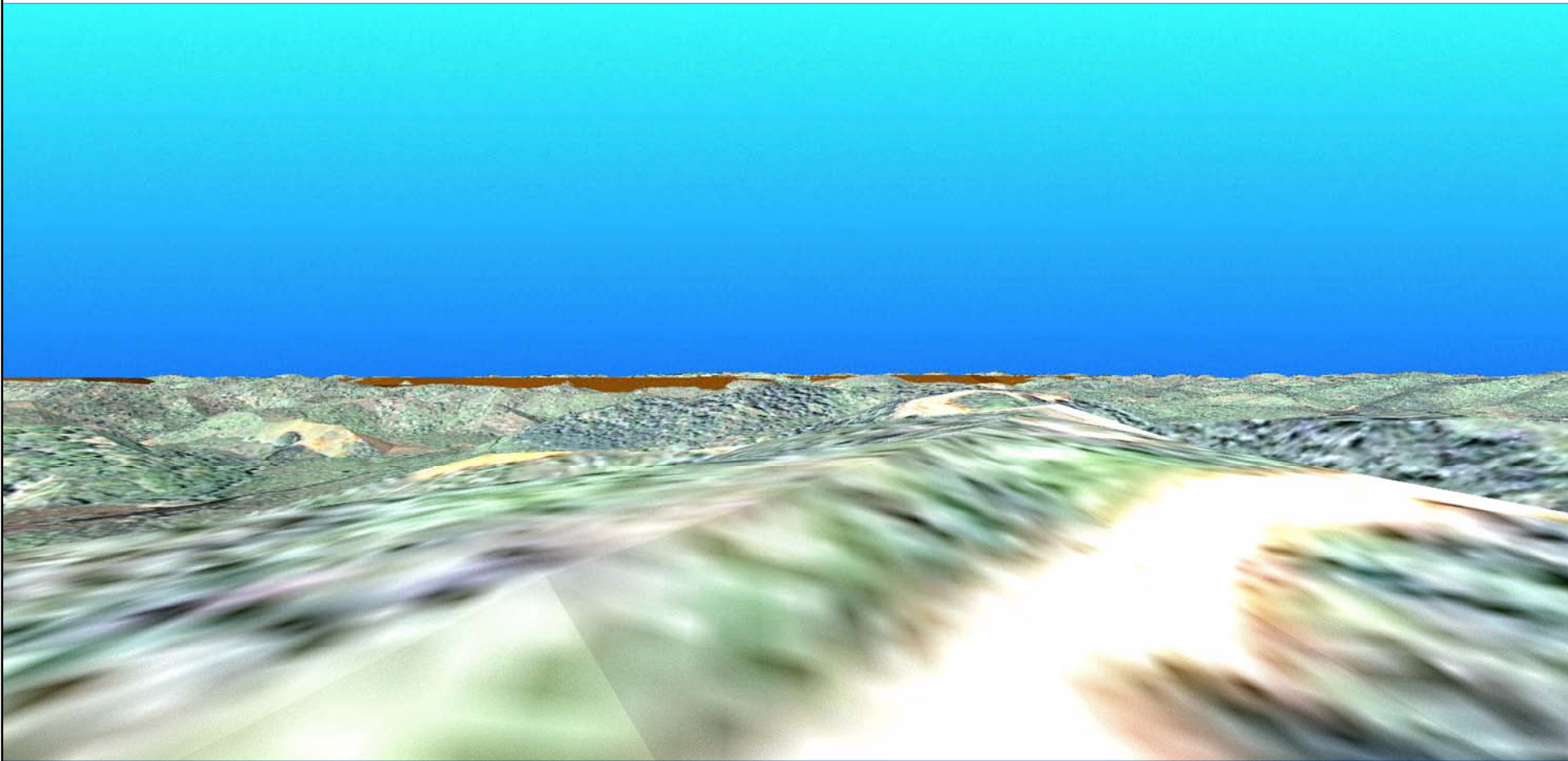


Vue en perspective le long du chemin de crête

Légende:

-  Secteur réhabilité
-  Digue
-  Résidus
-  Plan d'eau

PROJET AMBATOVY			
ASPECT VISUEL DU PARC À RÉSIDUS ANNÉE 27 – FIN DE L'EXPLOITATION			
	P/A NO. NB301-00116/4	REF.	REV.
	FIGURE 3.11-2		




PROJET		PROJET AMBATOVY	
TITRE		VUE EN DIRECTION DE L'OUEST DEPUIS LE POINT DE VUE TF3, ANNÉE 27 DE L'EXPLOITATION	
	PROJET No.	03-1322-172.6500	AUCUNE ÉCHELLE
	DESSINE	GJ 24 août 2005	REV. 0
	SIG	TN 24 août 2005	
	VERIF.	GJ 30 jan. 2006	
	REV.	DM 30 jan. 2006	

FIGURE: 3.11-3

La construction d'infrastructures d'accès linéaires, de bâtiments et des digues sur le site du parc à résidus se déroulera pendant la phase de construction. Pendant la phase d'opération, les digues seront rehaussées graduellement à mesure que les résidus sont déposés dans le bassin. Parmi les structures du parc à résidus qui pourraient être visibles, on compte le corridor d'accès élargi et les digues. La surface plane du parc à résidus après la fermeture et la remise en état demeurera indéfiniment un élément contrastant dans la topographie environnante.

L'intensité des impacts visuels est considérée comme moyenne pendant les phases de construction et d'opération du projet, mais elle sera faible après la réhabilitation complète à la fermeture. La portée géographique des impacts est locale car la topographie escarpée bloque la vue depuis la plupart des zones extérieures au secteur local d'étude. Les impacts sur la morphologie du terrain sont irréversibles car le paysage ne sera pas remis dans son état originel. La fréquence d'observation est faible car on prévoit qu'il y aura relativement peu d'observateurs dans les zones depuis lesquelles le projet sera visible. Globalement, la conséquence sur l'environnement en termes d'effets visuels est faible pendant les phases de construction, d'opération et de fermeture.

La présence de bâtiments aura un impact d'intensité négligeable puisque ces aménagements seront relativement petits et difficiles à voir depuis les points de vue clés des environs. Ces effets sont de portée locale, de durée moyenne (pendant la construction et l'opération seulement) et ils sont réversibles. La fréquence d'observation devrait être faible à cause du petit nombre de points de vue d'où les installations seront visibles. Globalement, la conséquence sur l'environnement des bâtiments en termes d'effets visuels sera négligeable.

L'illumination nocturne constituera un impact de d'intensité négligeable car les mesures d'atténuation et des luminaires complètement masqués assureront qu'aucune lumière ne soit émise du site, vers le ciel ou vers les habitations et villages voisins. Ces effets sont de portée locale, de durée moyenne (pendant la construction et l'opération seulement) et ils sont réversibles. La fréquence d'observation devrait être faible. Globalement, la conséquence de l'éclairage sur l'environnement en ce qui concerne les aspects esthétiques sera négligeable.

Les émissions visibles et les poussières auront un impact d'intensité négligeable. Ces effets sont de portée locale, de durée moyenne, et ils sont réversibles. La fréquence d'observation devrait être faible. Globalement, la conséquence des émissions visibles et des poussières sur l'environnement sera faible.

Une classification globale des impacts résiduels sur les aspects esthétiques de chaque enjeu clé et chaque phase du projet est présentée au tableau 3.11-4.

Tableau 3.11-4 Classification des impacts résiduels sur les aspects esthétiques

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversible	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Enjeu: Effet de la morphologie du parc à résidus sur les aspects esthétiques							
construction / opération	négative	moyenne	locale	moyen terme	non	faible	faible
fermeture	négative	faible	locale	long terme	non	faible	faible
Enjeu: Effet des bâtiments du parc à résidus sur les aspects esthétiques							
construction / opération	négative	négligeable	locale	moyen terme	oui	faible	négligeable
Enjeu: Effet de la pollution lumineuse sur les aspects esthétiques							
construction / opération	négative	négligeable	locale	moyen terme	oui	faible	négligeable
Enjeu: Effet des émissions visibles et des poussières sur les aspects esthétiques							
construction / opération	négative	négligeable	régionale	moyen terme	oui	faible	négligeable

Niveau de confiance des prévisions

L'état de référence de la topographie du secteur local d'étude est bien connu et l'information détaillée au sujet du futur paysage du parc à résidus est disponible dans les descriptifs du projet et le plan de fermeture du projet. Le paysage de fermeture a été traité de façon prudente et il est prévu qu'il ait un impact sur les aspects esthétiques, même après que les travaux de réhabilitation soient complétés. Globalement, le niveau de confiance en cette évaluation est considéré comme élevé.

Surveillance

Aucun suivi spécifique n'est proposé quant aux aspects esthétiques. Le suivi de deux éléments qui ont des incidences importantes sur les effets visuels, soit l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion et la réhabilitation du terrain, est décrit au Volume E, Section 6.

3.11.6 Conclusions

Le parc à résidus aura une faible conséquence sur l'environnement en termes d'aspects esthétiques, en raison de la transformation à long terme de la morphologie du terrain (se poursuivant après la fermeture du parc à résidu). L'intensité de l'impact est plus grande (moyenne) pendant les phases de construction et d'opération, mais comme ces phases ont une durée à moyen terme, les effets du paysage pendant cette période auront également une faible incidence sur l'environnement.

Les effets des émissions atmosphériques et poussières visibles, de l'éclairage et des bâtiments sur les aspects esthétiques seront négligeables.

4.1 FLORE

4.1.1 Introduction

Cette section de l'étude d'impact environnemental présente l'évaluation des effets potentiels du projet sur la flore dans le sous-secteur local d'étude du parc à résidus miniers. Conformément aux Termes de référence (volume H, annexe 1), les données spécifiques au site ont été recueillies afin d'évaluer les éléments suivants concernant la flore dans la zone du projet Ambatovy (le projet):

- cartographier et décrire la flore de référence du secteur d'étude
- répertorier les communautés végétales naturelles préoccupantes afin d'évaluer l'endémisme des espèces (espèces localement endémiques inclusivement)
- discuter des mesures d'atténuation et des mesures compensatoires à adopter afin de réduire ou de compenser la perte de flore et de communautés naturelles
- évaluer les impacts résiduels sur la flore découlant des activités liées à la construction, l'opération et la fermeture
- fournir les détails concernant les activités de surveillance et de gestion de la flore faisant appel à la participation des parties prenantes

4.1.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude du parc à résidus est illustré à la figure 1-17 de l'annexe 1.1 du volume J. Il comprend la propriété du parc à résidus, le couloir d'accès qui y mène en partant de l'autoroute, ainsi qu'une zone tampon de 500 m autour de ces endroits.

4.1.3 Résumé de l'étude de référence

Le texte qui suit fait le résumé des résultats de l'étude de référence sur la flore du secteur local d'étude du parc à résidus. Ce résumé met l'accent sur les résultats essentiels pour l'évaluation des impacts du projet. Une description complète de la méthodologie, des analyses et des résultats de l'étude de référence se trouve dans le volume J (annexe 1.1).

4.1.3.1 Aperçu de la végétation

Le système de bassins versants d'orientation est-ouest choisi comme site potentiel du parc à résidus se compose d'une matrice de végétation secondaire

hétérogène, qui a subi l'influence de toute une gamme de perturbations d'origine anthropique. Le secteur du parc à résidus comprend les habitats suivants:

- systèmes agroforestiers à espèces multiples et jardins privés
- terres boisées et plantations forestières auto-régénérantes
- régénération secondaire après culture sur brûlis (savoka)
- régénération primaire après culture sur brûlis (ancien tavy)
- champ actif de culture sur brûlis (tavy)
- pâturages ayant une couverture végétale résiduelle variable
- pâturages dégradés par le feu, ayant subi un surpâturage
- zones humides
- rizières

En raison du caractère perturbé du secteur d'étude, une grande quantité d'espèces s'y trouvant sont des plantes envahissantes, communes dans la région. Ces espèces envahissantes ont eu un impact sur la composition des communautés de plantes natives qui y existaient auparavant.

4.1.3.2 Espèces vulnérables, menacées ou en danger

Une espèce figurant sur la liste de l'Union mondiale pour la nature (UICN), *Dalbergia baroni*, a été identifiée dans le secteur local d'étude du parc à résidus. Elle apparaît sur la liste des espèces vulnérables, mais elle est très répandue à Madagascar où on l'exploite pour son bois de grande valeur.

4.1.3.3 Endémisme

Des 169 espèces répertoriées au cours de l'inventaire de la flore du site proposé pour le parc à résidus, 112 sont actuellement classées comme endémiques à Madagascar et 53 présentent un endémisme régional. Aucune espèce localement endémique n'a été observée.

4.1.4 Portée des enjeux

Les enjeux soulevés par le projet quant aux impacts sur la flore sont le résultat des séances de consultation publiques, des études d'impact environnemental antérieures concernant l'exploitation des ressources à Madagascar et ailleurs dans le monde, et finalement, des Termes de références (volume A, section 6; volume

H, annexe 1). Voici les principaux enjeux en ce qui concerne la flore du secteur local d'étude du parc à résidus:

- la perte ou l'altération de communautés végétales
- les impacts sur les zones humides ou sur leurs fonctions écologiques
- invasion de zones comprenant une végétation native par des espèces exotiques ou indésirables

Tout au long de l'EIE, des questions clés ont été utilisées pour élaborer des liens de cause à effet (volume A, section 7). Le diagramme illustrant les liens entre les activités du projet et les effets sur la flore est présenté au volume H, annexe 9.

La question clé pour la flore du secteur du parc à résidus est:

Question clé FL-1 Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur la perte et l'altération des communautés végétales?

Parmi les activités reliées au projet, la construction du parc à résidus, son opération et la réhabilitation du site au moment de la fermeture devraient apporter des modifications à la flore. Des pertes directes pour les communautés végétales se produiront au cours de la construction et de l'opération du parc à résidus. On estime que les mesures entourant la fermeture auront des effets positifs pour la flore. Tous les effets découlant du projet peuvent avoir sur la flore une incidence d'ordre esthétique et des conséquences concernant l'occupation du sol, la faune et la biodiversité.

Selon les prévisions, les concentrations en cuivre, manganèse et zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines devraient augmenter en cours d'opération et dépasser les valeurs guides des directives sud-africaines concernant la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques (volume E, section 3.10). Ces directives ne sont toutefois pas conçues pour évaluer les effets spécifiques sur la végétation des zones humides. Elles procurent néanmoins des repères généraux sur lesquels baser l'évaluation. Les changements dans les concentrations par rapport aux conditions de référence ont des implications potentielles en ce qui a trait à la santé des végétaux et à la structure de la communauté.

En tant qu'éléments d'un écosystème de zone humide, les substances présentes dans l'eau de surface ou dans les sédiments, ainsi que leurs concentrations, revêtent de l'importance pour la santé des plantes. En effet, les plantes des milieux humides obtiennent leurs nutriments directement et indirectement de ces sources. Les plantes aquatiques à racines qui vivent sous la surface de l'eau sont capables d'absorber ces substances à la fois par la colonne d'eau et par les

sédiments. Quant aux plantes aquatiques émergées, elles les tirent principalement des sédiments (Denny, 1972). Les métaux lourds se trouvant au sein de la colonne d'eau sont aussi susceptibles d'être adsorbés par de la matière particulaire, qui peut ensuite s'incorporer aux sédiments de fond. Ce phénomène rend alors les métaux disponibles à la fois aux plantes aquatiques émergées et submergées (Muller, 1988).

Les débits d'écoulement diminueront en cours d'opération, conséquence directe de la dérivation de l'eau des bassins versants d'amont et de l'interception de l'eau souterraine en aval des digues du parc à résidus.

La question de la perte potentielle d'espèces (extirpation ou extinction) a été considérée dans la présente étude. Les résultats de la reconnaissance aérienne et des inventaires de terrain ont montré que le secteur local d'étude du parc à résidus est hautement perturbé et qu'il ne renferme aucun habitat unique à la région. La seule espèce vulnérable trouvée au sein de ce secteur s'observe également dans d'autres secteurs de la région. Cette espèce n'est donc pas menacée d'extirpation ni d'extinction en raison du projet. L'inventaire de la flore effectué sur le terrain n'a permis de découvrir aucune espèce localement endémique. L'examen de cet impact potentiel n'a donc pas été davantage poussé.

Les effets potentiels du projet, en ce qui a trait à la propagation ou à l'introduction d'espèces de plantes exotiques ou indésirables, ont aussi été envisagés. Toutefois, le secteur local d'étude est hautement perturbé et il y pousse déjà des espèces exotiques et indésirables, par ailleurs très courantes dans la région. Il serait donc injustifié d'éradiquer ces plantes du secteur local durant la phase d'opération et d'empêcher leur rétablissement à la fermeture.

4.1.5 Question clé FL-1 : Quel effet le parc à résidus aura-t-il sur la perte et l'altération des communautés de plantes?

Pendant les phases de construction et d'opération, le défrichement perturbera directement la flore.

4.1.5.1 Méthodes d'évaluation

L'impact du projet, en ce qui a trait à la perte et à l'altération de la flore, est évalué en fonction de la réduction de la superficie totale des types de végétation. Les effets directs découlent du défrichement effectué, alors que les effets indirects sont liés aux changements de la qualité de l'eau et des sédiments, et aussi aux variations d'ordre hydrologique.

L'information contenue dans l'étude de l'hydrologie de surface (volume E, section 3.8) a servi à l'évaluation des impacts sur la végétation du secteur local d'étude du parc à résidus ; cette étude comporte une discussion des impacts résiduels du projet ainsi qu'une évaluation des changements prévus aux débits des eaux de ruissellement et des cours d'eau. Il n'existe pas de lignes directrices réglementaires s'appliquant aux effets sur la végétation des changements d'ordre hydrologique. Une démarche qualitative a donc été adoptée.

L'étude sur la qualité de l'eau (volume E, section 3.10) traite des impacts résiduels du projet et présente les changements prévus en matière de qualité de l'eau de surface, de l'eau souterraine et des sédiments. L'information contenue dans cette étude a été utilisée afin d'évaluer les impacts potentiels sur la végétation du secteur local d'étude du parc à résidus. Il existe des directives concernant la qualité de l'eau pour la protection de la santé humaine (OMS, 2004) et des écosystèmes aquatiques (Department of Water Affairs and Forestry, 1996). La première édition des directives visant la protection du milieu aquatique ne met toutefois pas l'accent sur les effets concernant la végétation des milieux riverains et des zones humides. Par conséquent, les méthodes employées pour l'évaluation des impacts sur la végétation des zones humides prennent ces directives en considération mais demeurent largement qualitatives.

4.1.5.2 Critères d'évaluation

Les impacts résiduels ont été définis sur la base d'un système de classification tenant compte de l'orientation, l'intensité, la portée géographique, la durée, la réversibilité et la fréquence de l'impact étudié, tel que décrit au volume A (section 7.4). L'évaluation de la conséquence globale sur l'environnement se fonde sur des critères d'intensité, de portée géographique et de durée, tel que précisé au volume A (section 7.4). Le tableau 4.1-1 présente les critères de description utilisés pour les communautés végétales.

Tableau 4.1-1 Critères de description des impacts sur les communautés végétales

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
neutre: aucun changement ^(a) dans les communautés végétales négligable: changement dans les communautés végétales	négligeable: aucun effet mesurable dans les communautés végétales faible: variation < 10 % dans les communautés végétales moyenne: variation de 10 à 20 % dans les communautés végétales forte: variation > 20 % dans les communautés végétales	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: effet s'étendant au-delà du secteur d'étude	Court terme: < 3 ans Moyen terme: 3 à 30 ans Long terme: > 30 ans	réversible ou irréversible	faible: se produit une fois moyenne: se produit par intermittence élevée: se produit en continu

^(a) Changement en matière de structure ou de composition.

4.1.5.3 Mesures d'atténuation

Des mesures d'atténuation ont été prévues dans le but de réduire l'intensité, la portée géographique et la durée des impacts directs du projet sur la flore dans le secteur local d'étude du parc à résidus. Les principales mesures d'atténuation sont les suivantes:

- éviter au maximum les communautés végétales clés par le choix de l'emplacement et la conception du site
- effectuer une réhabilitation progressive des zones perturbées
- adhérer à un plan de fermeture et de réhabilitation
- établir un programme d'essais pilotes en matière de réhabilitation
- agir en consultation avec les planificateurs locaux et les parties prenantes quant à l'utilisation finale

4.1.5.4 Résultats

Pertes directes de communautés végétales dans le secteur local d'étude du parc à résidus

Les pertes directes de communautés végétales perturbées, par suite de la construction et de l'opération du parc à résidus, couvriront 1130 ha (45 % du secteur local d'étude du parc à résidus) (tableau 4.1-2). De cette superficie, la végétation de brûlis non-forestier/matrice de tavy sera la plus affectée, affichant une perte de 1060 ha (48 % de cette classe de végétation). La deuxième classe la plus touchée sera la végétation forestière secondaire et agroforesterie, avec une

perte de 27 ha (41 % de ce type de végétation). Les autres types de végétation perturbée ou modifiée qui subiront des pertes sont les zones humides, avec 14 ha (23 % de cette classe), les rizières avec 10 ha (11 %), les terres d'eucalyptus et autres terres boisées avec 4 ha (9 %) et les plantations, pour 3 ha (43 %).

Tableau 4.1-2 Changements de la superficie occupée par les types de végétation suite au défrichement du secteur local d'étude du parc à résidus

Type de végétation / occupation du sol	Scénario de référence (ha)	Scénario d'impact (ha)	Changement (ha)	Changement (%)
Végétation forestière				
eucalyptus et autres terres boisées	44	40	-4	-9
plantations	7	4	-3	-43
végétation forestière secondaire et agroforesterie	66	39	-27	-41
<i>Sous-total – végétation forestière</i>	<i>117</i>	<i>83</i>	<i>-34</i>	<i>-29</i>
Végétation non forestière				
zones humides et végétation herbacée de marais	61	47	-14	-23
brûlis non forestier/matrice de tavy	2219	1159	-1060	-48
rizières	82	72	-10	-12
<i>Sous-total – végétation non forestière</i>	<i>2362</i>	<i>1278</i>	<i>-1084</i>	<i>-46</i>
Absence de végétation				
village	14	14	0	0
couloirs d'accès (routes et voies ferrées)	18	7	-11	-61
industrie (bâtiments et zones d'exploration)	14	14	0	0
carrières	3	2	-1	-33
<i>Sous-total – absence de végétation</i>	<i>49</i>	<i>37</i>	<i>-12</i>	<i>-24</i>
total	2528	1398	-1130	-45

Note: En raison de l'arrondissement, les totaux et sous-totaux peuvent différer légèrement des valeurs attendues.

Effets indirects sur les communautés végétales résultant des changements de l'hydrologie et de la qualité de l'eau

Hydrologie

Les résultats de l'analyse d'impact sur l'hydrologie indiquent que le débit des cours d'eau et de l'eau souterraine se dirigeant vers les zones humides diminuera considérablement en cours d'opération (volume E, section 3.8). Après la fermeture, les débits d'écoulement devraient revenir près des conditions de référence. La diminution des débits en cours d'opération sera la conséquence directe de la dérivation de l'eau des bassins versants amont et de l'interception de

l'eau souterraine en aval des digues du parc à résidus. Toute l'eau en excès sera rejetée dans l'océan et une partie sera réutilisée à l'usine (volume E, section 3.8).

La diminution des écoulements souterrains et de surface pourrait avoir un impact sur les zones humides (47 ha) du secteur local, qui se trouvent à l'extérieur de l'empreinte au sol du parc à résidus. Il n'est pas possible de quantifier le degré auquel ces réductions de débits peuvent affecter les fonctions des zones humides, étant donné l'incertitude concernant l'ampleur des baisses de niveau d'eau (contrairement aux volumes, qui ont été modélisés). Cependant, si le niveau d'eau des zones humides se trouve abaissé de manière significative en comparaison avec le régime normal, que ce soit de façon saisonnière ou sur toute l'année, la structure des communautés végétales des zones humides herbacées changera vraisemblablement (Hartog *et al.*, 1989). Ces modifications structurales peuvent être le résultat d'une plus grande disponibilité des nutriments (c.-à-d. une moins grande dilution). Elles peuvent aussi se produire en raison d'une germination accrue des plantes sur les bords des zones humides (plantes qui étaient dormantes dans les sédiments depuis des années). La baisse du niveau de l'eau peut également favoriser les espèces émergées et les espèces ligneuses au détriment des espèces submergées.

Qualité de l'eau et des sédiments

Des paramètres de qualité de l'eau évalués dans l'étude de référence et modélisés pour les phases d'opération et de fermeture du parc à résidus (pour des exemples voir le volume E, section 3.10), selon les prévisions, aucun paramètre n'excédera les valeurs guides des directives pour la qualité de l'eau de boisson de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2004). Les prévisions indiquent cependant que les concentrations en cuivre, manganèse et zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines seront supérieures, durant la phase d'opération, aux valeurs des lignes directrices sud-africaines concernant la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques. Les concentrations prévues en cuivre, cependant, ne sont que légèrement supérieures aux concentrations de référence. Quant aux concentrations en zinc, elles n'excèdent les directives que dans un bassin, en raison d'une dilution amoindrie des eaux souterraines par les eaux de surface dans le bassin, plutôt qu'en raison d'un apport direct de zinc provenant du parc à résidus. Les concentrations en cuivre et manganèse, toujours selon les prévisions, dépasseront les valeurs des lignes directrices sud-africaines à la fermeture. A ce moment le manganèse sera la substance la plus préoccupante, alors que les concentrations en cuivre seront légèrement supérieures aux concentrations de référence.

En ce qui a trait aux apports solides, il est prévu qu'aucune substance n'excédera les Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (CCME, 2002). Quant aux substances pour lesquelles il n'existe pas de ligne directrice,

l'augmentation prévue des concentrations durant l'opération par rapport aux concentrations de référence est faible (volume E, section 3.10).

Sur la base de ces résultats, il appert que la substance la plus préoccupante pour la santé des végétaux est le manganèse. Le cuivre et le zinc sont de moindre préoccupation, car il est prévu que l'augmentation de leurs concentrations soit faible. Tous ces métaux néanmoins peuvent être transportés par l'eau souterraine puis par les cours d'eau à partir du parc à résidus, jusque dans les zones humides du secteur local d'étude. Les effets potentiels des métaux lourds sur la végétation des zones humides font ci-dessous l'objet d'une présentation générale.

Les plantes ont besoin de certains métaux lourds en quantités traces, tandis que des concentrations excessives de métaux essentiels (p. ex. le cuivre et le zinc) peuvent nuire à leur santé (Hall, 2001). Selon la littérature sur le sujet, il y a une variation intrinsèque énorme de réponse des espèces végétales aux différents métaux lourds, en fonction de leur nature et leur concentration dans les eaux de surface et les sédiments (Hall, 2001; Cheng, 2003; MacFarlane Burchett, 2002; Marschner, 1995). Il manque aussi d'information concernant le degré de tolérance des espèces végétales des zones humides du secteur d'étude. Tous ces facteurs considérés, il subsiste une forte incertitude quant aux effets possibles des métaux lourds sur la végétation des zones humides présentes dans le secteur local d'étude du parc à résidus. Le niveau de confiance des prévisions de la concentration des métaux lourds à l'entrée du système de zones humides est par ailleurs élevé. Selon les prévisions, toutes ces concentrations seront faibles, respectant les directives pour la qualité de l'eau de boisson. Compte tenu de ces éléments, les effets potentiels sur la végétation des zones humides du secteur local d'étude du parc à résidus, durant les phases d'opération et de fermeture, sont prévus faibles.

4.1.5.5 Evaluation des impacts

Impacts résiduels

Impacts résiduels du défrichement sur les communautés végétales

Les activités reliées à la construction et à l'opération du parc à résidus occasionneront des pertes de végétation. Toutefois, les types d'habitat du secteur local d'étude ne sont pas uniques dans la région et la végétation y est soit aménagée (p. ex. des rizières et des plantations), soit dégradée par rapport à son état originel. La flore de l'empreinte de perturbation au sol du projet (surtout les types de végétation forestière et de zones humides) présente néanmoins, dans les faits, une certaine valeur sur les plans de la diversité biologique et de l'habitat faunique pour les secteurs local et régional.

Au sein du secteur local d'étude, 29 % (34 ha) des habitats forestiers et 23 % des zones humides (14 ha) seront supprimés au cours des phases de construction et d'opération. Ces impacts correspondent à des pertes de forte intensité. Ces pourcentages élevés découlent en grande partie du fait de la faible superficie de la zone tampon prévue pour le secteur local d'étude autour de l'empreinte de perturbation au sol. Considérant la petite taille du secteur local d'étude et la qualité inférieure de la végétation qui s'y trouve, l'intensité des pertes a été considérée comme moyenne. Selon les prévisions, les impacts directs du projet sur la végétation forestière et celle des zones humides auront une portée géographique locale et se produiront selon une fréquence moyenne. Les effets se feront sentir à long terme pour ce qui touche les phases de construction et d'opération, à moyen terme pour la végétation arborescente au moment de la fermeture, et à long terme en ce qui concerne les zones humides. Les effets du projet sur les classes de végétation forestières seront réversibles, tandis que dans le cas des zones humides, ils seront irréversibles. Les impacts résiduels sur les rizières font l'objet d'une présentation dans la section portant sur l'occupation du sol (volume E, section 5.3).

Les mesures d'atténuation visant à limiter les perturbations au sein du secteur local d'étude ont été accomplies déjà, en partie, par le choix et la conception du site (c.-à-d. localiser le parc à résidus dans un secteur déjà perturbé). Dans le but de réduire davantage les effets à long terme du projet, il est prévu de procéder à une réhabilitation des lieux au moment de la fermeture.

Le parc à résidus fera l'objet d'une revégétalisation par étapes, chaque fois qu'un bassin de résidus miniers est plein et que le taux d'humidité des sols y a atteint une valeur acceptable aux fins de réhabilitation. Les principaux objectifs du programme de revégétalisation sont les suivants:

- lutte contre l'érosion hydrique sur les digues du parc à résidus et autres pentes abruptes
- revégétalisation des zones qui resteront, en suivant l'avis des parties prenantes du secteur et basés sur les résultats obtenus au cours du programme d'essais pilotes en matière de réhabilitation

La lutte contre l'érosion hydrique sur les pentes abruptes, telles que celles des digues du parc à résidus, se fera à l'aide de techniques conçues à cette fin, notamment par un ensemencement avec un mélange de semences vivaces approprié à la région (voir le volume E, section 6, pour plus d'information concernant la réhabilitation). Un programme d'essais pilotes en matière de réhabilitation, fondé sur la recherche, sera également mis en oeuvre afin de trouver les techniques optimales de réhabilitation en fonction de la nature des résidus miniers.

Etant donné l'incertitude concernant le type de végétation qui s'établira à la fermeture, le pire scénario a été considéré pour la présente évaluation. La supposition de base de ce scénario prévoit que toutes les terres boisées et les plantations (7 ha) seront éliminées définitivement du secteur du parc à résidus, et qu'à la place de ces types de forêt s'établira une forme ou l'autre de végétation de forêt secondaire. Sur la base de ces suppositions de base et des caractéristiques générales de la végétation en place actuellement (c.-à-d. une végétation dégradée ou non naturelle qui n'est pas unique dans la région), le niveau prévu de conséquence sur l'environnement pour la perte de forêt est faible.

Tableau 4.1-3 Classification des impacts résiduels sur la perte ou l'altération des communautés végétales

Element	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Pertes ou altération des communautés végétales							
végétation forestière	négative	moyenne	locale	moyen terme	réversible	moyenne	faible
zones humides	négative	moyenne à forte	locale à régionale	long terme	irréversible	moyenne à élevée	moyenne

Le niveau prévu de conséquence sur l'environnement en ce qui a trait à la perte de zones humides est moyen. Ces prévisions d'impacts diffèrent de celles faites pour la végétation forestière pour trois principales raisons: 1) les zones humides étaient dans le passé moins communes dans la région que les forêts; 2) les zones humides du secteur local d'étude sont considérées comme ayant été moins perturbées que les forêts (c.-à-d. sujettes à un usage moindre par les habitants du secteur) (voir aussi le volume E, section 4.3); 3) il est difficile de réhabiliter des zones humides. Ces facteurs contribuent à donner une plus grande valeur aux écosystèmes de zones humides qu'aux types de végétation dégradée ou de forêt aménagée.

Impacts résiduels sur la végétation des zones humides

Le débit d'écoulement des cours d'eau et de l'eau souterraine alimentant les zones humides du secteur local subira une baisse considérable durant la période d'opération. Ces réductions de débit pourraient entraîner une diminution des niveaux d'eau, ce qui risque de modifier la structure et la composition des communautés végétales.

En raison de la réduction importante des volumes d'eau entrants dans les zones humides, une intensité forte d'impact a été attribuée, selon un estimé prudent,

aux effets sur la végétation découlant de ce phénomène. La portée géographique de ces effets peut s'étendre au-delà du secteur local d'étude en raison des liens hydrauliques entre les sous-bassins. Les effets se produiront de façon continue durant toute la période d'opération. Sur la base de ces facteurs et vu l'état généralement perturbé de la végétation du secteur local d'étude du parc à résidus, la conséquence prévue sur l'environnement des changements hydrologiques pour la végétation des zones humides sera de niveau moyen. Les débits seront surveillés, de façon à appliquer des mesures de gestion des eaux visant à limiter les impacts. En fonction des résultats de cette surveillance, il est possible qu'un programme de suivi de la végétation aquatique (employant des espèces « indicatrices ») soit mis en place. Les impacts résiduels sur les rizières font l'objet d'une présentation dans la section portant sur l'occupation du sol (volume E, section 5.3).

Selon les prévisions, les impacts potentiels sur la végétation des zones humides découlant des changements dans la qualité de l'eau seront de faible intensité. Il est possible que les concentrations en cuivre, magnésium et zinc augmentent dans un ou plusieurs sous-bassins au cours de la phase d'opération, ce qui affecterait la santé des plantes ou la composition de la communauté végétale. Toutefois, les augmentations en cuivre et zinc seront faibles et selon les prévisions, tous les paramètres de qualité de l'eau respecteront les directives pour l'eau de boisson. La portée géographique des effets potentiels pourrait s'étendre au-delà du secteur local et ces effets se produiront de façon continue sur toute la durée de vie du projet. Sur la base de ces facteurs, il est prévu que les effets sur la végétation des zones humides résultant des changements dans la qualité de l'eau auront un faible niveau de conséquence sur l'environnement. La qualité de l'eau fera l'objet d'un suivi en aval, de façon à ce qu'elle puisse être gérée pour limiter les impacts. En fonction des résultats de cette surveillance, il est possible qu'un programme de suivi de la végétation aquatique (employant des espèces « indicatrices ») soit mis en place.

Niveau de confiance des prévisions

La confiance dans les prévisions d'impact dépend de:

- l'adéquation des données de l'étude de référence permettant de comprendre les conditions actuelles
- la compréhension des impacts sur l'écosystème des activités liées au projet
- la probabilité d'événements fortuits

Les prévisions relatives aux impacts sur la flore sont fondées sur la répartition spatiale des types de végétation dans le secteur local d'étude du parc à résidus. La cartographie de référence de la végétation a été réalisée à partir de l'étude de photographies aériennes et de travaux de validation sur le terrain en des endroits choisis. La classification des types de végétation est jugée relativement précise, en conséquence de quoi le niveau de confiance dans les prévisions des effets directs sur la végétation (par exemple, les pertes subies au sein des types de végétation) est considéré élevé.

Les connaissances scientifiques comportent des lacunes en ce qui a trait aux effets potentiels des changements dans les niveaux d'eau et dans la qualité de l'eau sur la végétation des zones humides. Les modèles employés pour prévoir ces effets ont aussi leurs limites. Néanmoins, les changements prévus en matière de débit et de qualité de l'eau sont assez bien compris. Par conséquent, le niveau de confiance des prévisions des impacts résiduels sur les zones humides est jugé moyen.

Finalement, des événements catastrophiques (p. ex. des cyclones extrêmes en succession rapide) pourraient causer le débordement de l'eau contenue dans le parc à résidus et entraîner ainsi un déversement d'eau possiblement toxique dans l'environnement. Dans le cas d'un tel phénomène climatique extrême, cette eau serait toutefois très diluée.

Surveillance

Les débits d'écoulement et la qualité de l'eau seront les principaux paramètres surveillés, de façon à ce que le processus de gestion des eaux limite les impacts du projet sur les zones humides et le réseau hydrographique. Selon les résultats obtenus, un suivi particulier de la végétation de zones humides pourrait également être entrepris. Un programme de surveillance de la végétation sera mis en oeuvre afin de mesurer la réussite des efforts de réhabilitation et l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion.

4.1.5.6 Conclusions

Le choix de l'emplacement du site de manière à éviter les zones de végétation native constituera la mesure d'atténuation la plus efficace pour limiter les pertes de communautés végétales natives. La majeure partie de la végétation qui disparaîtra suite à la mise en place du parc à résidus est hautement perturbée et principalement constituée de matrice de tavy. Il y a des zones humides dans le secteur local d'étude, mais elles ont aussi subi des perturbations dans le passé. En raison du mauvais état relatif de la végétation, la perte directe de communautés végétales entraînera, selon les prévisions, une conséquence sur

l'environnement de niveau faible au cours des phases de construction et d'opération. A la fermeture, une revégétalisation du parc à résidus permettra de lutter contre l'érosion hydrique et d'atteindre les objectifs fixés par les parties prenantes. En outre, un programme d'essais pilotes basé sur la recherche sera mis sur pied afin qu'un couvert végétal adéquat puisse être établi tel que désiré au moment de la fermeture.

Les communautés végétales pourraient subir indirectement les effets des changements du niveau et de la qualité de l'eau dans les zones humides. Les changements d'ordre hydrologique découlant de la construction et de l'opération du parc à résidus – soit les réductions de débit des régimes d'écoulement de surface et souterrain – risquent d'influer sur la composition des communautés végétales. Toutefois, selon les prévisions pour les phases d'opération et de fermeture, tous les paramètres de qualité de l'eau respecteront les directives pour la qualité de l'eau de boisson. Par conséquent les substances évaluées se retrouveront vraisemblablement à des concentrations trop faibles pour causer quelque effet néfaste que ce soit à la santé des plantes des zones humides.

4.2 FAUNE

Les effets du projet Ambatovy (« le projet ») sur la faune dans le secteur du parc à résidus sont décrits dans la section 4.2 du volume D. Les effets du parc à résidus sont évalués conjointement avec ceux de l'usine de traitement, en raison de la proximité de ces deux composantes du projet.

4.3 POISSONS ET RESSOURCES AQUATIQUES

4.3.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation environnementale réalisée pour le parc à résidus du secteur d'étude Toamasina et visant à évaluer les effets du projet Ambatovy (le projet) sur les poissons et les ressources aquatiques de ce secteur. Elle porte spécifiquement sur les communautés de poissons, les macroinvertébrés aquatiques et les habitats, conformément aux Termes de référence du projet.

Cette section de l'étude d'impact environnemental (EIE) comporte en premier lieu un résumé des résultats de l'étude de référence et des enjeux qui en découlent, suivi de l'évaluation des impacts en tant que tel. Les études de référence détaillées sur les ressources aquatiques, incluant les méthodes, analyses et résultats de référence propres à la présente composante du projet se trouvent au volume J, annexe 3.1, pièce jointe 1.

4.3.2 Secteur d'étude

Le secteur d'étude des ressources aquatiques de Toamasina (volume A, figure 7.2-3) est situé au sud de Toamasina et comprend le parc à résidus, le terrain de l'usine de préparation du minerai, les corridors de service et les infrastructures connexes, ainsi que l'emplacement du futur pont sur le canal des Pangalanes. Le secteur local d'étude du parc à résidus se trouve englobé dans le plus grand secteur d'étude des ressources aquatiques. Il comprend les plans d'eau qui subissent les effets du parc à résidus, dans trois vallées et sous-bassins du bassin versant Ambolona, ainsi que les cours d'eau connexes, de même que les corridors de service entre le site de l'usine et le parc à résidus.

4.3.3 Résumé de l'étude de référence

4.3.3.1 Méthodologie

Des campagnes détaillées d'échantillonnage des poissons, invertébrés et macrophytes aquatiques et de caractérisation générale des habitats ont été menées en six emplacements dans des cours d'eau ou rivières du secteur local d'étude du parc à résidus en deux saisons différentes en 2004 et 2005 (volume J, annexe 3.1, pièce jointe 1, figure 2). Cinq sites d'échantillonnage étaient situés dans des affluents de l'Ambolona et un dans un bassin versant convergeant en amont. Un échantillonnage en saison sèche (période d'étiage) a été fait en septembre et octobre 2004 et un autre à la saison des pluies, en janvier 2005. Les sites ont été

répartis dans le parc à résidus et en aval de façon à inclure les eaux susceptibles de subir les effets du parc à résidus.

Un site d'échantillonnage en cours d'eau pour le secteur du parc à résidus a été placé dans le corridor de service (route et pipelines), entre l'usine et le parc à résidus.

Habitat aquatique

Une caractérisation détaillée de l'habitat de chacun des emplacements a été réalisée en recueillant des données sur les cours d'eau; comme la largeur du lit, sa profondeur, le débit d'écoulement, le type de substrat dominant et de couvert. La qualité de l'eau a également été évaluée à chacun des emplacements: le pH, les solides totaux dissous (STD), la température et l'oxygène dissous. Un modèle d'évaluation intermédiaire de l'intégrité des habitats – ci-après nommé EIIH – (*Intermediate Habitat Integrity Assessment, IHIA*, dans Kemper, 1999) a ensuite été employé pour décrire et quantifier les attributs des habitats.

Poissons

Les poissons ont été prélevés à l'aide d'une variété de techniques permettant d'échantillonner tous les types d'habitats abritant les espèces résidentes. La pêche à l'électricité, la senne et le filet maillant étaient les principales méthodes utilisées. De plus, l'épervier et l'hameçon appâté ont servi en eau plus profonde et pour recueillir les poissons comestibles aux fins d'analyse des contaminants. A l'exception de spécimens conservés pour identification, tous les poissons ont été relâchés vivants après enregistrement des données de base (longueur, poids, etc.) Les gens du Département de Biologie de l'Université d'Antananarivo ont effectué une identification préliminaire au niveau de l'espèce. La confirmation de ces identifications se déroule en ce moment à l'American Museum of Natural History et au New York Aquarium. Il faut donc considérer comme provisoires, dans le texte qui suit, les évaluations fondées sur l'identité des espèces.

Macroinvertébrés

Les macroinvertébrés aquatiques ont été prélevés selon des méthodes quantitative (USEPA 1998) et qualitative (Dickens et Graham 2002) afin d'obtenir de l'information sur les communautés de tous les habitats. Les échantillons représentatifs ont été préservés dans de l'éthanol à 90% pour identification ultérieure. L'identification des macroinvertébrés s'est faite au niveau des familles ou des genres. Comme dans le cas des poissons, l'identification préliminaire a été réalisée par le personnel du Département de Biologie de l'Université d'Antananarivo et on attend en ce moment que des experts confirment ces identifications et établissent le nom des espèces.

Au cours de la saison sèche on a prélevé en deux endroits des échantillons de périphyton (une algue benthique); ces derniers ont été conservés pour analyse future.

Utilisation des ressources

L'information concernant la pêche artisanale pratiquée dans le secteur du projet a été rassemblée au cours des travaux de terrain lorsque l'occasion se présentait, par des observations ou par des conversations avec des habitants, sur les lieux mêmes de l'échantillonnage.

Revue de l'information et analyse des données

Plusieurs sources ont été consultées pour établir le présent rapport: la littérature, publiée ou non, sur l'ichtyofaune d'eau douce et les écosystèmes aquatiques de Madagascar et de la région du projet, les rapports sur l'état de la conservation des pêcheries artisanales, de même que des experts de la région. Des techniques d'analyse multivariable ont servi à traiter l'ensemble des données de terrain concernant la communauté de poissons et de macroinvertébrés. De manière similaire, les indices de richesse en espèces, de diversité et de régularité pour les deux groupes d'organismes ont été calculés afin de caractériser la composition de la communauté.

4.3.3.2 Résultats

Milieu aquatique

De façon générale, les emplacements d'échantillonnage du secteur local d'étude en amont du parc à résidus sont de petits cours d'eau de deuxième ordre, peu profonds, de faible pente et débit léger. Les emplacements plus bas, près de la limite entre les bassins versants (cours d'eau plus importants), comptent des habitats de chenaux de rivière plus profonds et de mares. Les plans d'eau du parc à résidus sont légèrement acides avec des pH de 5,1 à 6,4. La température de l'eau varie de 25 à 31°C, de façon similaire pour les deux saisons. Les principaux types de substrat sont de l'argile et du silt (limons) ainsi que, dans une moindre mesure, des graviers et des galets. Les couverts offrant abris dans les cours d'eau varient selon les endroits, mais comprennent généralement des débris ligneux de petite taille, des feuilles mortes et une végétation en surplomb.

D'après les classifications qualitative et quantitative des habitats de l'EIIH, tous les emplacements échantillonnés dans le secteur local d'étude du parc à résidus affichent des perturbations appréciables et la perte de fonctions écologiques naturelles (EIIH classes D, E, F; tableau 4.3-1). La majeure partie du fond de la vallée et des habitats en cours d'eau des trois bassins ont été aménagés en

rizières. Les principales perturbations à ces endroits sont: 1) le remplacement de plantes indigènes par des plantes exotiques, 2) les activités de brûlis (tavy) sur les versants de collines, 3) la présence d'ichtyofaune exotique dont le prédateur *Channa maculata* (fibata) et 4) la modification des chenaux de rivière et l'aménagement de rizières.

Poissons

Au total, 17 espèces de poissons dont cinq endémiques, quatre natives et huit introduites ont été recueillies au secteur local d'étude du parc à résidus en périodes de crue et d'étiage (tableau 4.3-2).

Tableau 4.3-1 Caractéristiques des habitats aux emplacements d'échantillonnage du secteur local d'étude du parc à résidus

Site	Classes EIIH ^(a)	Description de l'habitat
TMT001	E	Modifications des chenaux de rivière avec perte de biote naturel et de fonctions écologiques. Présence d'ichtyofaune exotique dont le prédateur <i>Channa maculata</i> .
TMT002	E	Site en amont du secteur du parc à résidus. Modifications des chenaux de rivière avec perte de biote naturel et de fonctions écosystémiques. Végétation indigène remplacée par des plantes exotiques.
TMT003	F	Modifié de façon critique. Modification extensive du débit et du lit des cours d'eau et présence de poissons prédateurs exotiques <i>C. maculata</i> .
TMT004	D	Emplacement en amont du secteur du parc à résidus. Généralement modifié, perte considérable d'habitats naturels, de biote et de fonctions écologiques. Présence de végétation exotique.
TMT005	D	Généralement modifié. Perte considérable d'habitats naturels, de biote et de fonctions écologiques. Remplacement de la végétation indigène et présence de poissons exotiques.
TMT006	D	Emplacement marécageux. Généralement modifié, perte d'habitats naturels, de biote et de fonctions écologiques. Présence de végétation et de poissons exotiques.

^(a) D'après le modèle EIIH (Kemper, 1999).

En général, la diversité des espèces est modérément élevée (sept à huit espèces) à tous les emplacements. L'abondance est cependant faible, sauf pour deux espèces endémiques (*Bedotia madagascariensis* et *Sauvagella madagascariensis*) et deux espèces exotiques (*Oreochromis macrochir* et *Tilapia zilli*). Une abondance totale élevée (toutes espèces) se retrouve aux emplacements TMT001 et TMT003. Elle pourrait être associée à une hétérogénéité plus élevée des types d'habitats (cours d'eau plus larges, couverts plus importants). Bien qu'aucune relation claire ne se dessine entre la diversité et les caractéristiques des habitats, des différences temporelles appréciables dans les associations et l'abondance des espèces ont été observées entre les débits de crue et d'étiage, en au moins trois

emplacements (TMT003, TMT005 et TMT006), ce qui laisse croire à des mouvements saisonniers ou migratoires dans les cours d'eau.

La plupart des poissons retrouvés dans les cours d'eau sont d'espèces de petite taille et peu prisées localement comme poissons de consommation. Toutefois, parmi les espèces exotiques de poissons comestibles, *Tilapia zilli* a été recueilli en grande abondance aux points d'échantillonnage du secteur local d'étude du parc à résidus. D'autres espèces exotiques couramment consommées à l'échelle locale sont *Tilapia rendalli*, *Osphronemus goramy* et *Oreochromis niloticus*. Les espèces *Anguilla* (lamproie) et *fibata* sont des poissons comestibles, mais aucune information n'a été recueillie quant à leur usage local. Certaines utilisations locales sont faites de plus petites espèces (*Bedotia madagascariensis*) capturées au moyen de nasses.

Tableau 4.3-2 Espèces de poissons relevées dans le secteur local d'étude du parc à résidus au cours de l'inventaire de 2004-2005

Famille	Espèce	Origine	Statut de conservation ^(a)	Classification UICN ^(b)
Ambassidae	<i>Ambassis fontoynonti</i>	E		DD
Anabantidae	<i>Ctenopoma ansorgii</i>	I		
Anguillidae	<i>Anguilla bicolor</i>	N	S	nl
Anguillidae	<i>Anguilla marmorata</i>	N	S	nl
Anguillidae	<i>Anguilla mossambica</i>	N	S	nl
Bedotiidae	<i>Bedotia madagascariensis</i>	E	T	NT
Clupeidae	<i>Sauvagella madagascariensis</i>	E		nl
Cichlidae	<i>Oreochromis macrochir</i>	I		
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	I		
Cichlidae	<i>Tilapia zilli</i>	I		
Cichlidae	<i>Tilapia rendalli</i>	I		
Eloetridae	<i>Hypseleotris tohizanae</i>	E	NC	nl
Eloetridae	<i>Ophiocara macrolepidota</i>	E	NC	nl
Gobiidae	<i>Glossogobius giuris</i>	N	S	nl
Ophicephalidae	<i>Channa maculata</i> ^(c)	I		
Osphronemidae	<i>Osphronemus goramy</i>	I		
Poeceliidae	<i>Xiphophorus maculatus</i>	I		

(a) Sparks et Stiassny (2003).

(b) Liste rouge de l'UICN (2004).

(c) Identifié à tort comme *Ophicephalus striatus*.

Note: E = endémique, I = introduite, N = natif; S = en sécurité, T = menacée, NC = non connue, Classification UICN: nl = non listée, DD = données insuffisantes, NT = quasi menacée.

Macroinvertébrés aquatiques

Un total de 55 taxons de macroinvertébrés ont été relevés dans le secteur local d'étude du parc à résidus au cours de l'inventaire de 2004-2005 (tableau 4.3-3). Il n'apparaît aucun schéma clair de distribution concernant le nombre de taxons ou la diversité entre les points d'échantillonnage du secteur local d'étude. L'analyse des communautés a cependant révélé une variation saisonnière de l'intensité et de l'abondance. La famille des *Chironomidae* (moucheron) était le taxon le plus

abondant au moment de l'échantillonnage à l'étiage, alors que la famille des *Atyidae* (crevette d'eau douce) était le taxon le plus abondant aux emplacements inventoriés en période de crue. Les valeurs les plus élevées de taxons, de richesse en espèces et de densité d'invertébrés ont été enregistrées au point d'échantillonnage TMT006 du site de zones humides au moment de l'inventaire en période de crue.

De nombreux invertébrés d'eau douce sont consommés localement, dont plusieurs crustacés (crevettes d'eau douce) et des gastéropodes.

Tableau 4.3-3 Taxons des invertébrés aquatiques au secteur local d'étude du parc à résidus – inventaires de 2004-2005

Ordre	Famille	Ordre	Famille
<i>ARHYNCHOBDELLIDA</i>	Hirudidae	<i>HEMIPTERA</i>	Aphelocheiridae
<i>COLEOPTERA</i>	Dysticidae		Corixidae
	Elmidae		Gerridae
	Gyrinidae		Hydrometridae
	Helophoridae		Mesoveliidae
	Hydrophilidae		Naucoridae
	Scarabidae		Nepidae
			Notonectidae
<i>DECAPODA</i>	Atyidae		Veliidae
	Grapsidae		
	Palaemonidae	<i>LEPIDOPTERA</i>	Pyrilidae
	Potamonautidae	<i>MEGALOPTERA</i>	Sialidae
<i>DIPTERA</i>	Athericidae	<i>ODONATA</i>	Aeshnidae
	Ceratopogonidae		Calopterygidae
	Chironomidae		Coenagrionidae
	Dixidae		Corduliidae
	Empididae		Gomphidae
	Simuliidae		Libellulidae
	Tipulidae		Platycnemididae
<i>EPHEMEROPTERA</i>	Baetidae	<i>OLIGONEURIIDAE</i>	Ephemeridae
	Caenidae	<i>TRICHOPTERA</i>	Beraeidae
	Ephemerellidae		Ecnomidae
	Heptagenidae		Hydropsychidae
	Leptophlebiae		Leptoceridae
	Oligoneuridae		Polycentropodidae
	Polymitarcidae		Psychomyiidae
<i>GASTEROPODA</i> ^(a)	Bithyniidae		
	Bythinellidae		
	Hydrobiidae		
	Planorbidae		
	Thiaridae		

^(a) Classe.

Espèces endémiques et natives

Poissons

L'ichtyofaune du secteur local d'étude du parc à résidus comprend cinq espèces endémiques de poissons: *Ambassis fontoynonti*, *Bedotia madagascariensis*, *Hypsleotris tohizanae*, *Ophiocara macrolepidota* et *Sauvagella madagascariensis*.

De ces espèces endémiques, *B. madagascariensis* était la plus abondante et, lors de l'inventaire à l'étiage, affichait également la plus grande abondance de toutes les espèces de poissons recueillies aux cinq points d'échantillonnage du bassin de l'Ambolona. *B. madagascariensis* est inscrite « quasi menacée » sur la liste rouge de l'UICN (2004). Le genre *Bedotia* affiche une incidence élevée d'endémisme en bassin unique. Il est reconnu qu'il préfère presque exclusivement les eaux claires, les habitats exempts de silts (Loiselle et Stiassny 2003). Il est cependant d'abondance relativement élevée dans les habitats perturbés du secteur du parc à résidus, ce qui est quelque peu étonnant. Même s'il s'agit d'un poisson de petite taille, il est capturé au moyen de nasses dans toute la région pour consommation.

Sauvagella madagascariensis, relevée en deux emplacements, était l'espèce de poisson la plus abondante au point TMT001 au cours de l'inventaire en période de crue. Endémique aux bassins de la côte est, principalement dans les rivières de petite taille et les petits cours d'eau forestiers, ce poisson se retrouve parfois aussi dans les eaux saumâtres. Les populations semblent stables (Stiassny, 2003). L'espèce n'est pas sur la liste UICN.

Ambassis fontoynonti est présente en petit nombre dans trois des six emplacements échantillonnés. Elle porte une classification DI (données insuffisantes) sur la liste rouge de l'UICN.

Les espèces endémiques *Hypsleotris tohizanae* et *Ophiocara macrolepidota* étaient présentes en faible quantité en certains emplacements. Elles ne figurent pas sur la liste de l'UICN et il existe peu d'information sur leurs aires de distribution et leurs populations.

Quatre poissons natifs (*Anguilla mossambica*, *A. Bicolor*, *A. marmorata* et *Glossogobius giurus*) ont aussi été répertoriés au secteur local d'étude du parc à résidus.

Macroinvertébrés

Plusieurs taxons endémiques d'invertébrés aquatiques se retrouvent dans les cours d'eau du secteur local d'étude, mais leur état actuel d'identification en

limite la description. Les principaux groupes répertoriés dans les échantillons du secteur local d'étude sont:

- *Atyidae* (crevette d'eau douce). Elles présentent un fort taux d'endémisme (77 %), comptant 26 espèces dans quatre genres sur l'île (Raharivololoniaina, 2004). Dans le secteur local d'étude, elles étaient abondantes au cours de l'inventaire en saison des pluies, comptant un genre (*Caridina*) et deux espèces indéterminées. Les *Atyidés* (*patsa*, appellation locale) sont de petites crevettes (généralement moins de 35 mm) qui, sur la côte est, sont séchées avant d'être mangées (Short et Doumenq 2003).
- De la famille des *Odonata* (libellules), *Aeschnidae* était fréquente au cours de la saison des pluies. Lors de l'inventaire, deux espèces d'un genre indéterminé ont été recueillies. Madagascar est l'une de quatre petites îles reconnues mondialement pour la richesse de leur faune d'*Odonata* et le nombre considérable d'espèces et de genres endémiques (Raharivololoniaina, 2004). De 52 genres, 12 sont endémiques; de 181 espèces et sous espèces répertoriées, 132 sont endémiques (Donnelly et Parr, 2003).

Habitats aquatiques importants

Les habitats et écosystèmes aquatiques importants trouvés dans le secteur de Toamasina, ou ceux qui y sont associés, sont des zones humides et des affluents naturels d'amont situés sur des versants boisés et dans des forêts (ou de la végétation) riveraines résiduelles ayant été peu touchées par l'agriculture (brûlis, dérivation d'eau).

Les rivières et cours d'eau de l'empreinte de perturbation du parc à résidus transportent les eaux d'amont de trois sous-bassins de l'Ambolona. Ils se dans trois vallées caractérisées par des versants forestiers de pente modérée et des fonds plats et marécageux (volume E, section 3.1, Topographie et géomorphologie). La majeure partie de l'empreinte de perturbation du parc à résidus comprend de petits cours d'eau de 1^{er}, 2^e et 3^e ordre. Les deux points d'échantillonnage dans l'empreinte au sol du parc à résidus (TMT002 et TMT004) se trouvent sur des cours d'eau du deuxième ordre. De nombreux cours d'eau de premier ordre se forment sur les versants abrupts de la vallée, soit par ruissellement de surface saisonnier, soit par résurgence des eaux souterraines.

La majorité des cours d'eau de premier ordre ne sont accessibles aux poissons que dans la partie basse du cours d'eau et à l'embranchement des cours d'eau de deuxième ordre. Ils abritent toutefois des espèces de macroinvertébrés aquatiques et d'algues périphytiques qui se sont adaptés au régime d'écoulement et à la

morphologie des chenaux de rivière. Certains de ces secteurs ne sont pas entièrement déboisés pour l'agriculture et présentent une meilleure qualité d'eau.

Les points d'échantillonnage sur les cours d'eau de deuxième ordre comprenaient une ichtyofaune généralement dominée par des espèces endémiques (*Bedotia madagascariensis* – quasi menacée selon l'UICN – et *Ophiocara macrolepodia*) et des espèces natives, en présence toutefois de plusieurs espèces exotiques. Les emplacements en aval, au bas du bassin, comptaient aussi des populations de ces espèces endémiques. L'importance de ces habitats d'amont n'apparaît pas clairement. L'abondance relative de *Bedotia* dans le bassin laisse donc supposer l'existence d'habitats refuges adéquats et suffisants à la viabilité des populations malgré la présence d'espèces exotiques. Deux espèces natives (*Anguilla bicolor* et *A. marmorata*) ont été recueillies dans le secteur d'étude au seul emplacement TMT002 en période de crue, leur présence vraisemblablement expliquée par la disponibilité d'habitats en eau vive. Ces espèces fraient en mer et utilisent les habitats en eau douce principalement pour se nourrir.

Il reste dans le secteur quelques marais ou zones humides qui ne sont pas gravement perturbés. Ces habitats sont importants car ils renferment habituellement une grande biodiversité de faune aquatique et ils jouent un rôle tout aussi crucial de maintien et de contrôle des niveaux et de la qualité de l'eau au sein des réseaux hydrographiques. L'emplacement TMT006 était situé dans une zone humide de grande étendue et intacte et, même si l'intégrité de l'habitat est touchée par l'utilisation avoisinante du sol et les invasions d'espèces exotiques, ce dernier a conservé une grande diversité de poissons et de taxons d'invertébrés aquatiques.

4.3.4 Portée des enjeux

4.3.4.1 Enjeux et questions clés

Bien que les activités humaines aient largement modifié le secteur du parc à résidus, les consultations ont révélé la préoccupation d'éviter que le projet ne produise des impacts majeurs sur les ressources biologiques (volume A, section 6). Les principaux enjeux reconnus par rapport aux impacts possibles du projet sur le biote et l'environnement aquatiques dans le secteur du parc à résidus sont:

- La perte d'habitat des poissons (nourriture provenant de la végétation riveraine, habitat en cours d'eau et communautés d'invertébrés) et la dégradation de la qualité de l'eau (sédimentation) reliées au déboisement et à la mise en place du parc à résidus et des installations connexes (routes d'accès, conduites).

- La disparition de populations endémiques de poissons ou d'invertébrés aquatiques suivant les pertes ou perturbations d'habitats aquatiques (cours d'eau et zones humides) subies au moment de la construction et de l'opération du parc à résidus.
- L'altération des débits (hausse ou baisse du ruissellement) en aval du parc à résidus, ce qui affecte les cycles biologiques des poissons et du biote aquatique ainsi que les fonctions écologiques critiques de l'habitat.
- Des changements dans la qualité de l'eau au cours de la construction et de l'opération du parc à résidus, qui ont un effet sur la santé, l'abondance et la survie de poissons endémiques et de la faune aquatique dans les bassins versants en aval.
- Les effets sur la capture locale de poissons ou d'invertébrés (crustacés ou mollusques).
- L'efficacité de la réhabilitation ou de la compensation de l'habitat et du biote aquatiques après fermeture.

Ces enjeux et impacts ont été évalués au moyen des questions clé suivantes:

Question clé FA-1	Quel effet le projet aura-t-il sur l'habitat aquatique?
Question clé FA-2	Quel effet le projet aura-t-il sur l'abondance du biote aquatique et sur la survie des espèces endémiques ou natives?
Question clé FA-3	Quel effet le projet aura-t-il sur la pêche artisanale?

Des impacts sur les ressources aquatiques peuvent se produire au cours de la construction, de l'opération et de la fermeture du parc à résidus, tel qu'illustré au diagramme de liens (volume H, annexe 9).

4.3.4.2 Critères d'évaluation

Le biote aquatique d'importance comprend tant les poissons que les invertébrés composant l'écosystème aquatique du secteur de Toamasina. Par association, les habitats aquatiques dont dépendent ces organismes pour compléter leurs cycles de vie sont aussi des éléments critiques de l'écosystème aquatique.

Aux fins de la présente étude, les espèces préoccupantes, les groupes d'écosystèmes importants et les types d'habitats importants à l'échelle locale ont été examinés aux fins de l'étude d'impact et de l'élaboration de stratégies

d'atténuation. Les groupes et habitats choisis pour le secteur du parc à résidus sont:

- les espèces endémiques de poissons
- les communautés de macroinvertébrés (comprenant des espèces endémiques ou natives)
- les habitats en cours d'eau du secteur du parc à résidus (cours d'eau du 1^{er} au 4^e ordre)
- les poissons et invertébrés comestibles faisant l'objet de pêche artisanale

Le tableau 4.3-4 dresse le sommaire des paramètres mesurables qui ont servi à l'étude des poissons et des ressources aquatiques. Comme l'information obtenue des études de référence, de la littérature ou des spécialistes de la région ne permettait pas toujours une évaluation quantitative, la présente étude comporte également des évaluations qualitatives basées sur le jugement professionnel.

Tableau 4.3-4 Eléments de l'écosystème, paramètres et critères d'évaluation ayant servi à l'étude des poissons et des ressources aquatiques

Question clé	Eléments de l'écosystème	Paramètres mesurables	Critères d'évaluation
effet sur la qualité et de la disponibilité de l'habitat aquatique	cours d'eau d'amont, poissons endémiques, macroinvertébrés aquatiques	<ul style="list-style-type: none"> - ordre de cours d'eau et portions exclues - débits et prévisions - habitat des poissons en fonction de la surface estimée - type d'habitat pour la réhabilitation 	<ul style="list-style-type: none"> - perte d'habitat des poissons - directives sur la qualité de l'eau et sur les matières solides en suspension - évaluation qualitative des changements à long terme de la structure de communauté du biote aquatique
effet sur l'abondance du biote aquatique, la survie des espèces endémiques et la structure de la communauté aquatique	poissons endémiques et natifs, macroinvertébrés benthiques	<ul style="list-style-type: none"> - structure et diversité des communautés de poissons et d'invertébrés - résultats des études sur les caractéristiques de l'habitat et la qualité du milieu aquatique - opération du parc à résidus et effluents - opération de la prise d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> - évaluation subjective de la durabilité de la ressource; jugement professionnel - statut de conservation (UICN 2004 et listes publiées) - Intake screening guidelines (Pêches et Océan, 1995) - Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (CCME 1999)
effet sur la santé, la qualité et l'utilisation des poissons	poissons ou invertébrés pêchés à l'échelle locale	<ul style="list-style-type: none"> - qualité des eaux de surface et prévisions - prises locales - concentrations de référence des métaux dans les tissus de poissons - abondance prévue des poissons 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Environmental health and safety guidelines for precious metal mining</i>, (SFI, 2004) - valeurs recommandées dans la littérature - évaluation subjective et jugement professionnel

Il a aussi été fait usage des conclusions des études sur les eaux de surface, les eaux souterraines et leur qualité, ainsi que de la conception préliminaire du parc à résidus et des corridors de service.

4.3.5 Question clé FA-1: Quel effet le projet aura-t-il sur l'habitat aquatique?

4.3.5.1 Liens d'impact

Que ce soit durant la construction, l'opération ou la fermeture du site minier, les activités qui s'y déroulent peuvent avoir un effet sur l'habitat aquatique. Celui-ci risque également de se voir perturbé par les services et les installations connexes, comme les franchissements de cours d'eau construits pour les voies d'accès. Plus précisément, il est probable que surviennent des changements dans la disponibilité, la qualité ou la quantité de poissons et d'habitats aquatiques pour les raisons suivantes:

- disparition ou perturbation de l'habitat aquatique (rives et cours d'eau)
- changements des débits en aval
- changements dans la qualité des eaux de surface

Disparition ou perturbation de l'habitat aquatique

Le défrichage de la végétation riveraine et la perturbation des zones riveraines entraînent une perte indirecte d'habitat aquatique. Cela se produit par la modification ou la destruction de sources alimentaires terrestres pour le biote aquatique, ainsi que par des changements limnologiques (p. ex., température de l'eau) et de la qualité de l'eau (p. ex. la sédimentation) qui nuisent à la capacité du biote à survivre ou à compléter les fonctions critiques de son cycle de vie. Du défrichement riverain s'effectuera au cours de la construction du parc à résidus et des corridors de service.

L'élimination et l'assèchement des chenaux de rivière et zones humides (permanents ou saisonniers) font disparaître définitivement les habitats des cours d'eau, ce qui élimine la capacité du secteur local de soutenir la vie des poissons et du biote aquatique. La perte et la perturbation de ces habitats se produiront au cours de la construction du parc à résidus. La création d'une berme ceinturant le parc à résidus bloque également l'accès aux habitats en amont, ce qui peut être critique pour le cycle de vie de certains poissons. La construction de la route d'accès, du pipeline et de la prise d'eau produira également des perturbations aux endroits de franchissement.

Changements des débits en aval

La construction et l'opération apporteront des modifications à l'écoulement des eaux souterraines et des eaux de surface. Les cours d'eau d'amont se trouveront perturbés et une partie de l'eau sera dérivée ou recueillie, parfois le réseau hydrographique local sera supprimé. Ces changements peuvent produire un effet sur l'utilisation des habitats en aval par le biote aquatique.

Changements dans la qualité des eaux de surface

Les changements dans la qualité des eaux de surface (matières en suspension, température et contaminants) seront directement liés au ruissellement de surface résultant du déboisement du parc à résidus, de l'érosion provenant des bermes, de l'enlèvement de la végétation riveraine et de la gestion des effluents de l'usine de traitement. La qualité de l'eau peut également subir les effets des travaux effectués en milieu aquatique durant la construction des installations connexes (routes, pipelines) et par la qualité locale de l'air. Ces changements peuvent nuire directement ou indirectement aux poissons et au biote aquatique, ainsi qu'à la productivité de l'habitat.

4.3.5.2 Méthodes d'évaluation

Habitat aquatique

La longueur totale de tous les cours d'eau et zones humides, selon leur ordre, devant disparaître sous l'empreinte de perturbation du parc à résidus ou subir des perturbations (fragmentation ou écoulement directement modifié) a été déterminée à partir de mesures du système d'information géographique (SIG) sur des images Landsat et des données cartographiées. On a ensuite circonscrit les types d'habitat et leur intégrité, les espèces de poissons et les espèces d'invertébrés associées, tels que décrits dans l'étude de référence, pour procéder à l'examen des impacts. Des estimés des surfaces mouillées perdues (habitats aquatiques) ont été produits par extrapolation, en prenant les moyennes des mesures faites aux emplacements d'échantillonnage. Les données cartographiques et une liste des éventuels franchissements de cours d'eau ont servi à l'évaluation des perturbations et de la dégradation des habitats aquatiques le long des routes d'accès et du pipeline.

Modification de l'écoulement en aval

Les modifications aux débits d'écoulement ont été estimées pour l'aval, tel que décrit dans la section sur l'hydrologie (volume E, section 3.8). Les impacts sur les habitats aquatiques, les communautés de poissons et les espèces d'invertébrés

aquatiques relevés dans le cadre de l'étude de référence ont fait l'objet d'une évaluation qualitative.

Changements dans la qualité des eaux de surface

Les changements prévus, en ce qui a trait à la qualité de l'eau (volume E, section 3.10) et à l'hydrologie (volume E, section 3.8), ont été passés en revue pour les secteurs du parc à résidus des cours d'eau au voisinage des routes d'accès. Les impacts sur les habitats aquatiques, les communautés de poissons et les espèces d'invertébrés aquatiques relevés dans le cadre de l'étude de référence ont fait l'objet d'une évaluation qualitative.

4.3.5.3 Critères d'évaluation

Le tableau 4.3-5 présente les critères descriptifs utilisés pour qualifier les impacts sur les poissons et les ressources aquatiques, et ce pour toutes les questions clés.

Tableau 4.3-5 Critères de description des impacts sur les poissons et les ressources aquatiques

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
impact positif, négatif ou neutre pour les résultats aux points finaux de mesure	négligeable: pas d'effet mesurable sur le résultat au point final de mesure faible: variation < 10 % sur le résultat modérée: variation de 10 à 20 % sur le résultat forte: variation > 20 % dans le résultat	locale: effet restreint au secteur local d'étude régionale: l'effet s'étend en dehors du secteur local d'étude pour se faire ressentir dans le secteur régional d'étude extra régionale: l'effet s'étend en dehors du secteur régional d'étude	court terme: < 3 ans moyen terme: de 3 à 30 ans long terme: > 30 ans	réversible ou irréversible	faible: se produit une fois moyenne: se produit par intermittence élevée: se produit continuellement

4.3.5.4 Mesures d'atténuation

Diverses mesures d'atténuation visent à limiter l'impact des pertes d'habitats, ou de leur dégradation, résultats du défrichage des rives, de l'élimination des cours d'eau et des mares, des changements dans l'hydrologie et dans la qualité de l'eau. Parmi ces mesures on retrouve:

Eléments de conception

- Déboiser par étapes le secteur du parc à résidus pour perturber au minimum les cours d'eau.

- Maintenir des zones tampons dans le secteur du parc à résidus, dans la mesure du possible, pour préserver la qualité de l'eau et les fonctions de l'habitat sur le site même.
- Mettre en application des directives et des plans de franchissement des cours d'eau qui gardent au minimum les travaux en cours d'eau et la perturbation de l'habitat aquatique ou riverain et assurent le maintien des taux de sédiments aux niveaux prescrits pour protéger l'habitat et le biote aquatique.
- D'autres mesures d'atténuation reliées à la gestion de l'eau au parc à résidus sont énoncées dans les évaluations hydrogéologique, hydrologique et de la qualité de l'eau (volume E, sections 3.7, 3.8 et 3.9).

Réhabilitation

- Réhabiliter la végétation de tous les habitats riverains perturbés aux franchissements des cours d'eau de la route et du pipeline (tel que prévu dans les plans de gestion environnementale au cours de la construction).

4.3.5.5 Résultats

Perturbation des rives, chenaux de rivière et zones humides

Zone de perturbation du parc à résidus

L'empreinte de perturbation au sol du secteur du parc à résidus entraînera la disparition d'habitats de cours d'eau et d'habitats riverains. Une bonne partie de ces habitats est perturbée par l'agriculture, mais les terres accidentées du secteur conservent certains petits cours d'eau d'amont et des habitats de forêt à basse canopée ou des habitats aquatiques avec végétation riveraine.

Pendant la construction, les cours d'eau à l'intérieur des trois sous-bassins versants seront directement perturbés par l'élimination de chenaux de rivière ou d'écoulements. Pour ce qui est des secteurs immédiatement en aval du bassin versant, ils seront gravement perturbés, quoique indirectement, en raison de la dérivation de la majeure partie du débit de référence. Le tableau 4.3-6 résume l'étendue de la perte et du déplacement des cours d'eau et des mares temporaires.

La réalisation du parc à résidus miniers supprimera un total estimé de 36 km de chenaux de rivière, équivalent à 4,6 ha d'habitat aquatique (surface mouillée des cours d'eau). Les cours d'eau d'amont de premier ordre sont ceux qui subiront en plus grand nombre un impact dans le secteur de perturbation immédiat. Plusieurs de ces cours d'eau n'hébergent aucune population de poissons. Ils abritent cependant diverses espèces ou communautés, non décrites ici, de macroinvertébrés et de flore (algues, périphyton) aquatiques. Ils jouent également

un rôle important sur la qualité de l'habitat aquatique d'aval par leur apport en eau et certaines caractéristiques physiques ou chimiques (c.-à-d. la température de l'eau, l'oxygène, les sédiments et les nutriments).

Les cours d'eau du 2^e et 3^e ordre, qui abritent la majorité des ressources en poissons dans l'empreinte de perturbation du secteur comptent pour environ la moitié de l'habitat perdu (surface mouillée estimée de 2,4 ha). Ces cours d'eau légèrement plus larges sont généralement situés dans des habitats perturbés (agriculture sur versant, déforestation et dérivation des cours d'eau pour inonder les zones humides pour la culture du riz). Les deux emplacements du secteur du parc à résidus sont classés comme considérablement modifiés ou modifiés de façon critique (classes D et E, EIIH) d'après les évaluations de l'intégrité de l'habitat aquatique et riverain (Kleynhans, 1996). Toutefois, ils comptent encore un nombre significatif de communautés aquatiques endémiques ou natives.

Tableau 4.3-6 Pertes prévues d'habitats aquatique causées par le déplacement des cours d'eau et zones humides pour la construction du parc à résidus ^(a)

Type d'habitat	Nombre et largeur moyenne (m) ^(b)	Longueur du chenal de rivière (m)	Surface mouillée (ha)
cours d'eau 1 ^{er} ordre	50 (0,50)	24 901,9	1,25
cours d'eau 2 ^e ordre	13 (2,39)	4 547,4	1,09
cours d'eau 3 ^e ordre	4 (2,70)	4 982,7	1,35
cours d'eau 4 ^e ordre	1 (5,31)	1 697,2	0,90

^(a) Dans l'empreinte au sol du parc à résidus et dans les limites des trois sous-bassins de l'Ambolona.

^(b) Largeur moyenne des cours d'eau de 2^e, 3^e et 4^e ordre calculée selon les relevés aux points d'échantillonnage (débits moyens d'étiage et de pointe); pas de donnée in situ disponible pour les cours d'eau du 1^{er} ordre, largeur estimée.

Corridors de service et infrastructures

Les installations connexes (routes d'accès, pipeline de transport des résidus de l'usine de traitement et conduite de rejet des effluents) peuvent perturber l'habitat et la faune des milieux riverains et aquatiques des cours d'eau du secteur d'étude en raison des travaux de construction effectués dans les cours d'eau et du ruissellement de surface (sédiments provenant de l'érosion). Trois cours d'eau permanents seront franchis le long du corridor de service proposé pour le parc à résidus. Les cours d'eau du corridor de service présentent en majorité des habitats très modifiés et sont ainsi moins sensibles aux perturbations mineures. Sur la base des caractéristiques de l'habitat et du modèle EIIH appliqué à l'emplacement TMT001 (tributaire inférieur de l'Ambolona que franchira le corridor de service), la condition de l'habitat en cours d'eau était classée E

(modification considérable des écosystèmes riverains et aquatiques). On s'attend à des conditions d'habitat et une sensibilité à la construction semblables pour les autres cours d'eau le long de ce corridor.

Les effets dus à la construction en milieu aquatique aux franchissements de ces cours d'eau consisteront principalement en une perturbation à court terme de l'habitat riverain et aquatique. L'observation de directives de franchissement permettra de prévenir ou d'atténuer les effets néfastes sur l'habitat aquatique (traité au volume E, section 7, Plans de gestion environnementale). Aucun impact n'est anticipé pour les activités de construction du corridor de service. A long terme toutefois, des perturbations permanentes pourront se produire localement selon le type et la dimension des franchissements (ponceaux, ponts) utilisés pour les routes et leurs effets sur l'hydrologie du cours d'eau et la morphologie du chenal de rivière.

Changements des débits et de la qualité de l'eau en aval

Le déboisement du site de dépôt de résidus miniers, la dérivation des cours d'eau et l'opération du parc à résidus affecteront la quantité et la qualité des eaux de surface (ruissellement et effluents du parc) du réseau hydrographique du secteur du projet. Ces changements peuvent altérer les habitats aquatiques et riverains et avoir un effet sur la présence et l'abondance d'habitats critiques pour le biote aquatique dans certaines parties des bassins versants récepteurs. Cinq espèces de poissons endémiques à l'échelle régionale ont été répertoriées aux emplacements en aval du parc à résidus. De graves modifications de l'habitat pourraient mettre en péril les refuges que ces espèces utilisent sans doute pour maintenir leurs populations face aux espèces exotiques. Ces altérations pourraient aussi avoir un effet sur les populations d'invertébrés et affecter la quantité d'habitats disponibles en cours d'eau pour les espèces de poissons exotiques prisés par la pêche artisanale locale.

Changements des débits en aval

Le développement du parc à résidus aura des impacts sur les débits d'aval du bassin actuel de l'Ambolona. Le changement de débit variera selon les sous-bassins en fonction de leur stade de développement ou d'utilisation pour les dépôts de résidus (Évaluation hydrologique, volume E, section 3.8).

Au cours de l'opération, des baisses importantes de débit se produiront dans le tributaire principal situé en aval du bassin de confinement des résidus, car les eaux pluviales seront recueillies dans ce bassin et traitées avec les effluents de résidus avant leur rejet en mer. Les baisses de débit dans des conditions de ruissellement d'intensité moyenne sont estimées entre 34 et 66 % (en l'an 27 du projet). Ces baisses affecteront les bilans hydriques minimum au maintien des

poissons, altéreront les paramètres physiques de l'habitat aquatique et entraîneront des changements à l'écosystème aquatique et à ses fonctions. Les impacts en aval de changements de débit de cet ordre sur l'habitat aquatique sont considérés d'intensité forte.

Changements de la qualité de l'eau

Les changements de qualité de l'eau affectant l'habitat aquatique au site de dépôt de résidus miniers peuvent être associés: au ruissellement, à la percolation ou au débordement des eaux du bassin de confinement, aux travaux en milieu aquatique, à l'érosion (sédimentation) lorsqu'il y a écoulement des eaux de surface, à des déversements ou encore à la contamination de l'eau souterraine par les résidus. Le plan de gestion de l'eau pour le surnageant du parc à résidus prévoit le maintien d'une qualité d'eau acceptable pour le rejet en mer. Toutefois, la percolation, les débordements ou les déversements potentiels pourraient avoir des impacts sur les habitats locaux d'eau douce en aval.

L'accroissement de la turbidité et de la sédimentation pendant la construction est le principal changement dans la qualité de l'eau pouvant affecter les écosystèmes aquatiques le long des pipelines, des corridors de service et des routes d'accès. L'observation de directives appropriées de gestion environnementale pendant la construction réduira au minimum les effets potentiels. Les impacts de cette activité sur la qualité de l'eau seront faibles.

4.3.5.6 Analyse des impacts

Impacts résiduels

Le tableau 4.3-7 résume les impacts résiduels résultant de la perte d'habitat aquatique à la suite de la construction, de l'opération et de la fermeture du parc à résidus miniers.

L'état de l'habitat aquatique du site de dépôt de résidus miniers est passablement bien connu, mais la quantité d'information de base pour certains habitats sensibles (les mares temporaires, les cours d'eau de premier ordre et le marais de Torotorofotsy) demeure peu élevée. En ce qui a trait à la classification des impacts à l'intérieur de l'empreinte de perturbation au sol, le niveau de confiance des prévisions est élevé car les possibilités d'atténuation des impacts restent limitées. Quant au niveau de confiance des prévisions de l'impact sur les habitats en aval, il est considéré moyen et dépend des évaluations hydrologiques et de la qualité de l'eau.

Les objectifs de fermeture et réhabilitation visent à constituer un couvert végétal propre et convenable à l'écoulement des eaux de surface vers les bassins d'aval.

Tableau 4.3-7 Effets potentiels et impacts résiduels sur l'habitat aquatique au parc à résidus

Phase du projet	Effets potentiels	Mesures d'atténuation	Impacts résiduels
construction	<p>perte directe et déplacement d'habitats aquatiques critiques des rives et des cours d'eau</p> <p>effets sur les débits en aval et sur la qualité de l'eau pendant la construction</p> <p>effets sur les habitats aquatiques et riverains pendant la construction du pipeline et de la route</p>	gestion locale des eaux	<p>intensité forte; modification à long terme des plans et cours d'eau locaux dans l'empreinte de perturbation du parc à résidus</p> <p>intensité faible; perturbation de l'habitat à court terme pendant la construction de l'infrastructure</p> <p>intensité faible; perte à long terme due à l'empreinte au sol de certaines installations (ponts, ponceaux)</p>
opération	<p>altération potentielle des habitats du biote aquatique dans les cours d'eau en aval, en raison des changements de débit et de qualité de l'eau</p> <p>effets potentiels de la qualité de l'eau sur les poissons et le biote aquatique</p>	<p>gestion des eaux</p> <p>lutte contre l'érosion et contrôle du débit solide</p>	<p>intensité forte; modification à long terme des cours d'eau d'aval</p> <p>intensité faible; modification à moyen terme des cours d'eau et zones humides en aval</p>
fermeture	changements dans le paysage et développement d'un couvert végétal offrant une surface de ruissellement propre pour les eaux s'écoulant vers l'aval	<p>gestion des eaux; lutte contre l'érosion</p> <p>réhabilitation du site</p>	intensité faible; modification à long terme de la topographie et du réseau hydrographique réhabilités

Le tableau 4.3-8 présente une classification générale des impacts résiduels. La classification globale en fonction des conséquences sur l'environnement se base sur le système d'évaluation décrit à la section 7 du volume A.

Le secteur en aval du parc à résidus est fortement perturbé, mais on y retrouve toutefois un bonne diversité de poissons et de ressources aquatiques. Compte tenu des impacts résiduels élevés prévus sur les habitats aquatiques, les promoteurs proposent de discuter des stratégies d'amélioration de techniques de gestion avec les parties prenantes locales et les experts malgaches des pêcheries.

Surveillance

Il n'est proposé aucune surveillance ou mesure de suivi particulière concernant les effets de la construction ou de l'opération sur l'habitat aquatique dans la zone immédiate de perturbation, étant donné que l'habitat en question se trouvera totalement supprimé par l'implantation du parc. Les eaux rejetées et les eaux d'aval feront l'objet d'un contrôle en ce qui a trait aux débits, aux niveaux et à la qualité des eaux, tel que décrit dans les sections 3.8 et 3.10 du volume E. Des ressources aquatiques choisies seront également suivies en aval du parc à résidus

afin de valider les prévisions d'impacts. Un suivi des valeurs d'écoulement et de qualité de l'eau sera assuré après la fin des perturbations pour vérifier l'efficacité et l'intégrité de la réhabilitation du site de dépôt de résidus miniers.

Tableau 4.3-8 Classification des impacts résiduels concernant les effets sur l'habitat aquatique

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Effet: élimination des habitats riverains et aquatiques des cours d'eau et zones humides							
construction	négative	forte	locale	long terme	non	moyenne	élevée
opération	négative	forte	locale	long terme	non	moyenne	élevée
Effet: variations de la qualité de l'eau et du débit des bassins versants en aval							
construction	négative	faible	locale	moyen terme	non	moyenne	faible
opération	négative	forte	locale	moyen terme	non	moyenne	élevée
fermeture	négative	faible	locale	long terme	non	moyenne	faible
Effet: perturbation de l'habitat et variations de la qualité de l'eau causées par les infrastructures (corridor de service)							
construction	négative	faible	locale	court terme	oui	basse	négligeable
opération	négative	faible	locale	long terme	oui	basse	négligeable
Effet: réhabilitation du parc à résidus ^{a)}							
fermeture	positive	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o

^(a) Les effets au moment de la fermeture ne sont considérés seulement si un habitat aquatique viable peut être remis en état.

s/o = critère sans objet pour les effets positifs.

4.3.6 Question clé FA-2: Quel effet le projet aura-t-il sur l'abondance du biote aquatique et la survie des espèces endémiques ou natives?

4.3.6.1 Liens d'impacts

Les activités de construction, d'opération et de fermeture du parc à résidus risquent de produire un impact sur l'abondance et la survie des poissons et du biote aquatique. Ainsi, des changements peuvent survenir par la suite:

- de modifications à la communauté (habitat)
- de modifications à la santé des poissons et des écosystèmes

- des activités de restauration

Modification de la communauté (habitat)

La présence, l'abondance et la survie des poissons et du biote aquatique sont directement reliées à l'habitat. La question clé FA-1 traitait de l'évaluation physique des habitats; la présente section concerne plutôt la question de l'utilisation des habitats par les diverses espèces de poissons et de macroinvertébrés.

L'élimination et l'assèchement des cours d'eau et des plans d'eau existants font en sorte que le secteur local ne peut plus abriter de poissons et d'autres formes de biote aquatique. Cela risque également de causer de la mortalité à l'intérieur de l'empreinte de perturbation. Quant aux changements aux débits et à la qualité de l'eau en aval du parc à résidus, ils peuvent avoir des effets directs sur le cycle de vie des poissons. Une perturbation des populations de poissons et d'invertébrés se produira également au franchissement des cours d'eau associés au corridor de service. La construction, l'opération et la fermeture du parc à résidus miniers causeront ainsi la perte et la perturbation de communautés aquatiques.

Santé des poissons et des écosystèmes

Des effets sur la santé des poissons ou de l'écosystème se produisent lorsque les caractéristiques physiques ou chimiques de l'eau varient au-delà des limites que peuvent tolérer les poissons ou le biote. La construction et l'opération du parc à résidus miniers, de même que les infrastructures connexes, sont susceptibles d'entraîner des changements dans l'état de santé des poissons et de l'écosystème. En effet, la santé de l'écosystème peut souffrir de la présence de contaminants (provenant de déversements, du rejet d'effluents et d'émissions atmosphériques) et des changements dans la qualité (matières solides en suspension ou contaminants) et la quantité d'eau (débits), qui produisent des effets létaux, sub-létaux ou chroniques sur les poissons et le biote aquatique.

Programmes de restauration

À la fermeture du parc à résidus les surfaces seront revégétalisées pour assurer que les eaux de ruissellement s'écoulant vers les bassins d'aval soient propres.

4.3.6.2 Méthodes d'évaluation

Les données de perte d'habitat générées pour les cours d'eau (question clé FA-1) et celles sur l'intégrité de l'habitat rassemblées au cours des inventaires de référence sur le terrain ont été étudiées en relation avec les données concernant la taxonomie des espèces et la composition des communautés (poissons et

macroinvertébrés), obtenues par l'échantillonnage quantitatif et qualitatif des populations lors de l'inventaire de référence du secteur local d'étude. Un examen de la liste rouge de l'UICN (2004) et d'autres listes de vérification récentes a servi à évaluer la situation des espèces de poissons endémiques et natives quant à la conservation. On a jugé de la santé des poissons et de l'écosystème en interprétant les prévisions de qualité et de quantité d'eau (volume E, sections 3.7, 3.8 et 3.10). Quant aux données de référence sur les contaminants, elles proviennent d'échantillons de poissons et d'invertébrés (volume E, section 5.4, Santé humaine et santé écologique).

Les plans de fermeture du parc à résidus et la littérature sur le sujet ont servi à l'évaluation des options de recouvrement des espèces endémiques de poissons.

4.3.6.3 Mesures d'atténuation

Parmi les mesures d'atténuation qui réduiront au minimum les pertes de communautés de poissons et d'invertébrés associées à la construction et à l'opération du parc à résidus, se trouvent les suivantes:

Éléments de conception

- Toute mesure d'atténuation ou procédure destinée à l'habitat aquatique (telles que décrites en 4.3.5.4) fournira une protection directe ou indirecte aux espèces de poissons, aux communautés et au biote aquatique.
- Les plans et installations de gestion de l'eau seront conçus pour réduire autant que possible les risques de rejets ou de déversements de l'eau du parc à résidus dans le bassin Ambolona. Le surnageant du parc à résidus et les eaux pluviales recueillies seront rejetés en mer par une conduite pour éviter leur déversement dans de plus petits environnements d'eau douce du secteur local d'étude.

Construction, opération et fermeture

- Mettre en oeuvre un programme de sauvetage des poissons permettant la remise en liberté des poissons endémiques capturés dans des habitats similaires ou convenables, s'ils existent.
- Collaborer étroitement avec les experts locaux malgaches des pêcheries pour discuter des stratégies d'amélioration des techniques de gestion.

4.3.6.4 Résultats

Modification de l'habitat

L'ichtyofaune du secteur local d'étude du parc à résidus compte cinq espèces endémiques de poissons (*Ambassis fontoynonti*, *Bedotia madagascariensis*, *Hypsleotris tohizanae*, *Ophiocara macrolepidota* et *Sauvagella madagascariensis*). Des espèces endémiques ont été prélevées à tous les emplacements échantillonnés du secteur local d'étude.

Le secteur local d'étude du parc à résidus ne comporte qu'un petit nombre d'espèces endémiques en comparaison des 27 qui ont été répertoriées pour cette écorégion de Madagascar (Sparks et Stiassny, 2005). Toutefois, l'aire de distribution de nombreuses espèces endémiques s'est rétrécie et localisée en raison de la dégradation de l'habitat et de l'introduction de concurrents et prédateurs (Ravelomanana, 2004). Toutes les espèces inventoriées dans le secteur local d'étude ont déjà été signalées dans cette région des basses terres orientales (CAMP 2001 et volume B, section 4.3, figure 4.3-1).

Empreinte de perturbation au sol du parc à résidus

L'implantation du parc à résidus éliminera les habitats de la partie supérieure du bassin hydrographique, qui soutiennent la vie des populations endémiques et natives. Il n'est toutefois pas apparu de schéma répartitif clair de l'usage de ces habitats par rapport à la portion inférieure du bassin hydrographique (en aval du parc à résidus). On ne connaît pas non plus leur importance dans le cycle de vie (caractéristiques critiques de l'habitat, etc.) de ces espèces. Les versants adjacents aux vallées de ce secteur véhiculent des eaux d'amont forestières dont la qualité est bonne malgré les pratiques agricoles locales et certains des cours d'eau accessibles peuvent fournir des refuges pour ces populations.

Le parc à résidus formera une barrière à la migration en amont de certains poissons, peut-être vers des habitats importants ou critiques. Mais l'information dont on dispose sur la biologie de toutes les espèces endémiques et natives du secteur d'étude est insuffisante pour confirmer ce point. Toutefois, dans la communauté de poissons des emplacements plus en aval, une variation temporelle considérable dans l'association et l'abondance des espèces a été observée entre les débits en période d'étiage et en période de crue, ce qui laisse croire à un mouvement saisonnier ou à une migration dans les cours d'eau de la région d'étude. De plus, les cycles de vie de *Anguillidae* (anguille) comportent une migration de l'eau douce à la mer et inversement. Par conséquent, l'accès aux habitats privilégiés de ces espèces dans la portion supérieure du réseau hydrographique du parc à résidus sera bloqué.

Des mesures d'atténuation (comme le programme de sauvetage) seront prises pour la sauvegarde des poissons lorsque cela sera faisable. Il se produira toutefois un nombre de mortalités impossible à quantifier au cours de ce programme. On ne peut prévoir en ce moment la réussite de tels programmes d'élevage ou de rétablissement des espèces.

Les impacts sur les communautés de poissons non indigènes (exotiques) à l'intérieur des limites de l'empreinte de perturbation du parc à résidus seront tout aussi importants. Toutefois, les effets sur les populations de ces espèces à l'extérieur de ces limites seront vraisemblablement négligeables en raison de leur vaste distribution et de leur capacité d'adaptation à l'habitat.

Réseaux hydrographiques d'aval

Les emplacements d'aval, situés dans les parties inférieures des trois bassins versants, présentaient une diversité globale de poissons et de biote légèrement plus élevée. Cette fois également des espèces endémiques étaient présentes à tous les emplacements; les même qu'en amont, plus trois autres (*Ambassis fontoynonti*, *Hypsleotris tohizanae* et *Sauvagella madagascariensis*) retrouvées dans ces habitats des parties inférieures des cours d'eau. *Ambassis* est classée DI sur la liste de l'UICN mais les autres n'y sont pas inscrites, n'étant généralement pas considérées comme menacées. Toutefois, les cycles de vie et les habitats de ces espèces endémiques sont mal connus et compte tenu de la dégradation soutenue des cours d'eau et de l'invasion d'espèces exotiques concurrentes, le déclin des populations se poursuivra et ces espèces se retrouveront vraisemblablement menacées. En période d'étiage, *B. madagascariensis* était la plus abondante de toutes les espèces en trois des quatre points d'échantillonnage.

Les eaux de pluie tombant sur le parc à résidus seront captées, mélangées au surnageant du parc à résidus, puis le tout sera rejeté en mer. L'interception de ces eaux réduira considérablement les débits d'aval vers les affluents de l'Ambolona. Les changements dans la structure des espèces, l'abondance et l'utilisation des communautés aquatiques d'aval, ainsi que l'interférence possible sur les mouvements et les migrations (pouvant être associés à la fraie et à l'alimentation) se produiront et auront le plus grand impact dans les secteurs de l'Ambolona les plus près du parc à résidus. Les impacts en aval reliés à la perte de débit sont considérés comme étant de forte intensité et pourront affecter la capacité à long terme de ces espèces endémiques à maintenir leurs populations en aval du secteur du parc à résidus.

Corridor de service (route, pipeline de résidus et conduite de rejet des effluents)

Des populations combinées d'espèces endémiques et exotiques ont été relevées aux franchissements du corridor de service du parc à résidus. Une perturbation

des populations résidentes de poissons peut se produire à ces endroits en raison des altérations de l'habitat et des changements de qualité de l'eau (sédimentation) pendant la construction des franchissements. Ces effets seront toutefois atténués, temporaires et de faible impact.

Des impacts à long terme sur les communautés de poissons peuvent survenir lorsque des structures permanentes comme des ponts ou ponceaux sont installées aux franchissements. Ils devraient cependant être de faible intensité. Il y a peu de risque que le pipeline subisse des avaries en cours d'opération, grâce à sa conception et aux pratiques d'entretien. En conséquence, les impacts sur la qualité de l'eau et sur le biote sont considérés comme étant faibles.

Santé des poissons et des écosystèmes

Des changements dans la santé des poissons et des écosystèmes pourraient se produire principalement à l'échelle locale en raison des effets du transport accru de matières solides en suspension en cours de construction. L'acheminement en mer des effluents du parc à résidus et les mesures d'atténuation visant à intercepter l'infiltration dans les eaux souterraines élimineront en grande partie les effets liés à la qualité des eaux sur le biote aquatique en aval. Les risques d'accidents et de déversements dans les cours d'eau en aval du parc à résidus demeurent préoccupants, ainsi que ceux relatifs aux décharges d'urgence du secteur du parc à résidus (cas de tempêtes d'intensité supérieure à la capacité des digues, conçues pour une occurrence cinquantennale).

Réhabilitation

A la fermeture, le couvert végétal sera réhabilité pour que les eaux de ruissellement s'écoulant vers les vallées d'aval soient propres et pour rétablir les débits.

4.3.6.5 Analyse des impacts

Impacts résiduels

Le tableau 4.3-9 résume les impacts résiduels des modifications dans l'abondance et la structure des communautés aquatiques ainsi que des entraves à la survie des espèces endémiques résultant de la construction, de l'opération et de la fermeture du parc à résidus miniers.

La situation des espèces de poissons dans le secteur du parc à résidus est passablement bien comprise. Toutefois, la quantité d'information de base concernant la biologie et le cycle biologique de la plupart des espèces de

poissons et du biote endémiques du milieu aquatique est très limitée. En ce qui a trait à la classification des impacts sur le biote à l'intérieur de l'empreinte de perturbation, le niveau de confiance des prévisions est élevé car les possibilités d'atténuation des impacts restent limitées. Quant au niveau de confiance des prévisions de l'intensité d'impact sur les poissons et les communautés aquatiques en aval, il s'avère plutôt moyen en raison de la connaissance limitée qu'on a des cycles de vie et des fonctions écologiques des réseaux en aval.

Tableau 4.3-9 Effets potentiels et impacts résiduels sur l'abondance et la survie des espèces aquatiques dans le secteur du parc à résidus

Phases	Effets potentiels	Mesures d'atténuation	Impacts résiduels
construction	<p>effet direct de mortalité et éradication d'importantes espèces aquatiques endémiques</p> <p>effets sur les débits et la qualité de l'eau en aval pendant la construction</p> <p>effets sur les habitats aquatiques et riverains pendant la construction du corridor de service</p>	<p>gestion locale des eaux</p> <p>lutte contre l'érosion</p> <p>programme de sauvetage des poissons</p>	<p>intensité forte; modification à long terme de l'ichtyofaune et du reste de la faune aquatique au sein de l'empreinte de perturbation au sol</p> <p>intensité faible; perturbation à court terme de l'habitat pendant la construction des infrastructures</p>
opération	<p>perte continue du biote aquatique associée aux réseaux hydrographiques dans le secteur du parc à résidus</p> <p>modifications au biote aquatique en aval en raison des changements de débits et de qualité de l'eau</p>	<p>plan de gestion des eaux</p> <p>conception d'un système de lutte contre l'érosion et de contrôle du débit solide</p>	<p>intensité forte ; modifications à long terme au sein de l'empreinte de perturbation au sol</p> <p>intensité faible; effet à moyen terme sur les communautés d'aval en raison des changements de débits et de qualité de l'eau</p>
fermeture	<p>changements du paysage et développement d'un couvert végétal amenant des eaux de ruissellement propres vers les bassins d'aval</p>	<p>vérification du fonctionnement des systèmes de contrôle pour maintenir le débit et la qualité de l'eau en soutien à l'habitat aquatique</p>	<p>intensité faible; rétablissement à long terme des espèces endémiques</p>

Le tableau 4.3-10 présente une classification générale des impacts résiduels. La classification globale en fonction des conséquences sur l'environnement se base sur le système d'évaluation décrit à la section 7 du volume A.

Tableau 4.3-10 Classification des impacts résiduels des effets sur l'abondance et la survie des espèces dans le secteur du parc à résidus

Phase	Orientation	Intensité	Portée géog.	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Effet: modification de la communauté (habitat)							
construction	négative	forte	locale	long terme	non	moyenne	élevée
opération en aval	négative	faible	locale	long terme	non	moyenne	élevée
Effet: changements dans la santé des poissons							
construction	négative	faible	locale	court terme	oui	faible	négligeable
opération	négative	faible	locale	long terme	oui	faible	négligeable
Effet: restauration et réintroduction des espèces							
opération ^(a)	positive	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o
fermeture	positive	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o

^(a) On pose comme supposition de base qu'en cours d'opération, l'effet se fait sentir en dehors du site.

s/o = critère sans objet en ce qui a trait aux effets positifs.

Tel qu'il en a été discuté concernant les impacts sur l'habitat, l'importance des impacts résiduels au niveau des espèces fait ressortir le besoin de discuter des stratégies d'amélioration des techniques de gestion des pêches avec les intervenants locaux et les experts malgaches en matière de pêcheries.

Surveillance

- Faire un suivi des débits et de la qualité de l'eau dans les principaux cours d'eau afin de s'assurer du fonctionnement des systèmes de protection.
- Procéder à une surveillance sélective des ressources aquatiques en aval du parc à résidus pour valider les prévisions d'impacts.

4.3.7 Question clé FA-3: Quel effet le projet aura-t-il sur la pêche artisanale?

4.3.7.1 Liens d'impacts

La construction, l'opération et la fermeture du parc à résidus peuvent avoir des effets sur la pêche artisanale locale et la récolte de biote aquatique d'eau douce (surtout poissons, crevettes et escargots). Ces effets découlent de:

- variations dans l'abondance des poissons et autre biote

- la santé des poissons
- changements dans les espèces

Abondance

L'opération du parc à résidus peut nuire aux populations de poissons pêchés actuellement dans le secteur local d'étude, voire les éliminer. Les sections précédentes traitaient de ce point.

État et santé des poissons

Les activités de construction et d'opération, comprenant les effets du parc à résidus sur les réseaux hydrographiques et les infrastructures, peuvent causer des changements dans l'état et la santé des poissons.

Changements dans les espèces

Il peut se produire des changements dans les espèces à la suite de la dégradation de l'habitat occasionnée par l'opération du parc à résidus miniers. De tels changements peuvent également se produire au cours de la fermeture et de la réhabilitation.

4.3.7.2 Méthodes d'évaluation

Le plan de mise en oeuvre du parc à résidus a fait l'objet d'un examen visant à relever ce qui a trait à l'environnement aquatique et aux résidences ou villages voisins.

Les espèces de poissons et d'invertébrés susceptibles d'intéresser la pêche artisanale ont été déterminées à partir: 1) des observations faites dans l'étude de référence et des communications établies dans le secteur d'étude, 2) du jugement professionnel basé sur la composition en espèces telle qu'elle a été relevée, ou 3) de rapports et autres publications.

Quant à l'état de santé des poissons, il a été estimé par une interprétation des données prévues de quantité et de qualité de l'eau. Des données de référence concernant les contaminants (métaux) des poissons et de gastropodes prélevés dans le secteur local d'étude ont aussi été évaluées (voir le volume E, section 5.4, Santé humaine et santé écologique).

4.3.7.3 Mesures d'atténuation

Construction, opération et fermeture

- Fournir les poissons recueillis dans le cadre du programme de sauvetage pour utilisation ou vente locale.
- Travailler en étroite collaboration avec les experts locaux malgaches des pêcheries pour développer des techniques de gestion des pêches, dont le développement de la pisciculture en étang.

4.3.7.4 Résultats

La disparition de cours d'eau au parc de résidus miniers, ainsi que les impacts qui en découlent sur les habitats d'aval, engendreront des changements dans la disponibilité des poissons ou du biote. Il est difficile de quantifier cet aspect. Toutefois, considérant l'habitat disponible, l'abondance en espèces et les usages observés, les secteurs en amont (empreinte au sol du parc à résidus) revêtent une importance moindre que les plus grands plans d'eau en aval. Les impacts dans les deux secteurs sont néanmoins considérés négatifs et d'intensité potentiellement forte relativement aux conséquences locales.

Des changements dans l'état et la santé des poissons risquent de se produire à l'échelle locale pour diverses raisons: le transport accru de matières solides en suspension pendant la construction en cours d'eau, un faible risque de bris du pipeline ou de déversement dans les plans d'eau, le rejet des effluents du parc à résidus, le dépôt d'émissions atmosphériques dans les plans d'eau locaux ou infiltration provenant du parc à résidus et atteignant les eaux de surface ou les eaux souterraines locales en aval. Les mesures d'atténuation et les plans de gestion environnementale appliqués aux questions des sédiments, des émissions atmosphériques, de l'écoulement des eaux de surface et de la qualité de l'eau permettront de maintenir les effets à l'intérieur des normes acceptées. Ces mesures feront également l'objet d'un suivi. En conséquence, les effets sur la santé et l'état des poissons sont considérés comme étant de faible envergure après l'application des mesures d'atténuation, et s'accompagnent de faibles conséquences sur l'environnement.

Des changements sont possibles dans les espèces en raison de la dégradation de l'habitat découlant de la réalisation du projet. Il est difficile d'évaluer les impacts sur l'utilisation et la récolte locales de poissons, mais les effets pourraient s'avérer neutres car de nombreux poissons pêchés actuellement sont d'espèces exotiques (p. ex. *Tilapia* sp.) et tolérantes aux altérations de l'habitat.

4.3.7.5 Analyse des impacts

Impacts résiduel

Le tableau 4.3-11 résume les impacts résiduels des changements mentionnés plus haut sur l'utilisation et la récolte locales des poissons et du biote aquatique suivant la construction, l'opération et la fermeture du parc à résidus.

Les informations recueillies à l'occasion des études de terrain ont permis de définir l'étendue et l'utilisation des ressources aquatiques dans le secteur de perturbation du parc à résidus. Le niveau d'informations quantitatives concernant les usages spécifiques et la récolte des ressources aquatiques dans le parc à résidus et en aval du secteur local d'étude est faible. On sait cependant que certaines familles particulières de poissons (*Anguillidae*, anguilles et *Bedotiidae*, poissons arc-en-ciel) sont pêchées dans ce secteur. Malgré cette limitation, la nature des impacts de la construction est bien comprise et par conséquent, le niveau de confiance des prévisions de l'ampleur de l'impact est considéré moyen.

Les objectifs de fermeture visent le rétablissement des débits d'écoulement en aval, ce qui produira des niveaux d'eau plus élevés et favorisera ainsi une plus grande abondance au sein des milieux aquatiques.

Tableau 4.3-11 Effets potentiels et impacts résiduels sur la pêche artisanale au site de dépôt des résidus miniers

Phase du projet	Effets potentiels	Atténuation	Impacts résiduels
construction	<p>éradication d'importantes espèces de poissons au cours de l'assèchement</p> <p>effets sur les espèces aquatiques pendant la construction</p>	<p>sauvetage des poissons; possibilité d'utilisation ou de vente locale; relocalisation des espèces endémiques</p>	<p>intensité moyenne; perte à long terme dans le secteur de perturbation</p> <p>intensité faible; perte à court terme pendant la construction des infrastructures</p>
opération	<p>perte de biote aquatique associée au réseau hydrographique du parc de résidus miniers</p> <p>changement potentiel dans la disponibilité du biote aquatique d'aval en raison des modifications de débit</p> <p>changements dans la qualité des poissons en raison de la contamination</p>	<p>collaboration étroite avec les experts malgaches des pêcheries pour concevoir des plans de gestion adéquats</p> <p>plans de gestion des eaux du parc à résidus</p>	<p>intensité moyenne; effet à long terme</p> <p>intensité moyenne; changement à moyen terme dans le secteur local</p> <p>intensité faible/négligeable; effets à moyen terme d'une éventuelle contamination sur la récolte de poissons ^(a)</p>
fermeture	<p>développement d'un couvert végétal amenant des eaux de ruissellement propres vers les bassins d'aval</p>	<p>accroissement et contrôle des débits et de la qualité de l'eau en aval</p>	<p>intensité faible; effets à long terme sur la récolte du biote aquatique</p>

^(a) Voir le volume E, section 5.4.

Le tableau 4.3-12 présente une classification générale des impacts résiduels. La classification globale en fonction des conséquences sur l'environnement se base sur le système d'évaluation décrit à la section 7 du volume A.

Tableau 4.3-12 Classification des impacts résiduels concernant les effets sur la pêche artisanale

Phase	Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Effet: Changements dans l'abondance							
construction	négative	moyenne	locale	long terme	non	élevée	moyenne
opération	négative	moyenne	locale	moyen terme	oui	moyenne	faible
Effet: Changements dans la santé des poissons							
construction	négative	faible	locale	moyen terme	non	faible	faible
opération	négative	faible	régionale	moyen terme	non	moyenne	moyenne
fermeture	positive	faible	locale	long terme	non	moyenne	faible
Effet: Changements dans la composition des espèces							
opération	neutre	faible	locale	long terme	non	faible	faible
fermeture	positive	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o

s/o = critère sans objet en ce qui a trait aux effets positifs.

Surveillance

A la fermeture, un suivi des débits et de la qualité de l'eau sera effectué afin d'assurer la protection des environnements aquatiques en aval.

4.3.8 Conclusions

La construction et l'opération du parc à résidus engendreront des impacts résiduels comportant des conséquences élevées sur l'environnement pour l'habitat aquatique local ainsi que pour l'abondance et la survie des espèces endémiques de poissons. Pour ces raisons, des mesures de surveillance seront appliquées de concert avec un soutien aux initiatives locales de gestion des pêcheries.

On prévoit que les impacts en aval sur l'habitat et les espèces aquatiques seront d'intensité forte pour le secteur local d'étude, conséquence de la réduction des débits. Il est cependant escompté que les effets sur l'utilisation et la récolte locales de poissons seront moyens ou négligeables.

4.4 ECOLOGIE MARINE

L'évaluation environnementale concernant l'écologie marine est présentée dans la section portant sur l'océanographie (section 3.9 du présent volume).

4.5 HABITATS NATURELS ET BIODIVERSITE

Les effets du projet Ambatovy (le projet) sur les habitats naturels et la biodiversité du secteur du parc à résidus miniers sont traités au volume D, section 3.3. Les effets du parc à résidus sont évalués conjointement aux effets de l'usine de traitement, en raison de la proximité de ces deux installations.

4.6 AIRES PROTEGEES

Les effets du parc à résidus sur les aires protégées sont étudiés en conjonction avec les effets du projet Ambatovy sur la région de Toamasina. Ces effets sont présentés dans la section portant sur l'usine de traitement (volume D, section 4.5).

5.1 ASPECTS SOCIO-ECONOMIQUES

Les effets du parc à résidus miniers sur les aspects socio-économiques sont présentés au volume D, section 5.1, conjointement aux effets sur d'autres composantes du projet Ambatovy, touchant Toamasina et les environs.

5.2 BIENS CULTURELS

5.2.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation environnementale des effets du parc à résidus sur les ressources culturelles, conformément aux Termes de référence du projet Ambatovy (ci-après désigné « le projet »).

5.2.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude utilisé pour l'évaluation des impacts sur les biens culturels comprend l'empreinte au sol du parc à résidus. Certaines ressources culturelles ont été identifiées à l'extérieur de l'empreinte au sol actuelle et elles sont incluses dans cette étude, afin de ne rien omettre. Ces sites n'auront pas d'influence sur les recommandations faites dans la partie sur l'évaluation des impacts du présent rapport.

5.2.3 Résumé de l'étude de référence

Les résultats des études sur les ressources culturelles qui ont été effectuées dans l'empreinte au sol du parc à résidus sont résumés ci-dessous. Une description complète de la méthodologie utilisée pour l'étude de référence, les analyses et les résultats est présentée à l'annexe 2.1 du volume K.

5.2.3.1 Méthodologie

Les démarches précédant les travaux sur le terrain comprenaient l'analyse des études historiques antérieures effectuées dans la grande région. Les toponymes régionaux ont aussi été étudiés car les lieux-dits peuvent aider à reconstruire l'histoire particulière d'un secteur.

Le travail sur le terrain a été effectué à Toamasina entre juin et juillet 2005. L'inspection visuelle du secteur d'étude a été faite par transects pédestres systématiques. La population locale a également été consultée quant aux emplacements de tout site archéologique ou culturel connu dans le secteur. Le système de positionnement global (GPS) a été utilisé pour déterminer les coordonnées des sites trouvés au cours du levé topographique.

5.2.3.2 Diversité du site

Le tableau 5.2-1 illustre les différents types de sites culturels connus dans l'ensemble de la région.

Tableau 5.2-1 Types potentiels de sites culturels dans le secteur d'étude utilisé pour les ressources culturelles

Catégorie de site	Sous-catégorie	Pertinence culturelle
tombeaux	Fasana	considérés comme des résidences ancestrales, un rituel approprié doit être soigneusement suivi pour les déplacer
	Tranomanara	
	Feraomby	
cimetières	--	comme ci-dessus
lieux de cérémonies	Jiro	autel de prières en familial
	Fisokona	autel de prières communal
lieux maudits	Tany Mahery	lieux néfastes
chutes sacrées	Riana	symbolisent la pureté, lieux d'offrandes
autres sites culturels / archéologiques	Vatolahy	grande pierre levée commémorant une personne ou un événement important du passé
	Tsangambato	petites pierres levées symbolisant un tombeau
	Tanana Taloha	anciens villages abandonnés

Sauf pour les anciens villages abandonnés qui sont purement archéologiques, les sites présentés au tableau 5.2-1 peuvent être considérés culturels, puisqu'ils continuent à jouer un rôle dans la culture actuelle du secteur.

5.2.3.3 Résultats

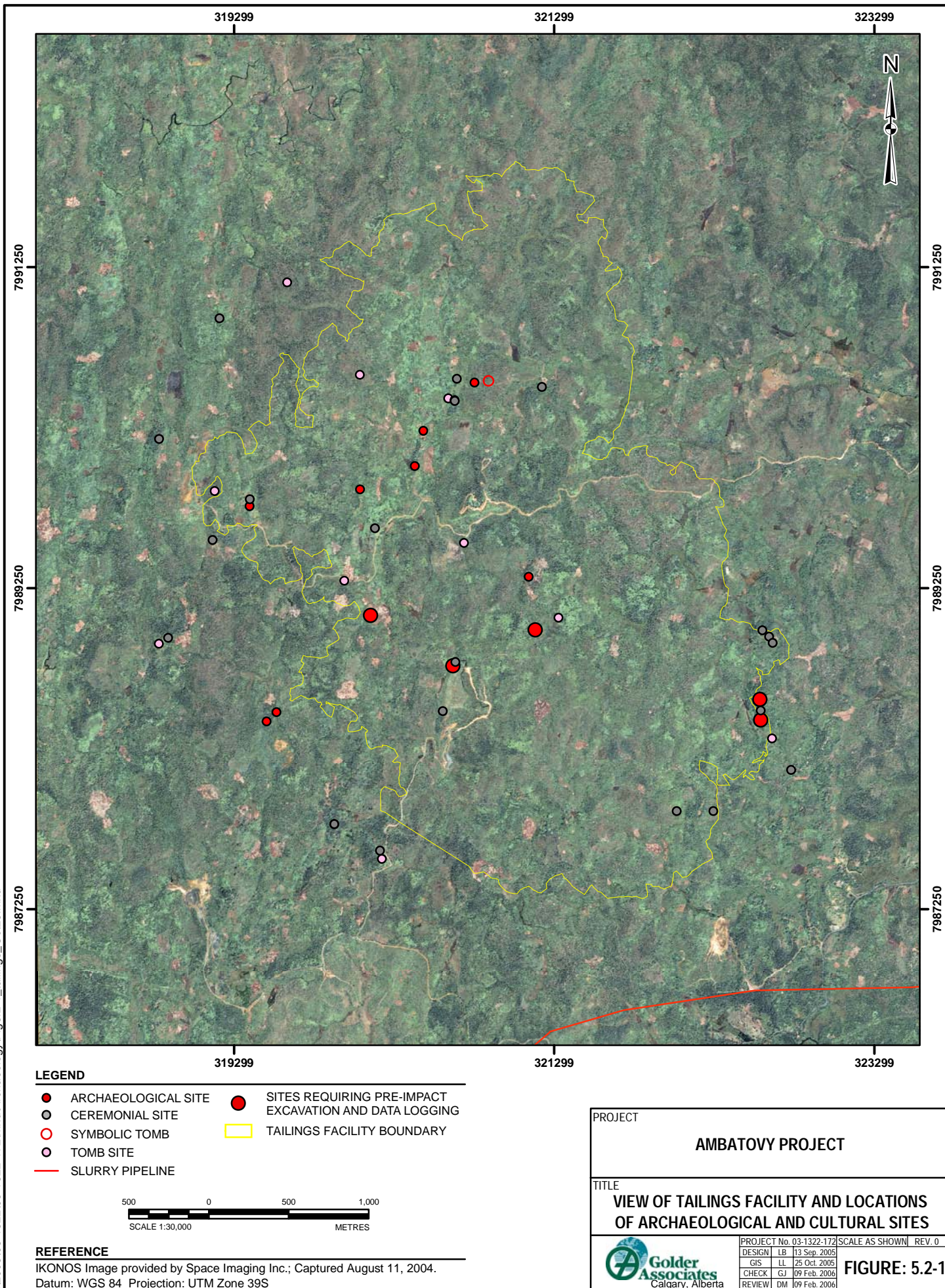
L'évaluation du secteur du parc à résidus a permis de situer sept tombeaux, 12 lieux de cérémonies, 10 sites archéologiques et un tombeau symbolique (voir figure 5.2-1). Sept lieux de cérémonies, trois tombeaux et deux sites archéologiques ont aussi été trouvés aux environs (<1 km) des limites du parc à résidus.

5.2.4 Portée des enjeux

Les principaux enjeux potentiels liés aux ressources culturelles sont les suivants:

- la destruction de sites culturels durant la construction du parc à résidus (impacts primaires) et
- des perturbations aux sites culturels avoisinants durant et après l'exploitation du parc à résidus (impacts secondaires et tertiaires)

I:\2003\03-1322\03-1322-172\mxd\Archaeology\Fig5.2-1_tailings_Oct25.mxd



Les ressources culturelles sont des ressources non renouvelables qui peuvent être situées au niveau du sol ou tout près; elles peuvent aussi être enfouies. Les impacts primaires sur ces ressources comprennent les perturbations durant la phase de construction du projet, aux endroits où le paysage est perturbé.

Les impacts secondaires sont les impacts indirects qui ont lieu après la phase de construction et l'application de mesures de réhabilitation. Par exemple, l'érosion d'un terrain en pente causée par des altérations de la végétation peut affecter des sites. Les impacts secondaires sont particulièrement préoccupants lorsque des ressources culturelles sont adjacentes aux zones d'aménagement du projet.

Les impacts tertiaires découlent des changements induits par le projet à la démographie et aux habitudes d'occupation du sol. Des taux accrus d'impacts intentionnels et accidentels sont attendus en raison de la fréquentation accrue de la région, si le projet est suffisamment important pour affecter la démographie régionale. Dans le cadre de ce projet, il est possible que des impacts tertiaires soient causés par des travailleurs provenant de l'extérieur non familiers avec les coutumes locales.

Les questions clés concernant les ressources culturelles sont:

- | | |
|---------------------------|---|
| Question clé AR-1 | Quel effet le projet aura-t-il sur les sites archéologiques? |
| Question clé SE-8 | Le projet conduira-t-il à des conflits cultureux ou sociaux entre les populations locales et de l'extérieur? |
| Question clé SE-10 | Quel effet une réinstallation, dans le cadre du projet et à l'intérieur du secteur d'impact direct, aura-t-elle sur les habitants? |

5.2.5 Evaluation des impacts

5.2.5.1 Méthodes d'évaluation

L'évaluation consistait entre autres à identifier quelles ressources culturelles découvertes durant la phase des travaux sur le terrain subiraient un impact direct causé par les travaux d'aménagement.

Les impacts secondaires liés aux effets hydrologiques ou de l'érosion du sol en dehors de l'empreinte au sol du projet ont été évalués en fonction des impacts prévus dans les sections de l'EIE sur l'hydrologie et les sols (sections 3.8 et 3.3 du volume E).

Les ressources culturelles pourraient subir des impacts tertiaires (en raison de la fréquentation accrue du secteur par des résidents de l'extérieur suite à la phase de construction du projet). Ces impacts sont difficiles à prévoir, mais ils peuvent être atténués; le présent rapport ne les traite que dans les grandes lignes.

5.2.5.2 Critères d'évaluation

Les critères d'évaluation présentés au tableau 5.2-2 ont été utilisés pour évaluer les impacts sur les ressources culturelles.

Tableau 5.2-2 Critères de description des impacts sur les ressources culturelles

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence
neutre: aucun effet sur les ressources culturelles négative: les ressources culturelles sont détruites	négligeable: aucun effet mesurable sur les ressources culturelles moyenne: impact tertiaire sur les ressources culturelles forte: impact primaire sur les ressources culturelles	locale: effet restreint à l'empreinte au sol du parc à résidus régionale: effet s'étendant au-delà de l'empreinte au sol du parc à résidus (impact secondaire)	moyen terme: 3 à 30 ans long terme: >30 ans	réversible ou irréversible	faible: se produit une seule fois moyenne: se produit par intermittence élevée: se produit en continu

5.2.5.3 Analyse des impacts

Impacts résiduels

Les impacts résiduels durant chaque phase du projet sont résumés au tableau 5.2-3.

Tableau 5.2-3 Effets potentiels et impacts résiduels sur les ressources culturelles

Phase du projet	Effets potentiels	Mesures d'atténuation	Impacts résiduels
construction	perturbation du paysage et des sites culturels s'y trouvant	déplacement des tombeaux, du tombeau symbolique et de lieux de cérémonies fouilles dans cinq sites archéologiques	intensité neutre, mais effets permanents et irréversibles
exploitation	présence accrue de travailleurs en provenance de l'extérieur de la région impacts hydrologiques et de l'érosion hors site	formation sur les différences culturelles aménagement par étapes, contrôle de l'érosion, mesures de réhabilitation	intensité moyenne potentielle, effets à moyen terme et effets réversibles sur les ressources culturelles adjacentes au parc à résidus aucun
fermeture	aucun	aucune	aucun

5.2.5.4 Mesures d'atténuation

Parmi les dix sites archéologiques trouvés dans l'empreinte au sol du parc à résidus, cinq ont été jugés assez anciens pour représenter des ressources historiques importantes. En ce qui concerne ces cinq sites qui ne peuvent être déplacés, il faudra peut-être procéder à des fouilles archéologiques préliminaires afin de déterminer la nature exacte des sites. Selon la nature des données recueillies, des fouilles supplémentaires pourraient être requises.

Les tombeaux, le tombeau symbolique et les lieux de cérémonies situés à l'intérieur de la zone d'impact du parc à résidus proposé ne nuiront pas à la construction, à la condition qu'ils soient déplacés. Selon les pratiques culturelles admises, ils peuvent être déplacés sans perdre de leur importance ou signification. Toutefois, pour ce faire, le protocole doit être respecté, avec les rites et rituels corrects. Des discussions et des négociations avec des groupes de résidents seront nécessaires à cet effet. La procédure de déplacement des tombeaux est décrite au tableau 5.2-4.

La réinstallation qui sera requise exige aussi le déplacement de tombeaux ou d'autres sites culturels associés aux ménages qui devront être réinstallés, peu importe leur proximité aux zones d'impact causé par la construction.

Les impacts secondaires comprendront une réduction des débits en aval, ce qui pourrait causer l'abandon des terres. Le promoteur du projet travaillera avec les résidents locaux pour assurer que les niveaux d'eau sont adéquats pour la poursuite des activités agricoles, tel que décrit dans la section sur l'occupation du sol (section 3.5 du volume E), afin d'éviter les impacts sur l'utilisation des sites culturels dans les bassins versants en aval.

Les impacts tertiaires seront atténués en donnant des formations de sensibilisation culturelle aux travailleurs de l'extérieur et en s'assurant que ceux-ci évitent de visiter les sites de ressources culturelles adjacents à la zone d'impact direct du projet.

Tableau 5.2-4 Procédure générale pour déplacer des tombeaux

Étapes	Procédures	Commentaires
1	identification des propriétaires / des descendants	ceci doit être vérifié formellement
2	discussion initiale sur les options avec les propriétaires	la première rencontre vise uniquement à discuter des options, et non à déterminer la solution définitive
3	visite subséquente pour s'informer des idées et des exigences des propriétaires	le choix du moment et du lieu du déplacement des tombeaux est à la discrétion des propriétaires des tombeaux
4	autre visite pour discuter des: 1) aspects matériels et financiers des exigences stipulées par les propriétaires 2) détails de la cérémonie	
5	début de la construction des nouveaux tombeaux et probablement des nouveaux cercueils	cela exigera la tenue d'un petit rituel
6	réunion de tout ce qui est nécessaire: linceul, alcool, zébu, etc.	les résidents locaux pourraient aussi recevoir de l'argent pour accomplir eux-mêmes une partie de ceci
7	le jour désigné, le rituel sera officié par une personne d'importance du village	l'idéal serait de compléter toute la procédure d'exhumation et d'inhumation le même jour

5.2.5.5 Conclusions

Une fois les mesures d'atténuation mises en place, le parc à résidus aura un effet neutre sur les ressources culturelles durant la phase de construction. Bien que des sites archéologiques soient détruits par les fouilles pratiquées à titre de mesures d'atténuation, les informations obtenues lors de ces fouilles compenseront leur destruction (professeur Jean-Aimé Rakotoarisoa, communication personnelle; annexe 2.1 du volume K). Etant donné que les tombeaux, le tombeau symbolique et les lieux de cérémonies situés à l'intérieur

du secteur du parc à résidus pourraient être déplacés sans modifier leur signification culturelle inhérente, un effet neutre est donc envisagé.

Aucun effet secondaire causé par les impacts hydrologiques ou de l'érosion hors site n'est prévu.

Durant la phase d'exploitation, un effet potentiel moyen et à moyen terme pourrait survenir sur les ressources culturelles adjacentes au parc à résidus, si des résidents de l'extérieur travaillant dans ce secteur sont en contact avec ces ressources culturelles.

Aucun effet n'est prévu durant la phase de fermeture du parc à résidus.

5.3 OCCUPATION DU SOL

5.3.1 Introduction

Cette section présente l'évaluation environnementale des effets du parc à résidus sur l'occupation du sol. Conformément aux termes de référence du projet Ambatovy (le projet), l'occupation du sol a été cartographiée pour le secteur local d'étude du parc à résidus et des prévisions ont été faites concernant les changements au niveau des zones d'occupation du sol par rapport aux conditions de référence. Les implications des changements d'occupation du sol pour les habitants sont discutées au niveau des effets socio-économiques dans le volume E, section 5.1.

5.3.2 Secteur d'étude

Le secteur local d'étude du parc à résidus représente un tiers du secteur local d'étude terrestre de Toamasina présenté dans le volume A, section 7.2, figure 7.2-3. Cette zone comprend le périmètre du parc à résidus, le couloir d'accès partant de la route nationale et menant au parc à résidus et une zone tampon de 500 m autour de ces deux zones. Les limites spécifiques du secteur local d'étude du parc à résidus sont présentées à la figure 5.3-1.

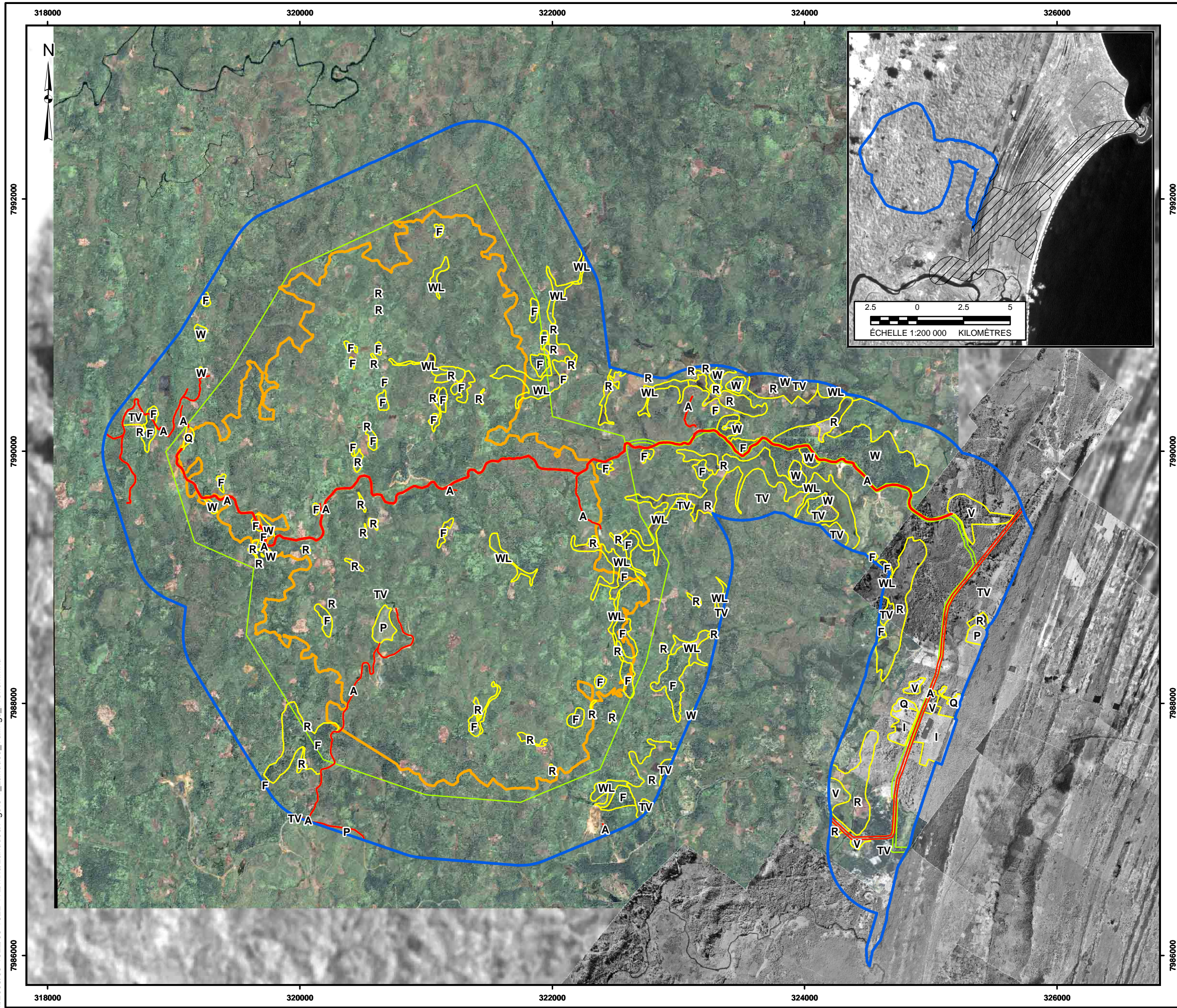
5.3.3 Résumé de l'étude de référence

La majeure partie du secteur local d'étude du parc à résidus est utilisable pour l'agriculture de tavy, mais aucune occupation spécifique du sol n'y a lieu (volume K, annexe 3.1, section 3.5.1). Des portions des sols des larges vallées comprises dans le secteur local d'étude et en aval ont été aménagées en rizières. Des résidences et des villages sont situés dans le parc à résidus et en aval de celui-ci, principalement à une courte distance de la route d'accès à la zone.

En plus des terres boisées d'eucalyptus, le secteur local d'étude comprend des parcelles boisées de manguier, de litchi, de cocotier, de bananier, de jaquier, d'arbre à pain, d'oranger et de giroflier. Les arbres ravenala qui poussent dans toute la région ont également une valeur comme bois de construction.

La servitude d'une ligne de transport électrique traverse également la zone du parc à résidus et une carrière de roche abandonnée se trouve à l'extrémité ouest de la route de crête qui traverse la zone.

I:/2003/03-1322/03-1322-172/mxd/Landuse_Tailings_French.mxd



LÉGENDE

- CLASSES DE VÉGÉTATION ET D'OCCUPATION DU SOL
- A COULOIR D'ACCÈS
 - TYPE DE VÉGÉTATION OU D'OCCUPATION DU SOL
 - F VÉGÉTATION FORESTIÈRE SECONDAIRE ET AGROFORESTERIE
 - I INDUSTRIE
 - P PLANTATION
 - Q CARRIÈRE
 - R RIZIÈRES
 - TV MATRICE DE TAVY
 - V VILLAGE
 - W TERRE BOISÉE
 - WL MARAIS
 - SOUS-SECTEUR LOCAL D'ÉTUDE DU PARC À RÉSIDUS
 - LIMITÉ DU PARC À RÉSIDUS
 - PERTURBATION DU CORRIDOR

RÉFÉRENCE

Image mosaïque Landsat 7; prise en avril/sept. 2001
Images mosaïques aériennes; prises en 2004
Référence: WGS 84 Projection: UTM Zone 39S




PROJET		PROJET AMBATOVY	
TITRE		ZONES D'IMPACT SUR L'OCCUPATION DU SOL DU SOUS-SECTEUR LOCAL D'ÉTUDE DU PARC À RÉSIDUS	
	PROJET No.	03-1322-172.8000	ÉCHELLE TELLE QUE MONTREE
	DESSINÉ	DN 29 juin 2005	REV. 0
	SIG	TN 28 oct. 2005	
	VERIF.	GJ 09 fév. 2006	
	REV.	DM 09 fév. 2006	

FIGURE: 5.3-1

5.3.4 Portée des enjeux

Les enjeux clés soulevés par le public au sujet de l'occupation du sol lors des séances de consultation publique sont les suivants:

- l'élimination de bonnes terres agricoles
- l'indemnisation des propriétaires fonciers et des occupants des terres ne détenant pas de titre de propriété
- la toxicité du contenu du parc à résidus pour l'homme et le bétail
- les effets sur la qualité de l'eau en aval et la sédimentation affectant les usages de l'eau et l'agriculture
- les changements à l'hydrologie (volumes d'eau, particulièrement dans les zones de riziculture)
- la question à savoir si les terres réhabilitées seront utilisables dans l'avenir

La planification de la réinstallation est un enjeu important se rapportant à l'occupation du sol et elle fait l'objet d'un document séparé de l'EIE.

5.3.5 Méthodologie d'évaluation

Les changements d'occupation du sol sont examinés à l'aide d'une analyse spatiale des types de zones d'occupation du sol qui seront altérées par le projet. Les changements concernant le volume d'eau sont examinés à l'aide d'une analyse de la disponibilité de l'eau par rapport aux besoins hydriques pour l'agriculture, tel que décrit ci-dessous. Les effets des impacts de l'occupation du sol sont de nature sociale et font l'objet d'une évaluation des impacts dans la section portant sur les aspects socio-économiques (volume E, section 5.1).

Les besoins en eau ont été calculés pour des zones (affectées et non affectées) situées en aval du parc à résidus, en se basant sur les zones connues de rizières dans le secteur local d'étude et des bassins versants situés en aval. L'analyse supposait que le riz était la principale culture nécessitant de l'eau et s'est servie des zones de rizières pour calculer les besoins en eau, mais un pourcentage additionnel a été ajouté aux besoins du riz pour tenir compte des autres types d'agriculture.

Le calcul des besoins en eau a été effectué à l'aide du logiciel CROPWAT développé par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Il tient compte des pluies, de l'évapotranspiration du riz et

de la percolation dans le sol. Il ne tient pas compte de l'écoulement d'eau de l'amont. L'évaporation a été calculée en employant la méthode de Penman-Monteith.

Le logiciel CROPWAT donne les besoins théoriques en eau de chaque décade (trois décades / mois), par hectare, selon les détails relatifs à la transplantation du riz. Un coefficient de rendement du réseau hydrique a ensuite été appliqué par le Centre National d'Etudes et d'Applications du Génie Rural (CNEAGR) basé sur leur expérience à Madagascar (environ 40% de pertes dans les canaux d'irrigation).

Le calcul a été fait pour les dates de transplantation du riz fournies dans le tableau 5.3-1.

Tableau 5.3-1 Saisons de culture du riz par date de plantation

Première saison	
5 décembre	Résultat 1
5 janvier	Résultat 2
5 février	Résultat 3
Besoins en eau pour la première saison	S1 = Moyenne (R1, R2, R3)
Deuxième saison	
5 juillet	Résultat 4
5 août	Résultat 5
5 septembre	Résultat 6
Besoins en eau pour la deuxième saison	S2 = Moyenne (R4, R5, R6)
Besoins en eau de l'année entière	S1 + S2

Ces résultats par décade et par hectare ont ensuite été multipliés par les surfaces en riz de chaque zone en aval du parc à résidus. Un pourcentage du besoin en volume d'eau résultant a été ajouté pour tenir compte d'autres besoins agricoles.

5.3.6 Evaluation des impacts

Un diagramme de liens sur l'occupation du sol est présenté dans le volume H, annexe 9. Il existe des liens d'impact potentiels entre le parc à résidus et les changements d'occupation du sol pour:

- l'altération des sols, du terrain et de la végétation

- des changements concernant l'agriculture dans les zones en aval dus aux effets hydrologiques
- des changements concernant les habitats des poissons et leur abondance
- des changements concernant les populations fauniques ou leur distribution

Altération des sols, du terrain et de la végétation

Les impacts du projet sur les zones présentant une variété d'occupations potentielles du sol sont présentés au tableau 5.3-2. Les zones d'impact sont cartographiées à la figure 5.3-1. Toutes les terres incluses dans les limites de la propriété du parc à résidus ne seront effectivement plus disponibles pour l'occupation du sol durant le projet. On suppose, de façon conservatrice, que les terres couvertes par les résidus ne seront plus disponibles pour l'agriculture, et ce de façon permanente, bien que d'autres occupations du sol soient vraisemblablement possibles.

Tableau 5.3-2 Zones d'impact sur l'occupation du sol du secteur local d'étude du parc à résidus

Type de zone	Superficie du secteur local d'étude (de référence) (ha)	Superficie affectée (Exploitation) (ha)	Superficie affectée (à long terme) (ha)	Proportion de la superficie affectée du secteur local d'étude (à long terme) (%)
bosquets littoraux résiduels	0	0	0	0
forêt azonale/de transition et broussailles	0	0	0	0
forêt zonale primaire et bordure de marais	0	0	0	0
forêt zonale primaire dégradée	0	0	0	0
agroforesterie/forêt secondaire	66	27	19	29
plantation	7	3	3	43
terre boisée	44	4	4	9
cordon de dune littoral	0	0	0	0
complexe de savane arbustive/prairies côtières	0	0	0	0
rizières	82	10	9	11
savane arbustive/herbacée/pâturage	0	0	0	0
matrice de tavy	2 219	1 060	935	42
village/zone urbaine	14	0	0	0
zones humides	61	14	11	18
couloir d'accès (route/chemin de fer)	18	11	11	61
industrie (bâtiments ou zones d'exploration)	14	0	0	0
chenal	0	0	0	0
carrière	3	1	1	33
rivière/eau	0	0	0	0
étang saisonnier	0	0	0	0
total	2 528	1 130	993	39

La construction et l'opération du parc à résidus vont se dérouler en trois phases; les impacts sur les bassins en aval pourraient ne se produire que quelques années après que le projet ait débuté, cependant les impacts décrits dans le tableau 5.3-2 tiennent compte de tous les effets du projet, y compris des impacts sur toutes les terres comprises dans la limite de propriété autour du parc à résidus et le long de l'empreinte au sol du couloir d'accès élargi.

En ce moment, les zones de plus grande valeur pour l'occupation du sol du secteur local d'étude du parc à résidus sont les zones d'agroforesterie, les rizières des basses terres, les terres boisées d'eucalyptus/plantations et les villages. Dans le secteur local d'étude, 41% (27 ha) des zones d'agroforesterie seront affectées durant la phase d'opération et 29% (19 ha) des zones d'agroforesterie seront retirées de façon permanente par le projet. Douze pour-cent (10 ha) des rizières seront affectées durant la phase d'opération et onze pour-cent (9 ha) des rizières seront affectées de façon permanente par le projet. Treize pour-cent (7 ha) des terres boisées/plantations seront affectées par le projet, durant la phase d'opération et de façon permanente. Aucune zone villageoise ne sera affectée par le parc à résidus.

Les propriétaires fonciers et les occupants de terres admissibles seront dédommagés au moyen d'une réinstallation sur des propriétés ayant une capacité agricole équivalente; les processus de réinstallation pourraient toutefois avoir d'autres effets. Ces sujets sont traités dans la section portant sur les aspects socio-économiques (volume E, section 5.1).

Changements concernant l'agriculture dus aux effets hydrologiques

Les changements à l'hydrologie (débits de l'eau de surface) dus au projet sont discutés dans le volume E, section 3.8. Le projet a le potentiel de provoquer des réductions des débits d'eau dans des bassins versants spécifiques, ce qui pourraient affecter les rizières et d'autres activités agricoles de ces bassins versants. Durant la phase d'opération, entre 0% et 67% du débit dans chaque sous-bassin versant où des rizières ont été recensées est éliminé (tableau 5.3-3).

Tableau 5.3-3 Zones de rizières affectées en aval du parc à résidus

Sous-bassin versant ^(a)	Affectées (ha)	Intactes (ha)	Réduction du débit dans les zones affectées ^(b)
A1	0,44	0,06	67%
A2	11,32	0	51%
A3	13,92	0	44%
A5	0,29	0	35%
A6	0,65	0	37%
B1	5,32	1,33	63%
B3	2,72	0	0%
C1	0	0,25	59%
C2	2,24	0	48%
C3	11,09	1,15	39%

^(a) Carte des sous-bassins versants fournie dans le volume E, section 3.8.

^(b) Réduction du débit le long du cours d'eau principal à l'extrémité située en aval du tronçon, durant la phase d'opération.

La riziculture dépend de la hauteur de l'eau (pour entrer dans le système hydrique de canaux rizières), ainsi, une analyse du volume d'eau ne génèrera pas de conclusion directes au sujet de la croissance optimale de la culture. La diminution de la hauteur réelle de l'eau, si elle était plus importante que prévu, pourrait être compensée par des déversoirs afin d'élever le niveau d'eau (les riziculteurs se servent actuellement de petits déversoirs traditionnels (de 20 à 50 cm) faits de perches de bois et de boue pour gérer l'eau).

Le tableau 5.3-4 présente les besoins en eau pour le riz par rapport aux débits prévus dans chaque sous-bassin versant en aval du parc à résidus. Compte tenu du fait que le volume d'eau destiné au riz revêt un intérêt spécial pour les résidents locaux et que l'eau est peu abondante, même dans les conditions de référence dans certaines zones, les hypothèses conservatrices suivantes ont été employées:

- on a supposé une « année sèche » ayant une période de retour de 10 ans;=
- les mois ont été divisés en mois secs, moyens ou pluvieux et
- on a supposé que le double de l'eau requise directement pour la culture du riz était nécessaire pour les autres cultures, le bétail et pour compenser l'inefficacité des systèmes de canaux alimentant les rizières en eau

Tableau 5.3-4 Besoins en eau de rizière du parc à résidus

	Mois de l'année ^(a)												
	Pluvieu	Pluvieu	Pluvieu	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Sec	Sec	Sec	Sec	Moyen	Année
	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	
eau disponible pour A1a ^(b,c)	437 010	437 010	437 010	291 360	291 360	291 360	291 360	98 670	98 670	98 670	98 670	291 360	3 162 510
besoins en eau pour A1a	1 478	440	0	10	0	674	846	982	1 036	1 242	1 326	1 204	9 238
besoins en eau pour A1na	206	62	0	2	0	96	116	136	144	172	184	166	1 284
eau disponible pour A2a - besoins en eau A1na et A1a	803 516	804 698	805 200	536 778	536 790	536 020	535 828	185 032	184 970	184 736	184 640	535 420	5 833 628
besoins en eau pour A2a	38 326	11 352	0	242	0	17 472	21 920	25 478	26 894	32 166	34 374	31 170	239 394
eau disponible pour A3a - besoins en eau pour A1a, A1na et A2a	996 160	1024 316	1036 170	690 526	690 780	672 538	667 898	215 894	214 416	208 910	206 606	658 240	7 282 454
besoins en eau pour A3a	47 126	13 958	0	298	0	21 484	26 952	31 348	33 068	39 550	42 270	38 324	294 378
eau disponible pour B1a	376 560	376 560	376 560	251 040	251 040	251 040	251 040	62 640	62 640	62 640	62 640	251 040	2 635 440
besoins en eau pour B1na	4 504	1 332	0	28	0	2 052	2 574	2 994	3 160	3 778	4 038	3 662	28 122
besoins en eau pour B1a	18 019	5 337	0	114	0	8 214	10 306	11 979	12 644	15 122	16 162	14 653	112 550
eau disponible pour B2 - besoins en eau B1a et B1na	599 887	615 741	622 410	414 788	414 930	404 664	402 050	105 327	613 188	295 596	294 296	396 615	5179 492
besoins en eau pour B2a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
eau disponible pour B3a	283 327	299 181	305 850	199 568	199 710	189 444	186 830	56 637	55 806	52 710	51 410	181 395	2 061 868
besoins en eau pour B3a	9 209	2 727	0	58	0	4 198	5 267	6 122	6 462	7 729	8 260	7 489	57 521
eau disponible pour A5a - besoins en eau pour A1na, A1a, A2a, A3a, B1na, B1a, B2a, B3a	2 146 282	2 229 942	2 265 150	1 509 358	1 510 110	1 455 920	1 442 130	458 351	453 982	437 631	430 776	1 413 442	15 753 073
besoins en eau pour A5a	992	294	0	6	0	452	567	659	696	832	889	806	6 194
eau disponible pour C1a	455 940	455 940	455 940	303 960	303 960	303 960	303 960	100 500	100 500	100 500	100 500	303 960	3 289 620
besoins en eau pour C1na	833	247	0	5	0	380	476	554	584	699	747	677	5 203
eau disponible pour C2a - besoins en eau C1a	693 877	694 463	694 710	463 135	463 140	462 760	462 664	156 496	156 466	156 351	156 303	462 463	5 022 827
besoins en eau pour C2a	7 583	2 246	0	48	0	3 457	4337	5 041	5 321	6 364	6 801	6 166	47 363
eau disponible pour C3a - C1na-C2	975 974	981 898	984 390	656 227	656 280	652 444	651 467	219 465	219 155	217 997	217 512	649 436	7 082 244
besoins en eau pour C3a	37 542	11 119	0	238	0	17 114	21 471	24 957	26 344	31 507	33 673	30 530	234 494
besoins en eau pour C3na	3 883	1 150	0	25	0	1 770	2 221	2 582	2 725	3 259	3 483	3 158	24 257
eau disponible pour A6a – tous les besoins en eau ci-dessus	2 984 350	3 103 787	3 154 050	2 101 626	2 102 700	2 025 338	2 005 647	665 068	658 821	635 480	625 693	1 964 693	2 2027 252
besoins en eau pour A6a	2 183	647	0	14	0	995	1 249	1 451	1 532	1 832	1 958	1 776	13 638

^(a) Basé sur les calculs hydrologiques: trois simulations ont été faites, pour les mois secs, moyens et pluvieux; chaque mois a été placé dans la catégorie qui lui convient le mieux.

^(b) L'eau disponible est égale aux niveaux d'écoulement prévus moins les besoins dans les zones en amont. Par exemple, l'eau disponible pour A3a est l'écoulement prévu dans A3a moins l'utilisation de l'écoulement de A1a, A1na et A2a.

^(c) Notation des bassins versants: la première lettre (A,B,C) se rapporte au bassin versant principal du parc à résidus, le deuxième chiffre se rapporte au sous-bassin (plus le chiffre est gros, plus on est en aval, le petit « a » indique le bassin versant dans lequel les écoulements sont affectés par le parc à résidus, le petit « na » indique le bassin versant dans lequel les écoulements ne sont pas affectés.

On suppose une perte d'eau de 50% due aux inefficacités des chenaux, etc., doublant ainsi le besoin en eau pour cultiver le riz.

Les résultats de l'analyse des besoins en eau indiquent que bien que des diminutions substantielles des volumes d'eau se produisent dans la plupart des 10 sous-bassins versants contenant des rizières, aucun ne connaîtra des insuffisances en eau pour l'usage agricole, même dans le cas d'une année sèche ayant une période de retour de 10 ans. Cela s'explique par le fait que le volume d'eau nécessaire à l'usage agricole représente une faible proportion de l'eau disponible dans ces cours d'eau. Il est prévu que la plus grande proportion d'eau disponible soit utilisée dans le bassin versant B1 en novembre (saison sèche); environ un tiers de l'eau disponible est utilisé dans ce cas. Etant donné que les volumes d'eau sont adéquats, les enjeux spécifiques liés à la hauteur de l'eau peuvent être abordés par des mesures d'atténuation matérielles sur les lieux du site.

Changements concernant l'abondance des poissons

Des poissons et d'autres espèces aquatiques sont capturés par les populations locales pour se nourrir. Ainsi, les effets sur les poissons et les habitats des poissons peuvent aussi avoir un impact sur les hommes. Les impacts du parc à résidus sur les poissons et leur habitat, ainsi que les effets sur la pêche artisanale sont décrits dans le volume E, section 4.3.

Changements concernant les populations fauniques

Certaines espèces fauniques sont capturées par les populations locales pour se nourrir. Ainsi, les effets sur la faune et les habitats fauniques peuvent aussi avoir un impact sur l'homme. Les impacts du parc à résidus sur la faune sont décrits dans le volume E, section 4.2.

5.3.7 Mesures d'atténuation

Dans le cas des personnes qui sont directement affectées par le projet, la mesure d'atténuation la plus importante est de fournir aux gens des propriétés équivalentes supplémentaires dans lesquelles ils se réinstalleront. Les terres prévues pour la réinstallation sont décrites dans le plan de réinstallation. De plus, le parc à résidus est conçu de façon à occuper la superficie la plus petite possible et les mesures d'atténuation suivantes seront appliquées:

- Toutes les mesures de sécurité standard seront en place, telles que l'ingénierie des barrages selon les normes internationales adéquates, pour réduire les risques d'impacts pour les occupants des terres en aval (discuté dans la section portant sur les risques naturels, volume E, section 3.6).

- Les volumes d'eau s'écoulant dans les bassins versants en aval du parc à résidus seront maintenus à des niveaux pouvant permettre l'agriculture en aval (tel que décrit ci-dessus et dans la section sur l'hydrologie, volume E, section 3.8). Les volumes d'eau et les profondeurs seront surveillés; advenant des diminutions des profondeurs de l'eau dans des cours d'eau alimentant des zones de rizières, il sera envisagé de fournir de l'aide aux fermiers locaux sous forme de systèmes améliorés de gestion de l'adduction d'eau ou d'approvisionnements additionnels en eau.
- Des mesures d'atténuation seront en place pour réduire les impacts sur la qualité de l'eau en aval (volume E, section 3.10).
- D'autres mesures d'atténuation socio-économiques et d'indemnisation des personnes qui sont directement ou indirectement affectées par le projet seront élaborées, tel que décrit dans la section portant sur les aspects socio-économiques (volume E, section 5.1).
- Les zones du parc à résidus seront réhabilitées après l'achèvement du projet, de manière à ce qu'elles s'accordent, sur le plan écologique, avec les objectifs régionaux d'occupation du sol, bien que l'usage agricole puisse ne pas être possible (décrite dans le volume E, section 6 et dans le volume H, annexe 7).

5.3.8 Conclusions

Le projet aura un grand effet sur les occupations du sol dans la zone immédiate du projet en raison des perturbations des terres utilisées pour l'agroforesterie, les plantations et les terres boisées, les rizières et les zones utilisées pour l'agriculture de tavy et le pâturage. La réinstallation de certains ménages dans d'autres zones sera nécessaire pour atténuer les effets de ces impacts sur les moyens de subsistance.

Le projet pourrait aussi avoir des effets sur l'occupation du sol dans les zones entourant le parc à résidus en raison des modifications à la quantité d'eau en aval du parc à résidus. Ces effets sont difficiles à définir avec certitude et ils seront surveillés; il est prévu que les mesures d'atténuation éliminent ces impacts dans une grande mesure, mais si la surveillance indiquait la présence d'impacts, des mesures additionnelles seraient prises. L'intensité de ces impacts en termes socio-économiques est évaluée dans le volume B, section 5.1.

5.4 SANTE HUMAINE ET ECOLOGIQUE

5.4.1 Introduction

L'évaluation effectuée en matière de santé humaine et écologique pour le secteur du parc à résidus se concentre sur les changements potentiels de la qualité de l'eau et les effets connexes possibles sur la santé humaine et celle du milieu aquatique, tant durant la période d'opération qu'après la fermeture. L'impact potentiel sur la qualité de l'eau, résultant du drainage des effluents, a été évalué en ce qui a trait à l'eau potable des personnes et du bétail, ainsi qu'aux activités économiques locales telles les cultures, l'agriculture de subsistance et la pêche. De plus, les organismes aquatiques et terrestres peuvent subir des effets en cas d'impact sur la qualité de l'eau.

5.4.2 Secteur d'étude

Le secteur d'étude du parc à résidus pour l'évaluation des effets sur la santé comprend les plans d'eau (rivières, étangs, cours d'eau et zones humides) des bassins versants susceptibles de subir les effets du parc à résidus (figure 7.2-3 du volume A, section 7 de l'EIE, Méthodologie et secteurs d'étude).

5.4.3 Résumé de l'étude de référence

Une description détaillée de la méthodologie utilisée pour l'évaluation préliminaire des risques sur la santé et les résultats de cette évaluation se trouve à l'annexe 4.1 du volume K. Un bref résumé est présenté ci-dessous.

5.4.3.1 Méthodologie et principaux résultats

Santé humaine

L'évaluation de référence a porté sur l'ingestion d'eau potable et de poissons et sur les risques potentiels pour les récepteurs critiques.

Le manganèse est la seule substance chimique qui a été considérée comme potentiellement préoccupante dans l'eau potable, car un échantillon prélevé durant la saison des pluies (sur 16 échantillons prélevés durant la saison de pluies et 13 durant la saison sèche) présentait une concentration supérieure aux directives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2004) pour la qualité de l'eau de boisson. La concentration moyenne de manganèse ne dépassait par les directives.

Les concentrations des substances chimiques mesurées dans les tissus de poisson satisfont aux lignes directrices pour la consommation, signifiant ainsi qu'il est peu probable que l'ingestion de poissons par la population en tant que source alimentaire régulière cause des effets néfastes sur la santé.

L'évaluation préliminaire des risques pour la santé humaine aux conditions de référence, en ce qui a trait à l'ingestion d'eau de surface et à l'ingestion des poissons vivant dans cette eau, suggère que les expositions potentielles produiraient des risques faibles à négligeables.

Qualité du milieu aquatique

Les récepteurs aquatiques choisis aux fins de l'évaluation étaient les plantes aquatiques et les invertébrés, les invertébrés benthiques et les poissons vivant dans les plans d'eau du secteur du parc à résidus.

L'aluminium, le cuivre, le fer, le nickel et le zinc ont été considérés potentiellement préoccupants pour la santé des récepteurs aquatiques puisque leurs concentrations maximales mesurées dans l'eau et/ou les sédiments dépassaient les lignes directrices relatives à la protection de la vie aquatique pour ces milieux.

L'analyse préliminaire des risques aux conditions de référence reliées à l'eau de surface suggère que le fer et le cuivre présentent des niveaux de risques potentiellement élevés pour certains biotes aquatiques, incluant les invertébrés.

5.4.4 Evaluation des impacts

La présente section de l'évaluation examine les effets néfastes potentiels sur la santé humaine et la qualité du milieu aquatique issus de l'influence combinée du parc à résidus (opération et après la fermeture) et des conditions de référence.

5.4.4.1 Portée des enjeux

Au moment de la consultation de toutes les parties prenantes, le principal enjeu soulevé en matière de santé concernait le fait que la qualité de l'eau serait affectée aux alentours du parc à résidus, ce qui pourrait avoir aussi un effet sur les cultures, l'eau potable, la flore et la faune.

Les questions clés formulées pour aborder ces enjeux sont indiquées ci-après. Les diagrammes des liens d'impact potentiels sont fournis au volume H, annexe 9.

Question clé SH-1	Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la santé humaine ?
Question clé SH-2	Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur les ressources de subsistance ?
Question clé SE-1	Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la qualité du milieu aquatique ?

Les impacts potentiels sur la flore et la faune terrestres sont évalués à la section 4 (aspects biologiques) du présent volume.

5.4.4.2 Question clé SH-1: Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la santé humaine ?

Liens d'impact

Les liens d'impact suivants ont été analysés:

- entre les changements à la qualité de l'eau et la santé humaine
- entre les changements à la qualité des aliments et la santé humaine.

Qualité de l'eau

La qualité de l'eau prévue pour le secteur du parc à résidus est présentée à la section 3.10 du présent volume portant sur l'évaluation de la qualité de l'eau. Des changements sont prévus aux eaux de surface (c.-à-d. une variation de plus de 10 % pour certains paramètres de qualité de l'eau, comparativement aux concentrations de référence) durant l'opération et après la fermeture du parc à résidus (tableau 5.4-1). Les gens du secteur d'étude dépendent de l'eau de surface comme eau potable (volume K, annexes sur les aspects sociaux).

Tableau 5.4-1 Paramètres de la qualité de l'eau pour lesquels une augmentation des concentrations est prévue par rapport aux conditions de référence – effets du parc à résidus

Paramètres	Bassins versants											
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	C1	C2	C3
magnésium	X	X	X	X								
sulfate	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
manganèse	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
zinc					X	X	X					
silicium							X					

Note: Les bassins versants sont décrits à la section 3.8 de ce volume (hydrologie) et présentés à la figure 3.8-1.

Note: les « X » indiquent un changement de plus de 10 % par rapport aux conditions de référence.

Qualité du poisson

Certaines des substances, pour lesquels il est prévu que les concentrations augmenteront dans le secteur du parc à résidus, peuvent se bioaccumuler dans les tissus des poissons. Or, le poisson est une importante ressource alimentaire dans le secteur.

Méthodes d'évaluation

Qualité de l'eau et du poisson

Les évaluations ont été menées en conformité avec les méthodes d'évaluation de risques reconnues par Santé Canada (SC, 2003) et la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1992). L'approche méthodologique détaillée est présentée à l'annexe sur la santé humaine et écologique (volume K, annexe 4.1). Les caractéristiques des récepteurs et les valeurs de toxicité de référence utilisées pour les estimations de risque se trouvent également dans cette annexe.

Critères de description des impacts

Les critères d'évaluation utilisés pour interpréter les impacts sur la santé humaine sont les mêmes que ceux employés pour le secteur de la mine (volume B, section 5.4).

Résultats

Risques associés à l'ingestion d'eau

Les concentrations prévues de sulfate et de zinc satisfont aux lignes directrices applicables. Des lignes directrices sur la qualité de l'eau de boisson n'étaient pas disponibles pour le magnésium et le silicium. Le magnésium est un élément

nutritif essentiel et des effets sur la santé ont pu être reliés à des carences observées (FDA 1996). Par conséquent, l'augmentation potentielle de 1 mg/L (concentration de référence) à 2 mg/L (concentration maximale prévue) de magnésium dans certaines des rivières évaluées n'a pas été considérée comme un problème de santé potentiel.

Peu de renseignements existent sur la toxicité du silicium, mais les études sur les animaux indiquent qu'il est peut-être indispensable à l'humain et que la plupart de ses composés sont essentiellement non toxiques par voie orale (ASN, 2005). Tout comme pour le magnésium, les problèmes de santé semblent plus probablement liés à une carence de silicium qu'à une dose accrue. Par conséquent, l'augmentation potentielle des niveaux de silicium dans le bassin versant B1 (d'une concentration de référence de 4,2 mg/L à une concentration de 4,8 mg/L à l'année 27) n'a pas justifié d'étude plus approfondie.

Les niveaux annuels moyens de manganèse dépassent les lignes directrices relatives au goût durant l'opération du parc à résidus et après la fermeture, mais satisfont aux objectifs relatifs à la santé dans tous les bassins versants. Les concentrations de fond moyennes du manganèse dépassent aussi les critères organoleptiques pour l'eau potable. Pour cette raison, l'augmentation potentielle de la concentration en manganèse dans ces rivières est considérée comme posant un risque additionnel de niveau faible à négligeable pour la santé des communautés.

Risques associés à l'ingestion de poisson

Les effets potentiels sur la santé d'une éventuelle augmentation du magnésium et du silicium dans les tissus de poisson n'ont pas été considérés comme préoccupants pour les raisons décrites ci-dessus. Le sulfate dissous n'a pas été retenu pour cette voie d'exposition parce qu'il ne se bioaccumule pas dans le poisson, puisqu'il interagit de façons diverses avec d'autres substances dissoutes et forme des complexes avec celles-ci.

Seuls le manganèse et le zinc ont été retenus pour une évaluation plus poussée. Les concentrations dans les tissus de poisson de ces deux métaux ont été estimées à partir des niveaux annuels mesurés (données de référence) ou prévus (opération et fermeture) dans l'eau et à partir des facteurs de bioconcentration dans le poisson. Ces substances chimiques sont classées comme non cancérogènes (voir la classification de cancérogénicité des substances chimiques préoccupantes dans l'annexe sur la méthodologie, volume K, annexe 4.2). Les doses par ingestion de poisson ont ensuite été calculées puis divisées par des doses de référence représentant un risque acceptable, afin d'estimer l'indice de risque (IR).

Les estimations d'exposition et de risque pour la santé du récepteur critique (enfant) sont résumées au volume K, annexe 4.2, tableau 4.2-20. Les résultats indiquent que l'exposition au manganèse et au zinc résultant des concentrations additionnels dans les tissus de poisson, durant l'opération du parc à résidus et après la fermeture, représente des risques non cancérogènes pour la santé, de niveau faible à négligeable.

5.4.4.3 Question clé SH-2 Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur les ressources de subsistance ?

Liens d'impact

Qualité de l'eau

Les communautés de ce secteur d'étude dépendent des ressources en eau pour la pêche, l'abreuvement du bétail et l'irrigation des cultures de riz, de manioc et de fèves, des vergers et des cultures commerciales. Les changements à la qualité de l'eau pourraient donc avoir un effet sur les ressources de subsistance.

Méthodes d'évaluation

Produits agricoles et bétail

Les concentrations des paramètres qui, selon les prévisions, devraient changer durant l'opération du parc à résidus (tableau 5.4-1) ont été examinées en fonction des lignes directrices sud-africaines concernant la qualité de l'eau d'irrigation et d'abreuvement du bétail (*South African Water Quality Guidelines*, DWAF, 1996a et b). Les concentrations supérieures à ces lignes directrices ont été considérées comme préoccupantes pour l'usage agricole.

Poisson

Les effets potentiels sur les pêcheries sont liés aux effets directs sur la santé des poissons et aux effets indirects tels la diminution des aliments pour les poissons (par ex. les algues et les invertébrés). Les impacts potentiels sont évalués sous la question clé SE-1 (voir section 5.4.4.4).

Critères de description des impacts

Les critères d'évaluation utilisés pour les impacts sur les ressources de subsistance sont les mêmes que ceux employés dans le secteur de la mine (volume B, section 5.4).

Résultats

Produits agricoles et bétail

Les concentrations annuelles de référence et celles prévues (phases d'opération et de post-fermeture) pour le magnésium, le sulfate, le manganèse et le zinc ont été comparées aux valeurs des lignes directrices pour l'eau d'irrigation et d'abreuvement du bétail. Il n'y a pas de ligne directrice pour le silicium.

Les concentrations de magnésium, de sulfate et de zinc satisfont aux lignes directrices s'appliquant à un usage agricole. Dans tous les bassins versants évalués, le manganèse est le seul paramètre à dépasser la plage cible (*Target Water Quality Range* - TWQR) des lignes directrices sud-africaines concernant la qualité de l'eau d'irrigation, visant à assurer la durabilité des sols en matière de rendement agricole (0 - 0,02 mg/L) (tableaux 4.2-21 à 4.2-31 du volume K, annexe 4.2). Il convient de noter que ces valeurs cibles sont liées aux effets toxiques sur les plantes et non à la qualité des aliments ou aux effets potentiels sur la santé humaine.

En dépit de ce dépassement, les niveaux additionnels de manganèse ne devraient pas avoir d'effets sur les produits agricoles pour les raisons suivantes:

- Les concentrations prévues de manganèse durant l'opération et après la fermeture du parc à résidus varient de 0,11 à 0,19 mg/L. Cet intervalle dépasse le TWQR mais respecte la concentration maximale acceptable des lignes directrices sud-africaines concernant l'eau d'irrigation (0,02 - 10,0 mg/L).
- Les niveaux actuels de manganèse (conditions de référence moyennes) dans les eaux de surface sont de 0,11 mg/L et dépassent également le TWQR. (Tel que mentionné dans le document sud-africain, le TWQR pour le manganèse est basé sur des renseignements relativement limités et devrait donc être considéré comme provisoire. Il a été élaboré pour des sols neutres à alcalins à texture fine et la toxicité du manganèse dépend des espèces de plantes en présence et des nutriments dissous dans l'eau d'irrigation.)
- Les concentrations prévues de manganèse sont inférieures aux valeurs maximales recommandées par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) pour l'eau d'irrigation (0,2 mg/L; Ayers et Westcott, 1994) et aussi inférieures aux recommandations d'autres autorités (0,2 mg/L pour tout type de sol; CCME, 2002) .

En conclusion, l'opération du parc à résidus ne devrait pas entraîner de risques additionnels, en ce qui a trait aux ressources de subsistances des communautés locales, par voie de l'irrigation et de l'abreuvement du bétail.

Pêche

Les effets sur le poisson et les aliments des poissons (algues et invertébrés) causés par les drainages du parc à résidus ont été considérés comme faibles à négligeables (voir l'évaluation des risques sur la qualité du milieu aquatique dans les sections suivantes). Les risques potentiels liés aux changements physiques, par exemple la sédimentation dans les rivières, sont exposés en détail dans la section de l'étude d'impact environnemental portant sur le poisson et les ressources aquatiques, dans le présent volume.

5.4.4.4 Question clé SE-1 Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la qualité du milieu aquatique ?

Evaluation des liens d'impact

Qualité de l'eau

La qualité du milieu aquatique peut être affectée directement par les changements dans les caractéristiques physiques ou chimiques de l'eau. Il est anticipé que plusieurs paramètres de qualité de l'eau changeront de plus de 10 % durant l'opération du parc à résidus et après la fermeture. Ainsi, des effets sur la qualité du milieu aquatique peuvent se produire.

Qualité des sédiments

La communauté benthique peut être affectée directement par les changements dans les caractéristiques des sédiments. Les organismes aquatiques non benthiques peuvent aussi en subir les effets, quoique indirectement (par la diminution des ressources en nourriture, par exemple). Durant l'opération du parc à résidus et après la fermeture les concentrations de plomb, de mercure et de zinc dans les sédiments devraient augmenter de plus de 10 % par rapport aux conditions de référence (chapitre Qualité de l'eau, dans le présent volume).

Méthodes d'évaluation

Qualité de l'eau et des sédiments

Les évaluations ont été effectuées en conformité avec des méthodes d'évaluation des risques reconnues par l'USEPA (1992). Se reporter à l'annexe sur la santé humaine et écologique pour une description détaillée de l'approche méthodologique.

Critères de description des impacts

Les critères d'évaluation utilisés pour la qualité du milieu aquatique sont les mêmes que ceux appliqués pour le secteur de la mine (volume B, section 5.4).

Résultats

Qualité de l'eau

L'aluminium, le cuivre et le fer ont été considérés comme des substances chimiques potentiellement préoccupantes au moment de l'évaluation de risques de référence (section 5.4.3). Ils n'ont cependant pas fait l'objet d'une analyse plus poussée car les concentrations prévues sont semblables aux conditions de référence et aucun risque additionnel n'est prévu pour la vie aquatique.

Les paramètres de qualité de l'eau qui, selon les prévisions, devraient changer à cause de l'opération du parc à résidus (tableau 5.4-1) ont été évalués de façon préliminaire en fonction des lignes directrices sud-africaines concernant la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques (*South African Guidelines for Aquatic Ecosystems*, 1996). D'autres concentrations de référence ont été utilisées pour le sulfate, qui ne figure pas dans le document sud-africain (*Recommended Guideline for Freshwater Aquatic Life*, province de Colombie-Britannique, 2001). L'évaluation préliminaire des données indique qu'il n'est pas nécessaire d'étudier davantage le sulfate et le manganèse.

Aucune ligne directrice concernant la qualité du milieu aquatique n'existe pour le silicium. Cet élément est considéré non toxique et, d'après la littérature récente, aucun effet environnemental négatif n'a été attribué à cette substance. Par conséquent, une augmentation potentielle du silicium dans les eaux de surface du secteur d'étude n'est pas considérée comme significative sur le plan de l'environnement et ne requiert aucune autre analyse de risque.

Le zinc et le magnésium ont été retenus pour une analyse plus poussée parce que les concentrations de zinc sont supérieures aux lignes directrices et parce qu'il n'existe aucune valeur recommandée pour le magnésium.

Les concentrations de zinc et de magnésium ont été divisées par les valeurs de toxicité de référence pour les algues, les invertébrés et les poissons (Suter, 1996) afin de calculer les indices de risque (IR) (voir le volume K, annexe 4.2 pour une description de la méthode d'estimation des indices de risque). Les IR calculés pour chaque type d'organisme sont présentés au tableau 4.2-32 du volume K, annexe 4.2.

Les valeurs de l'IR pour le magnésium à l'égard des invertébrés et pour le zinc à l'égard des invertébrés et des poissons sont inférieures à 10 et considérées négligeables compte tenu des hypothèses prudentes utilisées dans la modélisation

de la qualité de l'eau ainsi que l'hypothèse selon laquelle ces substances en phase dissoute libre sont biodisponibles à 100%.

Les IR pour le zinc à l'égard des algues sont supérieurs à 10 et pourraient donc être préoccupants. Cependant, les concentrations calculées des IR pour l'opération et après la fermeture sont semblables à celles des IR des conditions de référence. Par conséquent, un risque additionnel pour la vie aquatique attribuable à l'opération du parc à résidus est improbable. De plus, la concentration de fond élevée pourrait indiquer que le biote aquatique local viable a développé une tolérance accrue pour ce métal, ce qui est une réponse physiologique déjà bien documentée.

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'eau, des prévisions ont été faites sur la qualité future de l'eau puis la qualité d'échantillons d'eau obtenus par des simulations a été évaluée, au moyen de tests de toxicité sur un organisme aquatique (*Daphnia magna*) considéré comme plus sensible que la plupart des constituants du biote aquatique. Les résultats obtenus par prévisions indiquent que la qualité de l'eau ne présenterait aucune toxicité aiguë pour les organismes aquatiques, y compris les poissons; de plus les résultats des tests de toxicité indiquent également que la toxicité chronique est aussi peu probable (voir la section 3.10 du présent volume pour plus de détails).

Qualité des sédiments

Le cuivre et le nickel ont été considérés comme des substances chimiques potentiellement préoccupantes au moment de l'évaluation de référence en matière de santé (section 5.4.3). Ces substances n'ont toutefois pas fait l'objet d'une analyse plus poussée parce que les concentrations durant l'opération du parc à résidus et après la fermeture devraient être semblables aux conditions de référence.

Les concentrations prévues de plomb, de mercure et de zinc respectent les lignes directrices pour la qualité des sédiments. D'après ces observations, le risque additionnel posé par le site du parc à résidus aux communautés benthiques est considéré comme étant faible à négligeable.

5.4.4.5 Atténuation

Les mesures d'atténuation applicables aux risques pour la santé humaine et la qualité du milieu aquatique ont été abordées dans le chapitre Qualité de l'eau (présent volume). Les résultats de l'évaluation de risques suggèrent qu'aucune mesure d'atténuation supplémentaire n'est nécessaire.

5.4.4.6 Impacts résiduels

La classification des impacts résiduels sur la santé dans le secteur du parc à résidus est fournie au tableau 5.4-2. Les impacts prévus sont négatifs, d'intensité faible à négligeable, de portée locale (se limitant aux bassins versants directement affectés par le site du parc à résidus), à long terme (jusqu'après la fermeture du site) et de fréquence élevée (se produisant en continu). Tous les impacts résiduels ont donc une conséquence de niveau faible à négligeable sur l'environnement.

Tableau 5.4-2 Classification des impacts résiduels sur la santé humaine et la qualité du milieu aquatique – parc à résidus

Orientation	Intensité	Portée géographique	Durée	Réversibilité	Fréquence	Conséquence sur l'environnement
Question clé SH-1 Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la santé humaine ?						
négative	faible à négligeable	locale	long terme (opération et après fermeture)	réversible	élevée	faible à négligeable
Question clé SH-2 Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur les ressources de subsistance ?						
négative	faible à négligeable	locale	long terme (opération et après fermeture)	réversible	élevée	faible à négligeable
Question clé SE-1 Quel effet les émissions de substances chimiques du parc à résidus auront-elles sur la qualité du milieu aquatique ?						
négative	faible à négligeable	locale	long terme (opération et après fermeture)	réversible	élevée	faible à négligeable

5.4.4.7 Surveillance

Aucun suivi autre que celui planifié dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'eau n'est requis.

5.4.5 Conclusions

La présente évaluation a étudié des effets néfastes potentiels pour la santé associée aux eaux de drainage en provenance du parc à résidus de façon

combinée avec les conditions de référence. Divers aspects ont été évalués: l'exposition humaine à l'eau potable et au poisson de consommation, l'exposition du milieu aquatique à l'eau et aux sédiments, ainsi que les effets potentiels sur les ressources de subsistance (poisson, produits agricoles et bétail) liés aux impacts sur la qualité de l'eau de surface. Les effets potentiels ont été classés de faibles à négligeables pour tous les récepteurs (humains, milieu aquatique, bétail et produits agricoles). L'évaluation reposait sur plusieurs hypothèses prudentes (pour des explications à ce sujet, se référer au concept de « niveaux de sécurité » dans la méthodologie de l'évaluation des risques à la santé humaine et écologique au volume K, annexe 4.2). Le niveau de confiance des prévisions, quant au fait que le risque n'a pas été sous-estimé, peut être classé comme moyen à élevé.

5.5 TRAFIC

L'évaluation des impacts environnementaux du parc à résidus sur le trafic est présentée à la section 5.5, volume D, en combinaison avec les effets de l'usine de traitement sur le trafic au voisinage de Toamasina.

6 REHABILITATION ET PLAN DE FERMETURE

6.1 PRESENTATION

La réhabilitation et la fermeture du parc à résidus seront basées sur les objectifs généraux suivants:

- Les buts et les objectifs de la réhabilitation sont considérés durant les phases de conception et de planification de la construction et de l'opération.
- La réhabilitation progressive sera mise en œuvre là où cela sera possible.
- Quand l'opération prendra fin, les équipements seront démantelés et la zone sera réhabilitée de manière à permettre l'occupation du sol suivant l'intérêt des autorités locales et des parties prenantes.
- Les plans de réhabilitation et de fermeture feront en sorte que la stabilité physique et chimique soit assurée à long terme.

Le plan de réhabilitation et de fermeture préliminaire est un document évolutif qui sera mis à jour tout au long de la durée de vie du projet Ambatovy (le projet) afin de refléter les conditions changeantes et l'apport des autorités locales et des parties prenantes.

6.2 PLANS DE FERMETURE DES INSTALLATIONS

Le parc à résidus sera opéré en trois phases, chacune des phases opérant avec un bassin de résidus et un bassin d'eau. Le bassin d'eau utilisé pendant les phases 1 et 2 deviendra le futur bassin de résidus de la phase 3 et un nouveau bassin d'eau sera construit pour la phase 3, au cours de l'année 20. Les bassins de résidus de la phase 1 et de la phase 2 seront fermés dans le cadre de la réhabilitation progressive et seuls le bassin de résidus et le bassin d'eau de la phase 3 devront être réhabilités au moment de la fermeture finale. L'approche pour la fermeture de chaque installation, sera la même, qu'elle s'inscrive dans le cadre de la réhabilitation progressive ou de la réhabilitation finale.

La plage de résidus au sein de chaque bassin de résidus sera d'abord exposée pour sécher à l'air libre pendant un certain temps, probablement deux ans, puis progressivement revégétalisée afin de donner une surface stable et résistante à l'érosion, afin que des êtres humains et des animaux puissent la traverser en toute sécurité. Un bassin de décantation résiduel sera laissé en place afin de capter les matières solides jusqu'à ce que la végétation soit bien établie. Après quoi, le

bassin sera possiblement laissé à l'état de zone humide. Des mesures de drainage appropriées seront conçues et mises en œuvre pour maintenir la stabilité durant les épisodes de précipitations extrêmes.

Les déversoirs par décantation des bassins de résidus et des bassins d'eau seront remplis et intégrés aux digues existantes. Un évacuateur de fermeture, adéquatement renforcé pour prévenir l'érosion, sera construit afin de rediriger les eaux du bassin de résidus en aval, vers la vallée originale. La conception inclura probablement des gabions qui permettront la croissance de la végétation et l'établissement d'un réseau racinaire tout en assurant également une protection contre l'érosion.

La conception détaillée des digues des bassins de résidus comprendra des terrasses et des canaux de drainage afin de faciliter le ruissellement et réduire le risque d'érosion. L'élévation finale des digues pour le bassin de résidus de la phase 3 aura lieu durant l'opération, avec l'établissement de terrasses et de canaux de drainage permanents ainsi que d'une couverture végétale. Ainsi, l'objectif pour la clôture finale sera de poursuivre le processus de revégétalisation.

Le bassin d'eau de la phase 3 sera drainé et le revêtement en polyéthylène de haute densité (PEHD) sera retiré du bassin. Les digues du bassin d'eau seront ouvertes et réaménagées afin de restaurer les conditions de drainage initiales et se fondre avec l'environnement naturel. Toutes les autres surfaces perturbées seront revégétalisées.

Les bassins de rétention des eaux seront remplis et/ou stabilisés avec de la végétation et pourvus d'un recouvrement de protection au besoin. Le ruissellement de surface sera dirigé en aval, vers la vallée originale et les pompes de retour seront retirées.

Le système de récupération de l'eau souterraine, situé à la base de chaque bassin de résidus, fonctionnera pendant environ 15 ans après la fermeture. Après cette période, tel que prévu par la modélisation des eaux souterraines, les concentrations élevées en sels dans l'eau souterraine auront diminué. Les pompes et les conduites du système de récupération seront retirées et les puits seront abandonnés.

La barge d'eau de recyclage sera probablement récupérée pour être réutilisée à un autre endroit ou pour l'utilisation des pièces. Les portions des conduites ainsi que les systèmes de pompage se trouvant au-dessus du niveau du sol, seront retirés à

la fermeture. Les sections enfouies des conduites seront drainées et laissées sur place car les retirer pourrait entraîner des perturbations inutiles.

Il est prévu que les couloirs de transport restent en place pendant une certaine période après la fermeture afin de faciliter l'accès au site à des fins de surveillance. A moins que d'autres utilisateurs dans la région ne soient devenus dépendants de l'accès fourni par les couloirs de transport, tout agrégat sur la chaussée de la route sera récupéré pour d'autres utilisations et les surfaces des chaussées seront scarifiées et revégétalisées.

Les empilements créés pendant l'opération du parc à résidus, possiblement composés de terre végétale, seront appliqués soit sur les digues soit sur les surfaces de résidus finales. Si la matière contient ou retient les caractéristiques de la terre végétale, elle sera utilisée pour le surfacage final pour la revégétalisation. En l'absence de ces propriétés, la matière peut être utilisée à des fins de couverture générale. Aucun empilement ne restera sur le site après la phase de fermeture active.

6.3 PLANS DE REHABILITATION

6.3.1 Lutte contre l'érosion

Les mesures d'atténuation générales suivantes sont disponibles pour prévenir l'érosion hydrique:

- récupérer la terre végétale lorsque cela est possible et l'empiler loin des zones d'érosion potentielle
- construire des fossés transversaux temporaires afin de rediriger le ruissellement de surface
- construire des bermes temporaires avec de billes de bois importés, du bois de charpente, des sacs de sable ou tout autre matériau disponible
- construire des bermes avec du mort-terrain dans les zones où la terre végétale a été retirée
- construire les routes d'accès à la mine de sorte que les régimes d'écoulement naturel ne soient pas entravés et de manière à ce que le ruissellement vers les fossés des routes entre dans les systèmes de drainage naturels ou contournent les zones de confinement
- utiliser des mesures temporaires de lutte contre l'érosion comme l'ajout d'un paillis, de nattes, de filets ou de paillage pour contrôler l'érosion avant qu'une couverture végétative ne soit établie

- appliquer des agents collants là où cela est nécessaire afin de stabiliser les sols et utiliser des hydro-semoirs afin d'ensemencer les pentes escarpées et
- ensemencer rapidement les zones exposées et les empilements de terre végétale avec un mélange de semences stables, capables de contrôler l'érosion et appropriées à la région. Il est suggéré qu'une herbe, le vétiver (*Vetivera zizanioides*) soit planté le long des pentes (en suivant les courbes de niveaux) (NRC 1993). D'autres espèces peuvent ensuite être plantées entre les bandes de vétiver.

6.3.1.1 Utilisation du vétiver pour la lutte contre l'érosion

Le vétiver (*Vetivera zizanioides*) est une herbe originaire de l'Inde qui est utilisée partout dans les tropiques pour la lutte contre l'érosion (CNRC 1993). Il est utilisé à Madagascar, depuis plus d'une décennie, par les fermiers et l'industrie pour la lutte contre l'érosion et il est également suggéré pour la lutte contre l'érosion des haldes de résidus dans le pays (Grimshaw 1997). Dans les tropiques, les utilisateurs de vétiver engagés dans la lutte contre l'érosion ont indiqué que le fait de planter des haies de vétiver réduira l'érosion du sol jusqu'à 90 % et le ruissellement des eaux jusqu'à 60 % (Grimshaw 1997).

6.3.2 Revégétalisation

La revégétalisation des surfaces perturbées est un objectif essentiel en termes de restauration parce que la végétation assure le contrôle des solides et de l'érosion et qu'elle permet d'utiliser le sol dans le futur. Actuellement, l'approche globale de réhabilitation la plus appropriée inclut quatre phases conceptuelles distinctes, soit:

- la lutte contre l'érosion et le contrôle des eaux
- la préparation du sol et la revégétalisation
- la plantation d'arbres natifs
- l'incitation à la succession naturelle

Il faut noter qu'en ce qui a trait aux mélanges d'espèces à utiliser pour la revégétalisation, les décisions seront influencées par les intérêts des parties prenantes et les objectifs d'utilisation finale. Toutefois, il faut reconnaître que les objectifs d'utilisation finale seront limités par la nature des résidus, soit principalement leurs propriétés physiques. Des séances de consultation sur les options d'utilisation finale auront lieu durant l'opération.

6.4 SURVEILLANCE

La surveillance post-fermeture impliquera de surveiller la stabilité physique afin d'identifier des signes et/ou les premiers indices indiquant des problèmes d'érosion ou de stabilité et/ou éléments de danger. Il faudra aussi continuer à surveiller la qualité de l'eau souterraine et l'eau de surface en effectuant le suivi des mêmes paramètres que durant la phase d'opération. La fréquence de cette surveillance sera déterminée en fonction des conditions observées.

7 PLANS DE GESTION ENVIRONNEMENTALE ET DE DEVELOPPEMENT SOCIAL

Cette section décrit dans leurs grandes lignes une sélection des mesures d'atténuation et de surveillance qui fera partie des plans de gestion spécifiques au parc à résidus dans le cadre du projet Ambatovy. Des descriptions plus détaillées sont fournies, pour chaque discipline, dans les sections de l'EIE relatives aux mesures d'atténuation et à la surveillance. Le cadre général du plan de gestion environnementale et de développement social est présenté à la section 6 de l'annexe H. Les mesures d'atténuation et la surveillance se subdivisent en deux sections: la Section 7.1 présente les activités à exécuter dans le cadre des plans de gestion clés pendant la phase d'opération et la section 7.2 présente les activités à exécuter dans le cadre des plans de gestion clés pendant les phases de réhabilitation et de fermeture.

7.1 ACTIVITES DURANT LES PHASES DE CONSTRUCTION ET D'OPERATION

7.1.1 Plan de gestion de l'eau

Le ruissellement provenant du parc à résidus sera détourné vers l'océan pour empêcher le transport de substances vers les cours d'eau et les plans d'eau en aval pendant la phase d'opération. Un revêtement sera installé dans le bassin de gestion des eaux pour limiter l'infiltration à travers le bassin. Des puits de forage et des pompes seront installés pour intercepter et éliminer l'infiltration des résidus en aval du parc à résidus dès le début des opérations et pendant une période de quinze ans après la fermeture. Un programme de surveillance de la qualité de l'eau dans les bassins de gestion des eaux, les rivières et les plans d'eau situés en aval du parc à résidus sera mis en place pendant la phase d'opération, en ciblant en particulier les métaux présentant les risques les plus élevés sur la santé humaine et écologique. Ce programme de surveillance comprendra également la surveillance des débits et des matières en suspension des cours d'eau en aval.

7.1.2 Plans de gestion la faune et de la flore

Le secteur du parc à résidus sera défriché progressivement durant la phase de mise en œuvre afin de limiter la surface défrichée à tout moment. La gestion de la faune et de la flore se concentrera sur la réhabilitation progressive (voir plus bas).

7.1.3 Plan de gestion des poissons et du milieu aquatique

Au démarrage des travaux de construction, les poissons seront récoltés dans les cours d'eau et plans d'eau affectés en vue d'une utilisation locale ou pour la vente, si ce type d'utilisation est souhaité. Les promoteurs du projet collaboreront avec les parties prenantes et les experts malgaches des pêches dans le but d'élaborer des techniques de gestion de la pêche.

Un programme de surveillance des ressources aquatiques sera mise en place en aval du parc à résidus afin de garantir une protection appropriée.

7.1.4 Plan d'intervention d'urgence

Un plan d'intervention d'urgence est en cours d'élaboration afin d'atténuer les impacts que des événements extrêmes imprévus pourraient avoir sur les humains et sur le milieu naturel. Dans l'éventualité où une averse extrême susceptible de causer le débordement de la digue se produirait, les résidents établis en aval seront informés et évacués vers un endroit sécuritaire. Le plan d'intervention en cas de déversement sera conçu de façon à minimiser les effets sur la qualité de l'eau. Des mesures de surveillance des contaminants seront appliquées après tout événement de déversement jusqu'à ce que ceux-ci soient nettoyés.

7.2 ACTIVITES DE FERMETURE ET DE REHABILITATION

7.2.1 Plan de gestion de l'eau

Des travaux de terrassement et de végétalisation seront effectués en vu du rétablissement des conditions de ruissellement naturel. Un programme de surveillance des bassins de gestion des eaux, des cours d'eau et des plans d'eau en aval sera mis en place jusqu'à ce que les résultats démontrent que l'infiltration à travers le parc à résidus n'aura aucun effet significatif en aval.

7.2.2 Plans de gestion de la faune et de la flore

Les secteurs du parc à résidus seront réhabilités progressivement, c'est-à-dire chaque fois qu'une phase des bassins d'eau est complétée. L'effort de revégétalisation débutera par l'incorporation de matières organiques dans la couche superficielle du sol réhabilité pour améliorer la fertilité de ces sols tropicaux. Le cas échéant, les déficits en nutriments seront corrigés par l'application d'engrais pour assurer une réhabilitation réussie. Des agents d'amendement comme le calcium et le magnésium pourront être utilisés pour

augmenter le pH du sol et réduire la mobilité des métaux. Le plan de surveillance de la végétation débutera dès le début des activités de réhabilitation progressive initiale pendant la phase d'opération du projet, et se poursuivra jusqu'au terme de la réhabilitation afin d'assurer que les objectifs de réhabilitation soient atteints, et que les mesures de contrôle de l'érosion en place soient efficaces.

7.2.3 Plan de gestion des poissons et du milieu aquatique

A la fermeture, la couverture végétale sera rétablie de façon à permettre un ruissellement non contaminé vers les vallées en aval et restaurer les débits des cours d'eau.