

6 DESCRIPTION DU SITE ET DE L'ENVIRONNEMENT EXISTANT

Cette section présente une description des installations actuelles et des composantes du site, des effets environnementaux résultant des opérations et une revue des conditions environnementales existantes sur le site avant la phase finale de déclassement. La section 6.1 présente une description des installations actuelles et des composantes du site, et une vue d'ensemble des effets environnementaux issus des opérations approuvées dans cette région. La section 6.2 décrit l'environnement existant et détaille les effets environnementaux issus des opérations. Enfin, la section 6.3 résume les effets environnementaux et les compare aux prédictions effectuées lors des évaluations environnementales préalables.

Les plans proposés pour la réhabilitation finale et le déclassement du site, et pour atteindre les objectifs du déclassement, sont résumés en section 8.

6.1 Description du site : composantes du site et état actuel

Un aperçu des principales composantes du site de Cluff Lake est présenté en Figure 2.2. Des détails sur la zone minière sont illustrés par la Figure 2.3. La Figure 2.4 présente des détails de l'usine et de l'Aire de Gestion des Résidus (AGR). Une description encore plus détaillée est offerte par ailleurs (COGEMA 2000a, 2000b et 2000c).

De façon générale, les collecteurs de surface étaient situés près des installations où il existait un risque de contamination radiologique en surface en raison des activités minières et de traitement. Les collecteurs récupéraient les eaux de ruissellement de surface, qui avant la cessation des opérations de traitement, étaient acheminées vers l'usine pour être utilisées au cours du processus de traitement. Toutes les eaux pompées dans les mines à ciel ouvert et souterraines étaient également récupérées et acheminées vers l'usine pour utilisation au cours du traitement. Toutes les eaux de traitement de l'usine étaient alors pompées vers l'AGR et traitées dans les systèmes de traitement primaire (STP) et secondaire (STS) avant leur rejet final dans l'environnement.

Depuis la cessation des activités de traitement, toutes les eaux potentiellement contaminées sont toujours récupérées et traitées, comme requis, avant d'être déversées dans l'environnement.

6.1.1 Zone de la mine D

Description

La mine D a été le premier gisement exploité à Cluff Lake. Les activités minières ont commencé en 1979 pour se terminer en 1981. Le gisement D contenait le minerai d'uranium de Cluff Lake à la plus forte teneur et des réserves d'or significatives.

La mine D et sa verse à stériles couvrent une surface d'environ 3.0 ha. Au cours du développement de la mine D, le ruisseau Boulder a été détourné bien au-delà de la mine à ciel ouvert à l'aide d'un barrage et d'un chenal de diversion placés en amont. A la fin des activités minières, la mine à ciel ouvert D avait

une profondeur maximale de 28m. Les activités de nettoyage et de réhabilitation de l'aire minière ont compris le démantèlement des installations de surface, la rupture du barrage de diversion du ruisseau Boulder, et l'élimination de la demi-buse de diversion. Le trajet du ruisseau Boulder a été établi à nouveau aux abords de la mine D.

Durant le dégel du printemps 1983, un barrage de glace s'est formé dans le ruisseau Boulder, entraînant le débordement du ruisseau et le noyage de la mine D. Pour pallier cet événement, une digue a été construite entre le ruisseau Boulder et la mine. La mine est restée noyée et isolée du ruisseau Boulder au cours des années suivantes.

La verse à stériles, placée immédiatement à côté de la mine, ne comprend que des stériles de la mine D et couvre une surface d'environ 2,3 ha pour un volume d'environ 150 000 m³. Après le démantèlement des installations de surface de la mine D, la verse à stériles D et la zone avoisinante, qui avait été affectée au cours du développement, ont été nivelées et revégétalisées entre 1983 et 1985. Des recherches menées par COGEMA sur la verse à stériles indiquent que le potentiel de production d'acide est minime et que seule une faible lixiviation des métaux est anticipée (COGEMA 2001, Réponses aux commentaires réglementaires).

Impacts des opérations

Les effets des opérations dans l'aire de la mine D comprennent la carrière noyée, la modification du trajet naturel du ruisseau Boulder, la verse à stériles et les perturbations de surface associées à ces activités.

La qualité de l'eau de la mine D est surveillée mensuellement depuis 1992 à proximité de la surface et à des profondeurs de 5 m, 10 m, 15 m et 20 m (COGEMA, 2000c, Annexe E). La colonne d'eau de la carrière noyée montre un chimiocline stable entre des profondeurs de 13 m et 17 m (la profondeur maximale de la fosse étant 22 m). La qualité de l'eau dans la partie supérieure de la colonne d'eau (au-dessus de 10 m) est conforme aux objectifs SSWQO (Saskatchewan Surface Water Quality Objectives) pour les paramètres surveillés à l'exception du fer. La mine D est alimentée par les eaux de ruissellement et les eaux souterraines et, au cours des périodes sèches, le taux de fer des eaux souterraines a entraîné l'augmentation des concentrations en fer de la partie supérieure de la colonne d'eau jusqu'à atteindre 7 mg/L. Les concentrations en uranium sont également variables et ces fluctuations sont liées à des précipitations et des ruissellements élevés qui mobilisent l'uranium, de la verse à stériles vers la carrière. En 1998, après deux années consécutives de fortes précipitations, les concentrations d'uranium près de la surface ont atteint 0.45 mg/L. En 2002, les concentrations étaient redescendues aux valeurs d'avant 1992, à moins de 0.1 mg/L.

Depuis le noyage de 1983, la mine D est restée isolée du ruisseau Boulder. De récents résultats de surveillance de Boulder indiquent que la mine D n'a eu qu'un impact négligeable sur la qualité de l'eau de Boulder. De même, la surveillance des eaux souterraines locales n'a pas détecté d'impact important de la mine D sur la qualité des eaux souterraines. Une évaluation du différentiel entre le niveau d'eau de la

fosse et le niveau minimal de la digue séparant la mine D du ruisseau Boulder indique que la probabilité que le ruisseau Boulder soit relié à la mine D est faible.

Les efforts de revégétalisation dans les aires de réhabilitation sont généralement considérés comme des succès puisque les plantes indigènes colonisent les zones où des espèces agronomiques ont été préalablement utilisées pour stabiliser les surfaces perturbées.

6.1.2 Zone de la mine Claude

Description

La zone de la mine de Claude comprend la mine à ciel ouvert Claude et les infrastructures qui y sont liées, ainsi que le stock de stériles (Figure 6.1). Les infrastructures de l'aire de la mine de Claude comprenaient un vestiaire (douches), un bâtiment administratif, une station de stockage de carburant, une aire à minerai, un bâtiment à scanner, le système de pompage de l'eau de la fosse de Claude, la fosse de récupération des eaux de ruissellement et l'atelier d'entretien. Des infrastructures initiales il ne reste plus que l'atelier d'entretien de Claude, la fosse de récupération des eaux de ruissellement et le système de pompage des eaux de la fosse Claude.

Les autres structures ont été enlevées en 2000 et 2001. Tout comme pour les autres zones exploitées du site, cette zone a été nivelée de façon à entraîner les eaux de ruissellement potentiellement contaminées vers une fosse de récupération qui est régulièrement vidée par pompage.

La mine à ciel ouvert Claude était la plus grande mine à ciel ouvert exploitée sur le site et a été exploitée de 1982 à 1989. Au cours des activités d'exploration dans les années 1970, le niveau d'eau du lac Claude a été rabattu afin de faciliter la délimitation des réserves en minerai de Claude. Pour permettre l'exploitation de la mine à ciel ouvert, deux petites digues ont été prolongées dans le lac Claude le long de sa bordure Est (Figure 2.3).

La verse à stériles de Claude adjacente à la carrière, comprenant le stérile de la fosse Claude a été construite entre 1982 et 1989. À l'époque du dépôt des stériles, aucun effort n'a été fait pour tenter de séparer les déchets de Claude en fonction de leur composition chimique. Le stock fait environ 30 m de haut, et couvre une surface de 29,5 ha. Il contient près de 8,59 Mt (millions de tonnes) de stériles et environ 4,91 Mm³ (million de mètres cube), en considérant une densité sèche de 1750 kg/m³.

Le stock a été créé en déposant les stériles en plusieurs couches. Il comprend des zones pour la circulation entre les couches de stériles. Il a été remodelé en 1993 afin de réduire la pente des versants pour atteindre un rapport de 2H/1V ou moins. En 2001 et 2002, des tests de nivellement et de compaction ont été conduits sur une partie du stock de stériles de Claude afin d'évaluer la faisabilité (construction et performance) d'une couverture des stériles dans le cadre du plan final de couverture.

Depuis 1989, la fosse de Claude a été utilisée comme site de décharge approuvée pour divers déchets du site, tels que des stériles, des ferrailles, des matériaux contaminés, des déchets de démolition et des matériaux non combustibles tels que des tuyaux en plastique et des pneus. Les stériles placés au milieu de la fosse de Claude comprennent les stériles miniers de DJX, et les stériles spéciaux de la mine DJX (matières classifiées comme ayant une concentration d'uranium entre minerai et déchet propre, 0.03% <uranium<0.1%). Les stériles de la mine souterraine DJ (<0.1% uranium) et les déchets de la mine souterraine OP/DP (déchets stockés en surface) ont également été déposés dans la fosse de Claude. Une faible quantité de minerai à faible teneur (environ 0.13% d'uranium) de la mine DJX a également été déposée dans la fosse de Claude après qu'il ait été établi que ce minerai ne pouvait pas être traité de façon économique et que son placement dans la fosse de Claude n'aurait qu'un impact négligeable sur les contaminants existants dans la mine.

Depuis la cessation des activités minières et la réduction de l'exhaure de la mine, la fosse de Claude est partiellement noyée en raison des arrivées d'eaux de ruissellement de surface et d'eaux souterraines. Un pompage intermittent a maintenu le niveau de l'eau de la fosse de Claude en dessous du niveau d'eau du lac Claude (339 mètres au-dessus du niveau de la mer).

Les activités les plus récentes dans la fosse Claude comprennent la poursuite de dépôt de matériaux usagés et le pompage de l'eau de la carrière afin d'offrir une plus grande capacité de stockage en prévision des activités futures de déclassement. L'eau est pompée vers la carrière DJX pour être repompée et traitée à l'usine et à l'AGR. L'atelier d'entretien reste disponible pour entreposer les équipements et pourra être opérationnel durant le déclassement.

Impacts des opérations

Les effets de l'exploitation sur l'aire de la mine Claude comprennent : la baisse du niveau d'eaux du Lac Claude, la prolongation de deux petites digues jusque dans le lac afin de faciliter l'exploitation du gisement, les perturbations de surface liées au développement de la mine, des infrastructures et de la verse à stériles, les poussières et émissions atmosphériques liées aux activités minières et aux zones perturbées. Les effets les plus importants sont le remblayage partiel de la fosse de Claude par des matériaux usagés et son noyage et la verse à stériles adjacente, la fosse et la verse contenant toutes les deux un certain nombre de contaminants radiologiques et non radiologiques.

Un programme approfondi de caractérisation des stériles a été lancé en 1999. Le programme a déterminé le potentiel de production d'acide par les stériles, et a évalué les caractéristiques de stabilité physique des stériles pour déterminer s'ils sont appropriés pour la construction d'une couverture (COGEMA 2000c). Les tests physiques ont indiqué un taux relativement élevé d'érosion mécanique et d'altération au sein des stériles. Les tests géochimiques ont démontré l'existence d'un potentiel de production d'acide par les stériles Claude avec de faibles ratios PN/PA pour plus de la moitié des échantillons prélevés dans la fosse Claude.

La surveillance de la qualité des eaux souterraines dans l'environnement immédiat du stock de stériles a identifié un panache acide à faible profondeur (pH<4), contenant des niveaux élevés de contaminants tels que le nickel (>10 mg/L) et l'uranium (>100 mg/L), s'écoulant vers le sud et l'est à partir de la verse à stériles. Le panache est concentré autour du périmètre de la verse à stériles. De plus amples détails sont fournis dans le document de référence, COGEMA 2000c.

La qualité de l'eau de la fosse de Claude est affectée par la présence de déchets dans la fosse, les eaux de ruissellement et peut-être par les eaux de lixiviation de la verse à stériles adjacente. En 2002, les concentrations moyennes en sulfate, solides dissous (TSD), uranium, nickel, arsenic et radium-226 (Ra²²⁶) étaient respectivement de 1126 mg/L, 1950 mg/L, 6,8 mg/L, 0,17 mg/L, 9,3 mg/L et 1,3 Bq/L. Comme indiqué précédemment, le niveau de l'eau de la fosse reste plus bas que celui du lac adjacent du fait du pompage intermittent, et la quantité d'eau dans la fosse continue d'être réduite pour préparer le remblayage final proposé. Le maintien de cette différence de niveau d'eau entraîne le mouvement continu des eaux souterraines vers la mine, et empêche actuellement le transport de contaminants vers l'environnement avoisinant.

6.1.3 Zone de la mine OP/DP

Description

La zone de la mine OP/DP est constituée d'une rampe d'accès souterraine, de la verse à stériles OP/DP et des installations de support y compris une aire d'entreposage de matériaux, un atelier d'entretien, un vestiaire, un bâtiment à scanner, un bâtiment administratif, un système d'égouts, une usine à béton, une aire à minerai et un collecteur des eaux de ruissellement (Figure 6.2). Le défrichage et la construction des rampes pour la mine DP ont commencé en 1983 et la production a commencé en 1985.

La méthode d'exploitation minière souterraine

L'extraction du minerai ou la méthode par tranches utilisée dans les opérations souterraines de Cluff Lake est connue sous le nom d'exploitation minière par tranches descendantes remblayées. Cette méthode a été utilisée en raison des mauvaises conditions du terrain dans la zone minéralisée, où les ouvertures créées durant l'activité minière ne pouvaient pas être laissées sans support, même en utilisant des systèmes de support tels que des boulons d'ancrage, des grillages et des courroies. La méthode reposait sur le remblayage des cavités laissées par l'exploitation minière avec une pâte de ciment qui était pompée directement dans les cavités. Les cavités étaient soit complètement remplies (remblayage intégral), ou partiellement remplies (remblayage par dalle). Une fois qu'une ouverture initiale était faite le long de la zone minéralisée, avec une section transversale nominale de 2,5 m de large par 3,5 m de haut, la cavité créée était partiellement remplie par une dalle de ciment de 1,5 m d'épaisseur. Après quelques jours, la dalle de ciment était suffisamment solide pour permettre à l'exploitation minière d'avancer sous la dalle. La résistance de la dalle de remblayage est d'environ 8 Mpa. La dalle apporte non seulement sa force aux murs, mais permet également aux mineurs de travailler en sécurité sous un plafond plus sûr (appelé toit). Des remblayages intégraux étaient utilisés lorsque plusieurs pans de la zone minéralisée étaient exploités

simultanément. La combinaison du remblayage en ciment et du cimentage projeté (ciment pulvérisé sur la roche), et de systèmes mécaniques de support du sol, ont produit des conditions de terrain stables et efficaces à long terme dans les parties adjacentes à et au-dessus de la zone d'exploitation.

État actuel

Avec la cessation des activités minières et la fermeture de la mine en 1999, la mine OP/DP a commencé à se noyer avec les venues d'eaux souterraines. Depuis août 2002, toutes les galeries souterraines ont été noyées. Les puits d'entrée et de sortie d'air OP/DP ont été partiellement remblayés en 2000. Le remblayage des puits a été terminé en 2002 et chaque puits a été couvert et renforcé avec du béton. La rampe d'accès souterraine a été remblayée jusqu'à environ 176 m de profondeur et un bouchon en béton a été coulé à l'entrée de la rampe.

Le haut du puits d'entrée d'air de DP est à la plus faible altitude parmi tous les puits. Dans le cas où le niveau final de l'eau serait à une altitude supérieure à celle du puits d'entrée d'air de DP, les eaux contaminées de la mine pourraient potentiellement faire surface à cet endroit. Par conséquent, ce puits a été équipé d'un système de récupération et de pompage des eaux pour que celles-ci puissent être traitées dans le cas où les eaux de la mine émergeraient à cet endroit.

La verse à stériles OP/DP a été transférée à la fosse de Claude entre 1998 et 2000. La plupart des installations de support de la mine ont été démantelées entre 2000 et le début de 2003. L'aire de stockage au nord de la mine OP/DP a été nettoyée et réhabilitée en 2001.

Au moment de la rédaction de ce rapport, la station de stockage des carburants et le collecteur d'eaux de ruissellement de surface étaient les seules installations de surface restantes. Le démantèlement de ces installations maintenant inutiles est inclus dans les plans opérationnels approuvés.

Impacts des opérations

Les effets des opérations sur la zone OP/DP comprennent les perturbations de surface dues à la construction des installations de surface, y compris toutes les installations proche de l'accès à la mine, plusieurs puits d'aéragage placés à divers endroits sur la propriété, l'aire de stockage des matériaux et équipements, et l'empreinte laissée à l'emplacement de l'ancienne verse à stériles OP/DP. Les poussières et les émissions atmosphériques liées aux activités minières ont eu des impacts mineurs localisés. Les travaux souterrains noyés sont une source potentielle de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface.

Un système d'égout pour les eaux usées de l'atelier d'entretien de la mine et du vestiaire a déversé des eaux au travers d'une série de champs d'épuration adjacents à la mine. La station de stockage des carburants est une source potentielle de contamination des sols et des eaux souterraines, cette source sera surveillée et nettoyée si nécessaire une fois que la station de stockage aura été enlevée.

La mine est présentement noyée. La qualité de l'eau dans la mine présente des niveaux élevés de contaminants clés, l'uranium étant l'élément le plus sensible avec des concentrations d'environ 1.2 mg/L. Les capacités de pompage sont actuellement maintenues puisqu'elles offrent une solution d'intervention à court terme au cas où l'eau de la mine atteindrait la surface au niveau du puits d'entrée d'air DP.

6.1.4 La zone de la mine DJ

Description

La zone de la mine DJ comprend les mines à ciel ouvert DJN et DJX, la rampe d'accès à la mine souterraine DJ, le stockage de terrains de recouvrement DJN, les lentilles minéralisées DJ et les infrastructures associées y compris les aires à minerai DJ et les installations de support (Figure 6.3).

Mines

Les mines à ciel ouvert DJN et DJX se situent au sud de la zone de la fosse de Claude et sont adjacentes à la partie nord du lac Cluff. Il s'agit de deux mines côte à côte ; la mine DJN a commencé à produire en premier en 1989 et la production a continué jusqu'en 1991. L'activité minière de la mine DJX a eu lieu de 1994 à 1997.

Pour permettre le développement de la mine initiale DJN, il a fallu dévier le ruisseau Claude, qui débouchait naturellement dans le lac Cluff, en passant autour de la mine et dans la rivière Peter proche. Ce ruisseau a un écoulement intermittent, qui est plus élevé durant la période de dégel du printemps et après des périodes de fortes précipitations. Il est considéré que ce ruisseau ne comporte pas de poissons en raison de son débit intermittent et de sa faible profondeur. Ses abords sont stables et bien végétalisés grâce à l'implantation naturelle d'espèces indigènes.

Les terrains de recouvrement ont été enlevés de l'aire de la mine avant le développement de la carrière. Les terrains de recouvrement de DJN ont été stockés avec les stériles de DJN alors que les terrains de recouvrement DJX ont été stockés à l'ouest de la carrière comme indiqué par la Figure 6.3. Après l'exploitation, la carrière DJN a été partiellement noyée. Par la suite la carrière DJN a été vidée et utilisée comme stockage pour les stériles propres (<0.03% d'uranium) de la carrière DJX. Les autres stériles de DJX (0.03%<uranium<0.1%) ont été transportés et placés dans la fosse de Claude.

Au cours des activités minières souterraines, la fosse DJX a été régulièrement pompée afin de garder le niveau de l'eau très bas et éliminer tout risque de noyage des installations souterraines. Au cours des dernières années, la fosse a été utilisée comme puisard temporaire pour les eaux de la mine souterraine qui étaient ensuite utilisées dans l'usine comme eaux de traitement. Depuis l'arrêt des activités minières, la fosse DJX a commencé à être noyée par les eaux souterraines et les eaux de ruissellement. Elle est actuellement utilisée pour recevoir les eaux issues du dénoyage de la fosse de Claude, en attente de pompage et traitement de ces eaux à l'usine et à l'AGR.

Verse DJN

La verse à stériles DJN a été créée en déposant les stériles en plusieurs couches successives. Il en découle que la verse à stériles présente des zones de circulation bien définies entre les couches de stériles. Certains stériles spéciaux (0.03% < uranium < 0.1%) ont été séparés du reste du stock et enrobés par des stériles propres. Le stock de stériles DJN atteint 16 m de haut et couvre une surface de 14,1 ha. Il contient environ 1,846 Mt de stériles. Le volume estimé de stériles est d'environ 1,055 Mm³ en considérant une densité sèche de 1750 kg/m³.

Mine souterraine DJ

La mine souterraine DJ a été développée en 1994. Elle a produit jusqu'en mai 2002, après quoi la mine a commencé à être noyée. Le noyage de la mine a tout d'abord été accéléré avec les eaux pompées de la mine DJX. En 2002, les puits d'entrée et de sortie d'air, et la rampe d'accès souterraine ont été remblayés et scellés avec du béton armé. De plus, plusieurs bâtiments de support et l'aire à minerai DJ ont été enlevés. L'infrastructure de pompage des eaux et la station de stockage des carburants ont été conservées comme installations de support pour le projet de déclassement.

Les lentilles minéralisées DJ

Les lentilles minéralisées DJ ont été exploitées afin de tester la technique minière par attaque hydraulique. La plate-forme d'exploitation a été construite à l'intérieure et adjacente à la rive nord-ouest du lac Cluff (Figure 2.3). Les installations comprenaient une unité de congélation, une aire de stockage du minerai, une série de collecteurs situés près de la carrière DJX et une série de trous de forage dans le socle sous-jacent afin de permettre la congélation du sol et l'extraction du minerai par attaque hydraulique. La méthode minière a été testée en 1996. Le nettoyage et la revégétalisation de la région ont été entrepris en 2000 avec le démantèlement de l'unité de congélation, le nettoyage et le recouvrement de l'aire à minerai, le remblayage des fosses, et le colmatage et remblayage des trous de forage. La région a été scannée pour détecter une éventuelle contamination radiologique et elle a été revégétalisée avec des arbustes et arbres indigènes.

La perturbation du littoral fait l'objet d'un accord de compensation de l'habitat, conclu entre le promoteur et Pêches et Océans Canada. La compensation de l'habitat a consisté en l'amélioration du littoral et la construction de bassins peu profonds afin d'encourager la reproduction des poissons indigènes.

Les impacts des opérations

Les effets des opérations liés à la mine DJ comprennent la dérivation du ruisseau Claude, l'empiètement des lentilles minéralisées DJ sur la rive du lac Cluff, et les perturbations de surface liées aux fosses DJN/DJX, à la mine souterraine DJ et aux installations de support, un cas d'affaissement de surface, la verse à stériles DJN, et la poussière et les émissions atmosphériques associées aux activités minières et aux surfaces perturbées.

La mine souterraine DJ

Il y a eu un affaissement de surface attribuable aux activités minières qui s'est produit le 28 février 1999 sous la forme d'un affaissement de 10 m de diamètre et 5 m de profondeur dans la partie sub-affleurante de la mine souterraine DJ, entre la fosse DJX et le lac Cluff.

Il est estimé que la cause de l'affaissement est l'effondrement des piliers de soutien minéralisés dans la zone où le minerai avait déjà été extrait immédiatement sous le pilier de surface. Les piliers étaient composés de roches instables qui ont été fragilisées par les activités minières aux alentours. L'effondrement de l'un des piliers dans la galerie partiellement vide a fragilisé un pilier au-dessus, propageant l'effondrement initial jusqu'à la surface (effet dominos).

Le problème a été rectifié en versant une importante quantité de remblai cimenté dans, et autour, de cette zone minière, et en construisant des cloisons autour des ouvertures des galeries adjacentes. Cela a efficacement remblayé et scellé la zone de l'affaissement, et a réduit le risque d'infiltration des eaux de surface.

La mine souterraine est actuellement en phase de noyage et le niveau d'eau d'équilibre n'a pas encore été atteint. La qualité de l'eau de la mine présente des propriétés similaires à celles rencontrées dans les mines noyées OP/DP à l'exception de l'arsenic qui est plus élevé dans l'eau de la mine DJ (170 µg/L dans DJ contre 5 µg/L dans DP). Le puits d'évacuation d'air DJ est une source potentielle d'eau de mine contaminée arrivant en surface, toutefois, sa proximité de la fosse DJX et la topographie locale font que toute eau de mine qui pourrait émerger au puits d'évacuation d'air DJ s'écoulerait immédiatement vers la fosse isolée.

Fosses DJN/DJX et verse DJN

La récupération des eaux de la fosse DJX et l'utilisation du puisard de collecte des eaux de surface ont permis de contenir et d'empêcher le rejet des eaux contaminées de surface et souterraines dans l'environnement voisin. La qualité de l'eau de la fosse DJX est affectée par l'addition des eaux de la mine souterraine DJ et plus récemment par celles de la fosse Claude. Avant l'ajout de ces eaux, les eaux de la fosse DJX contenaient des concentrations d'uranium remarquablement moins élevées (moyenne de 0.7 mg/L) en 1999 en comparaison à la qualité de l'eau de la fosse Claude (moyenne de 6.6 mg/L en 1999). Toutefois, les concentrations de nickel étaient relativement plus élevées (moyenne de 0.38 en 1999) comparées à la qualité de l'eau de la fosse Claude (moyenne de 0.04 mg/L en 1999). La qualité actuelle de l'eau reflète maintenant celle de la fosse Claude en raison des récents ajouts à la fosse.

Un programme de tests de caractérisation approfondie des stériles a été mené sur la verse à stériles DJN et sur les stériles DJX placés dans la fosse DJN, qui a été remblayée, cela afin de déterminer le potentiel de création d'acide et la stabilité physique en vue d'évaluer leur adéquation pour la construction d'une couverture. Les stériles de la fosse DJN ont démontré un potentiel élevé de génération d'acide, toutefois,

la quantité de matériaux lixiviables reste faible. De plus amples détails sont disponibles dans COGEMA 2000c. Toute eau contaminée issue de cette verse est contenue dans les fosses DJN et DJX.

La verse DJN contient des concentrations plus élevées de contaminants que les stériles DJX mais à un potentiel de génération d'acide moindre. Les résultats de la surveillance indiquent que les eaux souterraines contiennent des niveaux élevés de certains contaminants, mais à des concentrations beaucoup moins élevées que celles rencontrées près de la verse à stériles Claude (COGEMA 2000c).

6.1.5 Le complexe de l'usine et les installations de support

Description

Le complexe de l'usine consiste en l'usine et les bureaux qui y sont liés, la centrale électrique, l'entrepôt, l'atelier d'entretiens d'équipements lourds, et bâtiments de supports et infrastructures associées au site (Figure 6.4).

L'usine, conçue avec une série de collecteurs en ciment créant un confinement secondaire, a vu deux phases principales d'opération. Les opérations de la Phase I, de 1980 à 1983, ont consisté au traitement du minerai issu du gisement D. Une méthode de séparation gravimétrique a été utilisée pour obtenir un concentré à taux élevé (moyenne de 29.3% U), qui a ensuite été traité par broyage et lixiviation à l'acide. Les rejets de la filtration ont été stockés dans des coffres cylindriques en béton. Les résidus neutralisés issus du traitement des filtrats ont été transférés à l'AGR. Les résidus de la séparation gravimétrique (1 à 3% U) issus de la Phase I ont par la suite été traités à nouveau de 1983 à 1984 au cours de la Phase II de l'usine, laquelle a été modifiée/agrandie afin de pouvoir recevoir les minerais à taux moins élevés des gisements Claude, OP et DP. De 1985 à 1986, une usine de traitement d'or a été ajoutée au complexe de l'usine. Cela a permis de traiter à nouveau environ 6500 tonnes de résidus de filtration de la Phase I pour en récupérer approximativement 58 g/t d'or. Par la suite en combinant à nouveau les résidus traités avec le minerai lixivié à faible concentration pour alimenter l'usine, cela a permis de récupérer de 0.3% à 1% d'uranium résiduel de la Phase I. La configuration du circuit de l'usine de la Phase II, qui comprenait un broyage primaire et un broyage secondaire, le concassage, la lixiviation acide, la décantation à contre-courant, l'extraction par solvant, la précipitation du concentré d'uranium et le séchage, a été maintenue jusqu'à la fin des activités de traitement en décembre 2002. Les opérations de traitement de la Phase II sont brièvement décrites ci-dessous.

Opérations de traitement – Phase II

Le minerai était livré depuis la mine par camions de 50 tonnes jusqu'à une aire à minerai située près du bâtiment de broyage. Le minerai alimentait une grille fixe pour un premier concassage du minerai. À l'aide d'une série de bandes transporteuses, le minerai était transporté vers une série de broyeurs et de concasseurs pour réduire le minerai à moins de 0.5mm de diamètre, produisant une pulpe à 58% de solides.

La pulpe était traitée dans une série de cuves, où de l'acide sulfurique, du chlorate de sodium, et de la vapeur étaient utilisés pour extraire l'uranium de la pulpe. L'efficacité moyenne de la lixiviation était de 98.5%.

La solution contenant l'uranium était ensuite dirigée du circuit de décantation à contre-courant (DCC) vers le circuit d'extraction par solvant (XS) pour la purification. Au cours de l'extraction, l'uranium dissout était transféré de la solution d'alimentation à la phase organique. Ensuite, l'étape de ré-extraction permettait de récupérer l'uranium dans une solution de chlorure de sodium après laquelle la solution organique stérile était recyclée dans les cellules d'extraction.

La solution organique était régulièrement régénérée à l'aide d'une solution de carbonate de sodium dans une cellule de régénération afin d'enlever toute trace d'impuretés. L'efficacité moyenne du circuit XS était de 99.9%.

La solution «chargée» du circuit XS passait au stade suivant durant lequel une pulpe de magnésium était ajoutée afin de précipiter le diuranate de magnésium. Le précipité de concentré d'uranium était épaissi dans une série de cuves de précipitation et envoyé sur un tapis de filtration pour extraction de l'eau. Le concentré d'uranium filtré qui en résultait était lavé avec une solution de sulfate d'ammonium pour enlever les impuretés, et ensuite placé dans une sécheuse maintenue à 200°C. Le concentré d'uranium sec passait alors dans un broyeur à rouleaux et était enfûté dans des fûts en acier de 220 litres pour l'expédition aux clients.

Les solides rejetés du DCC étaient traités avec de la chaux pour augmenter le pH. Du chlorure de baryum était ensuite ajouté pour en retirer la plupart du radium (Ra^{226}) par précipitation. Enfin, la pulpe passait par un épaisseur à "haute densité" pour augmenter la densité à plus de 50% de solides en poids. Les résidus de l'épaisseur étaient ensuite pompés vers l'AGR pour l'étape finale de décantation, alors que le raffinat était pompé vers l'AGR pour un traitement supplémentaire dans le STP et le STS avant d'être rejeté dans l'environnement.

Les systèmes de ventilation de l'usine, en particulier ceux liés au broyage, au concassage, au séchage du concentré d'uranium et au circuit d'enfûtage étaient équipés de dépoussiéreurs hydrauliques pour réduire les émissions de poussière.

De 1983 à 2002, l'usine a traité approximativement 3 Mt de minerai à une teneur moyenne de 0.6% U créant près de 2.4 Mm³ de résidus solides. Au cours des dernières années, près de 1.2 Mm³/an d'eau de traitement a été utilisée dans l'usine. Au moins 50% de ce volume provenait des eaux d'exhaure de la mine, qui étaient temporairement stockées dans un bassin étanchéifié de rétention des eaux de mines, et d'eaux de refroidissement de la centrale électrique. L'eau douce nécessaire au complexe de l'usine provenait du lac Cluff par le biais de la station de pompage du complexe.

Au cours des dernières années, les infrastructures du complexe de l'usine et des installations de support, qui n'étaient plus nécessaires au maintien des opérations à l'usine, ont été démantelées dans le cadre des plans opérationnels approuvés. En 1999, le nettoyage de la station de stockage des carburants, au nord de

l'usine, a été terminé. En 2000, l'usine de traitement de l'or, et les silos de stockage du minerai ont été démolis et le bassin de rétention des eaux de la mine a été enlevé. En 2002, la direction, l'administration et le personnel de support ont transféré leurs bureaux dans le bâtiment de l'usine et le bâtiment administratif principal a été mis hors service et démoli.

Mise sous cocon de l'usine

En janvier 2003, les activités de mise sous cocon de l'usine ont été entreprises par le personnel qualifié restant. Les objectifs étaient de minimiser les risques potentiels pour l'environnement, la santé et la sécurité, issus des réactifs chimiques et des sources potentielles de radioactivité, et de préparer les différents circuits de l'usine pour leur démolition future, qui pourra être entreprise après la revue et l'approbation réglementaires.

Les activités de mise sous cocon ont inclus en règle générale le démantèlement, le nettoyage et l'élimination des réservoirs qui présentaient un risque potentiellement significatif. Les matières radioactives contenues dans ces réservoirs ont été placées dans l'AGR ; les réservoirs ont été mis dans la fosse Claude. Les réservoirs restants dans l'usine ont été décontaminés pour enlever le gros de la contamination radiologique et laissés sur place. Les équipements ont été mis à l'arrêt ; les boîtes de vitesse et les réservoirs ont été vidés de leur huile, et ont été nettoyés sur place ou ont été éliminés.

Les systèmes de récupération des poussières et de ventilation ont été nettoyés et les murs, les piliers de soutien et les renforts ont été lavés. Tous les sols ont été lavés et les tuyauteries d'eau ont été purgées. Toutes les fosses ont été pompées et nettoyées.

Les chaudières ont été mises à l'arrêt et les conduites d'alimentation en propane ont été fermées au niveau de la valve pour chaque chaudière. Les ponts roulants ont été garés sur les plates-formes de service. Les Centres de Contrôle Moteurs (CCM) ont été désactivés et l'électricité coupée de façon à éviter leur fonctionnement par inadvertance. Les salles de contrôle ont été nettoyées et les données clés ont été archivées pour référence future. Les entrées et ouvertures des bâtiments ont été scellées pour éviter tout accès par inadvertance.

Les huiles usagées ont été expédiées hors du site afin d'être recyclées. Les densimètres à sources scellés Cs¹³⁷ ont été enlevés des différentes tuyauteries et stockés de façon sûre en attendant d'être recyclés ou stockés à l'extérieur du site dans un centre agréé. Les objets stockés comprenant l'acétylène-oxygène, les tiges de soudage, les soudeuses, les peintures, les feuilles de rapport, les boulons, les graisses, les pelles, les élingues, les échelles et les brouettes, ont tous été enlevés.

Une contamination résiduelle existe dans les réservoirs et les équipements laissés sur place, et dans tous les sols en ciment, les murs avec couverture en métal, et tous les sols en bois des galeries. À l'exception des réservoirs de filtration et de quelques pièces d'équipement, les sources majeures de radiation gamma et de gaz radon ont été enlevées. Les conduites d'eau ont été purgées, mais restent disponibles pour servir si nécessaire. Les ventilateurs aux plafonds et aux murs restent prêts à redémarrer si nécessaire.

Les circuits de neutralisation des résidus et d'ajout de chaux de l'ancienne usine ont été conservés et sont actuellement utilisés pour le traitement des eaux de mine contaminées pompées des fosses Claude et DJX. L'entrepôt continue à être utilisé pour recevoir et expédier tous les matériaux et équipements. L'atelier d'entretien de l'équipement lourd est utilisé pour l'entretien et le service des véhicules et de la plupart des équipements lourds du site. La centrale électrique, lieu primaire de fabrication d'électricité sur le site, continue à fournir l'électricité requise pour le site en utilisant une série de générateurs au diesel. Une source d'électricité de secours consistant en des générateurs au diesel reste disponible pour les activités de l'AGR (i.e. STP et/ou STS), et du camp Germaine. Une série d'appentis, qui peuvent être utilisés comme support du projet de déclassement, ont également été conservés.

Impacts des opérations

Les effets des opérations liés au développement et à l'opération du complexe de l'usine et aux infrastructures liées comprennent les perturbations de surface associées au développement du site et des infrastructures, les émissions aériennes liées au stockage et au traitement du minerai, la consommation de quantités significatives de réactifs de traitement. Les productions de résidus et d'eaux contaminées, qui peuvent également être attribuées aux opérations de traitement font l'objet de la section qui suit.

Les émissions aériennes des bouches d'échappement des circuits de broyage et concassage, des cheminées du circuit de séchage et d'enfûtage du concentré d'uranium ont eu des impacts localisés dans l'environnement immédiat du complexe de l'usine. La contamination de surface est notable dans l'environnement immédiat de l'usine en raison des émissions aériennes et, plus significativement, en raison de la propagation de la contamination via le transport du minerai et à utilisation d'équipement de surface sur ou près de l'aire à minerai.

Dans l'état actuel de mise sous cocon, certaines des sections de l'usine (principalement le circuit de lixiviation) restent des sources de radon, de descendants du radon, de poussières radioactives à vie longue et de radiations gamma. Celles-ci ne posent pas de risque immédiat puisque l'usine est scellée et l'accès y est contrôlé. La gestion de ces risques radiologiques résiduels sera un aspect important lors de la démolition de l'usine.

Il se peut qu'il y ait une contamination du sol et des eaux souterraines par les hydrocarbures de la station de stockage des carburants et de l'atelier d'entretien des équipements lourds. Des recommandations provinciales et fédérales sont en place pour assurer un nettoyage efficace au cours de la réhabilitation finale.

Les impacts opérationnels les plus importants sont ceux liés aux quantités importantes de résidus et d'eaux contaminées qui ont été produites en raison des activités de traitement. Ceux-ci sont revus plus en détail dans la section qui suit.

6.1.6 L'Aire de Gestion des Résidus et le Système de Traitement des Effluents

Description

Durant la vie opérationnelle des mines et de l'usine de Cluff Lake, tous les résidus et les eaux contaminées produits sur le site ont été transférés à l'AGR pour être stockés et traités. L'AGR est située au sud-ouest de l'usine et en amont du lac Snake et du bassin versant du lac Island. L'AGR est formée des composantes majeures suivantes : une aire de confinement des solides, une aire de décantation des eaux résiduelles, les systèmes de traitement des eaux primaire et secondaire, et les fosses de diversion des eaux douces (Figure 6.5).

Les aires de confinement et de décantation sont situées dans un secteur topographiquement bas, où les solides et les liquides sont retenus derrière un barrage principal. Le barrage principal, qui fait approximativement 1,24 km de long et un maximum de 6.5 mètres de hauteur, coupe la vallée Mill Creek et définit l'extrémité sud de l'AGR. Les évaluations géotechniques du barrage, réalisées dans le passé, ont déterminé que celui-ci est stable, structurellement sain et répond complètement à toutes les spécifications de conception.

Les aires de confinement et de décantation ont été divisées en plusieurs bassins en utilisant des merlons internes et des digues. Ces bassins ont été utilisés pour séparer les résidus grossiers des résidus fins, pour augmenter la capacité de stockage et faciliter la décantation. De plus amples détails sur ces structures sont donnés dans COGEMA 2000a.

Au cours des activités de l'usine, les résidus étaient déchargés dans le bassin à solides supérieur, le bassin à solides inférieur et l'aire inférieure de décantation des solides. Les liquides de décantation des résidus, le raffinat de l'épaississeur de résidus de l'usine, et les eaux des mines alimentaient la Station de Traitement Primaire (STP) pour la précipitation du Ra²²⁶, en ajoutant du chlorure de baryum et du sulfate ferrique, et étaient retenues dans deux bassins de sédimentation avant de décanter dans le Bassin à Liquides. Lorsque cela était nécessaire, le pH était ajusté en ajoutant de la soude dans le déversoir entre le dernier bassin de sédimentation et le Bassin à Liquides. La STP continue d'être utilisée pour le traitement des eaux radiologiquement contaminées.

Le Bassin à Liquides offre un moyen de rétention pour permettre d'augmenter la sédimentation du précipitât avant la dernière étape dans la STS. Le Bassin à Liquides offre également une capacité de stockage suffisante pour les eaux de ruissellement de l'aire de stockage des résidus lors des périodes de précipitations. L'eau traitée du Bassin à Liquides est acheminée à l'usine de traitement STS pour le traitement final, et rejetée dans des bassins de sédimentation étanches avant le rejet final dans le ruisseau Snake en aval du lac Snake. Le lac Snake est situé en amont du point de rejet de la STS, et ne reçoit pas de rejet direct d'effluent. Il est susceptible de recevoir des eaux de résidus partiellement traitées issues du bassin à liquides et il est sujet à l'infiltration, sous le barrage principal, des eaux interstitielles des résidus.

L'aire de stockage des résidus contient approximativement 2,6 Mm³ de résidus.

En 1999, deux des quatre bassins STS ont été mis hors-service et ont été partiellement réhabilités. La fosse de diversion sud et la fosse de diversion nord ont été construites respectivement en 1999 et 2000 pour détourner les eaux non contaminées autour de l'AGR jusqu'au lac Snake, et minimiser les arrivées d'eaux dans l'AGR. Les fosses de diversion ont été conçues pour assurer que les eaux de ruissellement issues d'importantes précipitations sur la région [i.e. un cas de Précipitation Maximale Probable (PMP)] seraient détournées en toute sécurité autour de l'AGR.

En 2001 et 2003, 1 m de terre de recouvrement initial a été placé sur les aires de stockage des résidus pour minimiser les risques radiologiques, les émissions de poussières, et pour promouvoir la consolidation des résidus.

Impacts opérationnels

L'AGR est un dépôt significatif à la fois quantitativement et qualitativement pour le site de Cluff Lake. Il existe un volume considérable d'informations sur les caractéristiques géochimiques et physiques des résidus de Cluff Lake, disponibles dans les documents de support (COGEMA 1998b, 2000a et 2000b).

Les concentrations moyennes des contaminants clés des résidus de 1993 à 1999 étaient : 42 µg/g d'arsenic, 76 µg/g de molybdène, 53 µg/g de nickel, 82 Bq/g de Ra²²⁶, 68 Bq/g de Th²³⁰ et 136 µg/g d'uranium. Des échantillons plus récents de résidus pris en 2001 et 2002 indiquent des concentrations accrues de tous les contaminants en raison du traitement de minerai à une teneur plus élevée (approximativement 2.3% ou quatre fois plus que la teneur moyenne). Ces résidus récents représentent environ 4% du volume total de résidus de l'AGR.

En 1990, des mesures du Ra²²⁶ ont été effectuées sur plus de 100 échantillons solides, comprenant des résidus épaissis de la Phase 2, d'autres non épaissis de la Phase 2 et des résidus de la Phase 1. Les échantillons de résidus de la Phase 2 obtenus *in situ* contenaient entre 20 et 140 Bq/g de Ra²²⁶, la valeur moyenne étant de 65 Bq/g, et les valeurs les plus basses provenant des "résidus non épaissis sablonneux". Les données empiriques rassemblées à partir des valeurs disponibles dans les rapports annuels, indiquent pour le Ra²²⁶ des valeurs entre 6 Bq/g et 450 Bq/g. La plupart du temps les valeurs rapportées étaient autour de 100 Bq/g pour tous les solides compris dans l'AGR.

Les résidus du deuxième traitement des résidus gravimétrique de la Phase 1 (voir la section 6.1.5), généralement appelés "résidus enrichis en Ra²²⁶", sont considérés comme contenant des concentrations plus élevées de Ra²²⁶ en raison de la teneur élevée du minerai au départ. Ces résidus sont issus du traitement des résidus gravimétrique (teneur du minerai original jusqu'à 30% d'U) de la Phase 1 combinés avec les minerais à teneur moins élevée du début de la Phase 2 pour une teneur d'alimentation résultante d'environ 1%. Depuis, en mesure générale, les teneurs d'alimentation de l'usine ont été moins d'1%, les concentrations en Ra²²⁶ des "résidus enrichis en Ra²²⁶" sont supposées être légèrement plus élevées que la concentration moyenne de tous les résidus de l'AGR. Les analyses chimiques des résidus

collectés au cours de la surveillance de routine et les enquêtes sur le terrain confirment que la concentration en Ra²²⁶ de ces résidus n'est pas significativement plus élevée que celle des autres résidus de l'AGR de Cluff Lake (COGEMA 2000b).

Les solides limoneux contiennent des concentrations plus élevées en métaux que l'ensemble des résidus car les résidus limoneux sont composés principalement de fins précipités minéraux. Il a été déterminé que la fraction fine de la masse des résidus contenait la majorité de la masse totale de métaux, tandis que les parties les plus grossières contenaient presque exclusivement du quartz.

Chimie des eaux interstitielles des résidus

En plus de la surveillance interne de routine, des données analytiques sur la chimie des eaux interstitielles des résidus ont été accumulées au cours des ans par des consultants et des chercheurs. Les analyses chimiques des piezomètres installés dans les résidus, du drainage en pied du barrage, et des liquides du bassin inférieur à solides ont été revues afin d'aider à établir les termes sources pour les différents paramètres qui ont été utilisés pour la modélisation du transport des contaminants.

Les eaux du pied du barrage, les eaux des piezomètres à la base des résidus et les eaux des piezomètres immédiatement en aval des résidus sont considérés comme étant les plus représentatives des caractéristiques des eaux interstitielles des résidus *in situ*. Plusieurs piézomètres ont été choisis afin d'offrir des qualités représentatives des eaux interstitielles des résidus qui puissent être utilisées dans la modélisation du transport des contaminants (COGEMA 2000b). Les eaux interstitielles des résidus peuvent généralement être caractérisées comme suit : Ra226 = 2,0 Bq/L, uranium = 0,02 mg/L, sulfate = 2,000 mg/L, chlorure = 1,250 mg/L, arsenic = 0,019 mg/L et nickel = 0,002 mg/L.

En 2000, l'échantillonnage des eaux interstitielles dans le bassin à liquides a identifié une concentration en Ra²²⁶ de 0,2 Bq/L. Cette faible concentration peut être attribuée à la disponibilité limitée du Ra²²⁶ en solution du fait de l'ajout de BaCl₂ et Fe₂(SO₄)₃ dans le Système de Traitement Primaire (STP) et de la précipitation ultérieure du Ra²²⁶ dans les fosses de sédimentation du STP et dans le bassin à liquides. Par conséquent le terme source pour l'aire du bassin à liquides présume une concentration de Ra²²⁶ de 0,2 Bq/L. Les concentrations pour tous les autres paramètres sont considérées comme étant les mêmes que celles présentées ci-dessus.

Les autres effets opérationnels associés à l'AGR comprennent la perturbation de surface liée au développement de l'AGR et des infrastructures de support, les installations de traitement des eaux et les fosses de diversion et les émissions aériennes. Des effets opérationnels additionnels sont liés aux changements du régime hydrologique dans l'environnement immédiat de l'AGR suite au rejet d'effluents traités dans le ruisseau Snake, à un afflux de contaminants dans le lac Snake en raison d'infiltrations issues de l'aire des résidus et de la fosse à liquides, et à un afflux de contaminants dans le ruisseau Snake et le lac Island dû à 20 ans de rejet d'effluents traités.

L'eau souterraine entre l'AGR et le lac Snake a été affectée par les infiltrations issues de l'aire de stockage des résidus et la fosse à liquides. Une augmentation des concentrations en ions majeurs, en métaux trace, et en radionucléides a été observée, dans les limites des valeurs prévues lors de la conception de la structure construite. Une comparaison récente de la qualité de l'eau avec les données pré-opérationnelles montre une augmentation des concentrations en ions majeurs dans l'eau du lac Snake. Les modifications de la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface en aval de l'AGR sont présentées plus en détail à la section 6.2.

Alors que le lac Snake a subi une augmentation de la concentration en Ra^{226} en raison des infiltrations depuis l'AGR, une augmentation plus marquée a été observée en 1997 et 1998. Cette augmentation était due à l'utilisation par inadvertance d'une conduite contaminée pour le détournement de l'eau douce autour de l'AGR, ce qui a par la suite été corrigée. Depuis, les concentrations en Ra^{226} sont graduellement revenues aux conditions d'avant 1997.

Les 20 ans de rejet d'effluents traités et les réactifs associés, et l'afflux de contaminants dans le lac Island ont entraîné des effets négatifs sur la qualité de l'eau et des sédiments, et sur l'écologie aquatique. Des modifications du zooplancton, des macro-invertébrés benthiques et des populations de poissons ont été observées dans le lac Island. Cela est présenté plus en détail à la section 6.2.

6.1.7 Bâtiments et services auxiliaires

Zone du camp Germaine

Le camp permanent des opérations de Cluff Lake est situé à côté du lac Germaine proche de la pointe sud-ouest du lac Cluff (Figure 6.6). Il comprend les bâtiments de résidence, les dortoirs, une cuisine/réfectoire, un gymnase, un centre de loisirs, un bar, une glace de curling, une station de pompage avec des installations pour le traitement des eaux domestiques, un bâtiment de traitement des égouts, et un générateur de secours. Suite à la réduction de personnel, les dortoirs et les résidences superflus ont été fermés et/ou démantelés en 2001 et 2002.

Les impacts opérationnels comprennent les perturbations de surface et des impacts mineurs sur le lac Germaine dus aux infiltrations de l'installation de traitement des égouts.

Centre Cluff

Le Centre Cluff était l'aire originale d'entretien et de support de la mine lorsque le gisement D était exploité. Il consistait en un atelier d'entretien de la mine et plusieurs bâtiments d'entreposage. Plus récemment, le Département d'Exploration de COGEMA utilisait l'aire du Centre Cluff pour répertorier et stocker les carottes de forage. Il consiste en deux remorques utilisées par le personnel de l'exploration pour répertorier les carottes et quelques bâtiments de plus grandes dimensions pour le stockage du matériel, des équipements et des carottes de forage. De plus, le bâtiment d'entretien de la mine et les quelques bâtiments d'entreposage continuent d'être utilisés pour le stockage des matériels et équipements nécessaires aux opérations.

Avec la réduction du programme d'exploration et la décision de déclasser le site, plusieurs de ces bâtiments sont devenus inutiles et ont été démantelés en 2002. Un bureau d'exploration a été établi dans le complexe de l'usine pour répondre aux besoins futurs. Toutes les carottes de forage sont encore stockées au Centre Cluff.

Les impacts opérationnels dans cette région sont généralement limités aux perturbations de surface. Les carottes de forage restantes posent un risque radiologique mineur puisque certaines de ces carottes contiennent des concentrations élevées d'uranium.

Barrière d'entrée sud

La barrière d'entrée sud consiste en un bâtiment et une barrière de sécurité situés au sud de la propriété du site sur la route d'accès principale. C'est le lieu principal de contrôle de l'accès au site. En décembre 2002, une caméra a été installée à la barrière d'entrée sud afin de permettre la surveillance à distance et l'enregistrement des activités ; l'écran de surveillance est placé dans la centrale électrique de l'usine.

Les impacts opérationnels sont limités aux perturbations du terrain.

Centrale à béton

Cette zone comprenait la centrale à béton qui produisait le béton pour les opérations minières, le cadre en A, la station de pompage au ruisseau Earl, les silos à ciment et à cendres volantes, et les aires des carrières d'emprunt. Une partie des aires des carrières d'emprunt ont été remodelées en 2002. Toutes les installations de surface ont été enlevées en 2003 ne laissant que la fondation en ciment. La dernière étape de la réhabilitation comprend l'enlèvement ou la couverture de la fondation en ciment, le remodelage de la zone et la revégétalisation.

Les impacts opérationnels sont limités aux perturbations du terrain.

La station de pompage du lac Cluff

La station de pompage du lac Cluff, et les conduites vers l'usine qui y sont liées, est utilisée pour subvenir aux besoins en eau du complexe de l'usine. Cela inclut l'eau domestique, l'eau de traitement (lorsque l'eau de la mine n'est pas suffisante), l'eau de protection contre les incendies et l'eau de refroidissement pour les générateurs au diesel. Avec l'arrêt des opérations de traitement, la demande d'eau et la consommation en eau ont été significativement réduites.

La station de pompage, en tant que source principale d'eau pour les opérations du site, a détourné environ 1 Mm³ d'eau du lac Cluff vers l'usine durant les opérations de traitement. Cela représente moins de 1% débit estimé passant par le lac Cluff. Ce volume a été grandement réduit depuis la fermeture de l'usine.

L'aérodrome

L'aérodrome consiste en une piste d'atterrissage, une cuve surélevée de stockage des carburants pour avion, et deux petits bâtiments. Les impacts dans cette région sont généralement limités aux perturbations de surface dues à la construction de la piste d'atterrissage.

Routes du site

Plusieurs routes ont été construites afin de transporter le personnel, les matériaux et équipements et pour accéder aux différentes installations du site. Cela comprend plusieurs routes pour les opérations minières et de traitement sur le site, la route allant au camp Germaine, et la route provinciale 955 qui permet l'accès au site de Cluff Lake.

Les impacts de ces routes sont généralement liés aux perturbations de surface. Il existe quelques zones ayant été contaminées en surface à cause du débordement involontaire du minerai sur les routes de transport. Celles-ci sont généralement très limitées et localisées et sont facilement identifiées en utilisant des plans compteurs gamma. La route de transport du minerai de l'aire minière Claude est nivelée de façon à ce que toutes les eaux de ruissellement soient collectées et coulent en direction de la carrière DJX.

Il existe quelques ponts traversant des cours d'eau, les plus importants étant ceux traversant la rivière Peter, le ruisseau Boulder, et l'embouchure du lac Cluff. Les passages des cours d'eau sont bien établis et stables et ne présentent aucun signe d'érosion excessive ou d'apport de matériaux fins dans les lits des cours d'eau.

Installations de stockage des carburants

Les installations de stockage des carburants comprennent les installations de stockage de gazoline et de diesel et les cuves à propane. Les cuves de stockage des carburants sont en surface et sont placées dans des fosses étanches afin de pallier toute fuite potentielle. Des dalles en ciment et des collecteurs ont récemment été construits pour toutes les installations de stockage des carburants afin de récupérer le carburant déversé involontairement aux stations de remblayage.

Dans le cadre de la réhabilitation du site, les cuves et les installations de stockage des carburants superflus ont été enlevées. Il existe des indications de contamination des sols sous-jacents aux stations de remblayage en carburants en raison des pratiques utilisées avant la mise en place des dalles de confinement et des collecteurs. L'enlèvement et le nettoyage des installations et des sols contaminés sont effectués selon les règlements fédéraux et provinciaux applicables.

Conduites d'effluents contaminés et traités

Les conduites de surface, qui transportaient l'eau des mines, les résidus en pulpe ou le raffinat, sont situées en bordure des routes du site. Une série de conduites entre la fosse Claude, la fosse DJX, l'usine et l'AGR continue d'être utilisée pour gérer les eaux des fosses Claude et DJX.

Les impacts opérationnels de ces conduites sont liés aux quelques fuites et débordements involontaires mineurs qui ont eu lieu durant l'histoire opérationnelle du site. Les volumes, concentrations et impacts de ces débordements et fuites ont été limités. La réponse en cas de débordements et fuites était une mesure corrective immédiate, et les zones où des débordements et des fuites radioactives ont eu lieu, ont été scannées après le nettoyage pour confirmer l'efficacité du nettoyage.

Les carrières d'emprunt

Il y a plusieurs carrières d'emprunt sur le site de Cluff Lake. Les plus importantes sont la carrière d'emprunt proche de l'usine à béton et la carrière d'emprunt au sud-ouest de l'AGR. La carrière d'emprunt adjacente à l'usine à béton est en cours de réhabilitation alors que toutes les autres carrières d'emprunt non opérationnelles ont déjà été réhabilitées. La réhabilitation consiste au reprofilage et remodelage des pentes afin de minimiser l'érosion et la stagnation des eaux. Là où cela est possible, la végétation de surface enlevée lors de la construction de la carrière d'emprunt est répandue sur la surface réhabilitée afin de fournir une base organique et une source de graines pour faciliter la revégétalisation. Lorsque cela n'est pas possible, la revégétalisation avec des arbustes et des arbres indigènes est entreprise. La carrière d'emprunt de l'AGR est la seule carrière d'emprunt active en ce moment.

Décharges à solides

Il y a actuellement trois décharges actives : la fosse Claude, la décharge industrielle, et la décharge domestique. Il y a également plusieurs anciennes décharges qui ont déjà été précédemment réhabilitées.

La décharge industrielle est située sur le côté est du bassin à solides supérieur. Cette décharge est l'aire de dépôt pour les déchets industriels qui sont potentiellement radioactifs. Les matériaux placés dans la décharge industrielle comprennent des objets tels que des tuyaux, des palettes en bois, des déchets en bois en provenance des mines, des déchets d'emballage, des sacs à réactifs et des tubes de ventilation.

La décharge domestique est située entre le complexe de l'usine et le camp Germaine. La décharge domestique a été utilisée pour déposer les déchets domestiques issus des aires du camp et des bureaux administratifs. Ces déchets consistent généralement en matériaux très biodégradables qui n'auront qu'un effet négligeable sur le sol et les eaux souterraines.

Il existe trois autres décharges historiques connues sur le site de Cluff Lake. Il s'agit de l'ancienne décharge près du Centre Cluff, une vieille décharge juste au sud de l'usine et une aire de dépôt des vieux

fûts au sud de l'AGR. Ces décharges étaient utilisées pour des déchets industriels non dangereux (bois, métaux, ciment) et des déchets domestiques.

Une série de puits de surveillance a été installée autour des différentes décharges en 2001. Ces puits seront utilisés pour aider à vérifier et confirmer que les décharges n'ont pas d'impacts en aval.

6.2 Description de l'environnement existant

6.2.1 Introduction

Cette section présente une description de l'environnement tel qu'il existait avant les opérations minières et vers la fin de la phase opérationnelle du projet de Cluff Lake, et fournit une évaluation de l'ensemble des impacts environnementaux au cours de la phase opérationnelle.

Pour évaluer l'importance des modifications des composantes environnementales surveillées au cours de la phase opérationnelle, les prédictions d'impacts environnementaux faites lors des différentes évaluations environnementales conduites lors du développement du projet de Cluff Lake ont été utilisées comme cadre de comparaison. Trois évaluations environnementales ont été entreprises au cours du développement du projet de Cluff Lake, l'évaluation initiale (Bayda 1978), l'évaluation de la Phase II (Cluff Mining 1982) et l'évaluation DJX (Amok 1992). L'évaluation environnementale DJX offre les prédictions quantitatives des impacts les plus récentes, qui ont été soumises à la revue réglementaire et du public, et font de fait l'objet principal de cette évaluation des modifications surveillées de l'environnement dues au développement du projet. La signification environnementale des effets des opérations a également été évaluée en comparaison avec les objectifs provinciaux ou fédéraux de qualité environnementale applicables ou avec les valeurs de référence spécifiques au site.

Les valeurs de référence environnementales et les données de surveillance décrivant l'environnement du site de Cluff Lake ont été compilées au long des 25 dernières années. Les composantes environnementales qui ont été caractérisées et surveillées, telles que le climat et les émissions atmosphériques, la géologie, l'hydrogéologie et l'hydrologie des eaux de surface, et l'écologie aquatique et terrestre, sont décrites ci-dessous. Un résumé des composantes valorisées de l'écosystème qui ont été identifiées et forment partie intégrante du cadre de l'étude environnementale, est également proposée.

Les discussions détaillées concernant l'environnement existant, ainsi que les données de support, sont contenues dans COGEMA 2000d, Annexe A.

6.2.2 Général

Le projet de Cluff Lake est situé à approximativement 55 km au sud du lac Athabasca, au centre d'une formation géologique en forme d'anneau connue comme la structure Carswell. Le projet repose au centre de l'écovégétation des Plaines de l'Athabasca au sein de l'écozone du bouclier boréal. Cette écovégétation s'étend du sud du lac Athabasca au lac Cree, au nord-ouest de la Saskatchewan, et coïncide grossièrement avec la zone des grès protérozoïques, quasi tabulaires.

L'écorégion fait partie de la forêt boréale à conifères qui s'étend du Nord-Ouest de l'Ontario au Grand Lac des Esclaves des Territoires du nord-ouest. Les colonies de pins gris avec des sous bois d'arbustes et de lichen sont dominantes. Quelques bouleaux à papier, épinettes blanches, épinettes noires, sapins baumiers, et peupliers faux-tremble poussent dans les zones plus chaudes faisant face au sud. Les feux de forêt sont communs dans cette écorégion, et la plupart des colonies de conifères sont généralement jeunes et rabougries. Les roches du substratum rocheux affleurant ont peu d'arbres et sont couvertes de lichens.

Des zones de pergélisol apparaissent sporadiquement dans l'écorégion. La plaine est couverte de dépôts fluvio-glaciaires ondulants ou même en crête et de terrain sablonneux acides. La faune comprend des orignaux, des ours noirs, des caribous des bois, des lynx, des loups, des castors, des rats musqués, des lièvres à pattes blanches, des gibiers d'eau (canards, oies, pélicans, et grues des sables inclus), des gélinottes, et autres oiseaux.

Dans l'aire du projet de Cluff Lake, le lac Cluff forme un plan d'eau en tête du système hydraulique, recevant au nord les écoulements provenant des ruisseaux Beaver, Boulder, Earl, Claude et la rivière Peter. Le lac Cluff se déverse au sud dans la rivière Douglas qui s'écoule dans le lac Sandy, et finalement dans le lac Athabasca. Le lac Sandy est également à la confluence du bassin du ruisseau Island, un système hydrologique relativement petit, qui se divise au niveau du lac Agnes en deux systèmes, celui du ruisseau Bridle et celui du lac Snake-Island.

6.2.3 Le climat

Les conditions climatiques du site de Cluff Lake sont enregistrées depuis 1981. Jusqu'en 1999, les données sur la température, la direction des vents et leurs vitesse, l'épaisseur de neige, les précipitations et l'évaporation, ont été enregistrées à partir d'un anémomètre à vent, une station d'observation météorologique, une station d'évaporation, et une station de surveillance des neiges. En janvier 1999, ces stations ont été remplacées par une station météorologique unique, située près de la piste d'atterrissage, qui enregistre électroniquement les observations météorologiques et l'évaporation.

Le climat de la région du lac Cluff consiste en des étés courts et frais avec une période moyenne sans gel de moins de 90 jours et une température journalière moyenne oscillant entre 14,7°C et 17,0°C. Les températures hivernales moyennes varient entre -17,5°C et -20,3°C. Les températures extrêmes sont de l'ordre de 36°C au maximum pendant l'été et descendent jusqu'à -49°C en hiver.

Les précipitations annuelles totales sont en moyenne de l'ordre de 451mm, dont plus de la moitié tombent entre juin et septembre. La neige tombe généralement entre octobre et mai, les plus grosses quantités étant entre janvier et avril. L'évaporation annuelle dépasse les précipitations annuelles. La direction dominante des vents du site de Cluff Lake vient du sud-est (COGEMA 2000d, section 2.0).

6.2.4 Qualité de l'air

Le programme de surveillance de la qualité de l'air ambiant à Cluff Lake comprend la mesure des particules totales en suspension (PTS), les niveaux de radon, et les métaux et radionucléides dans les lichens.

Les niveaux de référence des particules en suspension totales dans la région du lac Cluff ont été mesurés en 1975 (Stearns-Roger Incorporated 1976). Les niveaux allaient de 1 à 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une moyenne de 12,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et une moyenne géométrique de 10,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Concernant le contenu radiologique, les seules données pertinentes mesurées avant le début des activités minières ont été les activités alpha total et bêta total des PST. Le niveau alpha total des PST mesuré à Cluff Lake pour les conditions antérieures à l'exploitation minière allait de 5×10^{-5} à 6×10^{-4} Bq/m^3 , avec une moyenne de $3,2 \times 10^{-4}$ Bq/m^3 . Le niveau bêta total des PST mesuré avant l'exploitation minière à Cluff Lake allaient de $1,2 \times 10^{-3}$ Bq/m^3 à 5×10^{-3} Bq/m^3 , avec une moyenne de $3,2 \times 10^{-3}$ Bq/m^3 .

Les PST sont actuellement surveillées à trois stations d'échantillonnage en continu de grand débits d'air (ÉGDA) situées dans l'usine, au lac Germaine et au Centre Cluff. La composition chimique des particules est déterminée deux fois par an à partir des données des échantillons PST mensuels pour chacune de ces stations. La médiane des concentrations de PST en 1999 était de l'ordre de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lac Germaine, 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au Centre Cluff, et 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'usine du site, alors que les données plus récentes pour 2002 indiquent une médiane respectivement de 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour ces stations respectives. Ces médianes sont similaires aux valeurs préopérationnelles et sont bien en deçà de la moyenne géométrique (la médiane approche la moyenne géométrique pour une distribution lognormale des données) de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur annuelle spécifiée dans les Règlements de la Saskatchewan sur l'Air Propre.

Une revue des concentrations médianes annuelles de radioactivité pour 2002 dans les poussières en suspension montre que la concentration la plus élevée en uranium de 0,024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée à la station de l'usine. Cela est relativement plus élevé que les niveaux de référence régionaux de 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 0,005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations les plus élevées de Th^{230} et Ra^{226} ont également été mesurées à cette station et ces niveaux sont relativement cohérents avec les concentrations d'uranium puisque l'équilibre avec l'uranium prédirait des concentrations en Th^{230} et Ra^{226} de l'ordre de 0,1 mBq/m^3 soit environ le double des valeurs mesurées pour l'uranium.

Les concentrations en Pb^{210} et Po^{210} , (maximum 2,3 mBq/m^3) (maximum 0,6 mBq/m^3) sont quelque peu plus élevées que les concentrations en Ra^{226} en raison de la contribution apportée par la dégradation du Rn^{222} de l'air ambiant et localement par les particules en suspension.

Les niveaux de radon ambiants sont mesurés en utilisant les détecteurs de type «track-etch» mis en place chaque trimestre. Un résumé des statistiques sur les mesures de radon ambiant entre 1994 et 2002 indique des niveaux (i.e. valeurs médianes) typiquement entre 15 et 160 Bq/m^3 avec une médiane pour la plupart des stations inférieure à 40 Bq/m^3 . Bien qu'il n'y ait pas de données disponibles pour la période antérieure à l'activité minière, ces valeurs sont du même ordre que celles de référence régionale mesurées dans la région du lac Wollaston du côté Est de la province, où de l'exploitation minière de l'uranium a également eu lieu.

Lorsque les activités minières et de traitement étaient toujours en cours et avant le placement de la couverture sur l'AGR, les concentrations les plus élevées en radon ont été mesurées dans les environs du stock de résidus et près de l'usine. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées au sud et à l'est du stock de résidus et des installations de l'usine; particulièrement au Camp Germain où les niveaux typiques (moyens) étaient de l'ordre de 15 Bq/m³. Les concentrations relativement plus élevées près de l'AGR sont certainement liées aux émissions de radon issues des résidus et du précipitât de radium dans la fosse à liquides. Les niveaux près de l'usine sont certainement liés aux émissions dues au traitement du minerai dans l'usine et au radon des stocks de minerai avoisinants. Les autres concentrations de radon relativement élevées pourraient être liées au radon issu des activités souterraines.

Les concentrations aériennes de gaz radon mentionnées ci-dessus peuvent être converties de façon conservatrice en concentrations aériennes des produits de filiation du radon en tenant compte du facteur d'équilibre de 0,1 ou moins entre le radon et ses produits de filiation. [Pour une vitesse du vent typiquement lente de 3 m/s, il faut environ 2,8 minutes pour que le radon migre sur une distance de 500 m, arrivant ainsi à un facteur d'équilibre d'environ $0,06 \approx 0,023 (2,8)^{0,85}$ basé sur la formule Evans (1969)]. Sur cette base, les concentrations de radon de 15 et 160 Bq/m³ peuvent être converties pour les produits de filiation du radon en des concentrations de l'ordre de 0,0002 et 0,0024 WL. Les mesures des produits de filiation du radon prises à l'AGR à l'automne 2000, avant le placement de la couverture, étaient de l'ordre de 0,0005 à 0,0032 WL.

Avec l'arrêt des activités minières et le remblayage et l'obstruction des accès aux mines souterraines, les concentrations aériennes en contaminants radiologiques dans les zones minières sont retournées à des niveaux proches de ceux de référence. De même, l'arrêt des opérations de traitement et le placement d'une couverture sur la surface affleurant des résidus ont vraisemblablement réduit significativement les concentrations aériennes des contaminants radiologiques près de l'usine et de l'AGR.

En 1990, Cluff Lake a mis en place un programme de surveillance pour l'analyse chimique et radiologique des lichens. Le tableau 6.1 résume les niveaux moyens en radionucléides et métaux lourds dans les lichens sur la base des données de 1991, 1995 et 1999. La prochaine campagne d'échantillonnage est prévue pour 2004.

Il existe une tendance à la diminution des concentrations en s'éloignant de l'usine. La station la plus proche de l'usine (LCH1000T) a typiquement des concentrations plus élevées que celles de la station suivante (LCH2000T), et les concentrations de Centre Cluff (LCH4000T) sont les plus basses. La dernière colonne du Tableau 6.1 montre le ratio entre la concentration moyenne pour les données des stations proches de l'usine (LCH1000T et LCH2000T) et les stations de référence (LCH3000T et LCH3100T). Les niveaux d'uranium, Th²³⁰ et Ra²²⁶ autour de l'aire de l'usine présentent les plus fortes augmentations par rapport aux niveaux de référence (29,4 ; 4,7 et 7,4 fois plus, respectivement). Les niveaux de Pb²¹⁰, Po²¹⁰, et métaux autour de l'usine étaient de l'ordre des niveaux de référence et jusqu'à deux fois ces niveaux.

Tableau 6.1
Concentrations moyennes (basées sur le poids sec) dans les lichens de Cluff Lake*

Éléments Analysés	Unités	Stations proches de l'usine			Stations de référence		Ratio entre l'usine et les valeurs de référence
		LCH1000T 300 m à l'est de l'usine	LCH2000T 1000 m au sud-est de l'usine	LCH4000T Centre Cluff	LCH3000T Lac Saskatoon	LCH3100T Lac Agnes	
U	µg/g	4.9	3.627	1.23	0.095	0.244	29.4
Th ²³⁰	Bq/g	<0.019	<0.008	0.017	0.002	0.004	4.7
Ra ²²⁶	Bq/g	0.057	0.017	0.015	0.006	0.004	7.4
Po ²¹⁰	Bq/g	0.183	0.223	0.24	0.165	0.17	1.2
Pb ²¹⁰	Bq/g	0.21	0.303	0.34	0.275	0.18	1.1
As	µg/g	0.2	<0.167	< 0.1	< 0.1		1.8
Cd	µg/g	0.05	< 0.05	< 0.05		< 0.05	1.0
Cu	µg/g	1.3	0.8	0.9		0.6	1.8
Ni	µg/g	<0.433	<0.367	0.4	< 0.4	0.2	1.2
Pb	µg/g	2.533	<0.967	0.8	< 1.1	0.3	2.1
Zn	µg/g	10	12	9.8		10	1.1

- Les valeurs indiquées correspondent à la moyenne des doses de 1991, 1995 et 1999.

Les données annuelles sur les radionucléides et les métaux résumées dans le Tableau 6.2, ne montrent pas de variations notables d'une année à l'autre, sauf pour l'uranium, le Ra226, et peut-être le plomb. Pour ces éléments, les niveaux autour de l'usine en 1991 étaient plus élevés que ceux reportés les années suivantes.

Tableau 6.2
Tableau des concentrations mesurées dans les lichens (sur la base des poids secs)

Éléments Analysés	Unités	Usine (1) 1991	Usine (1) 1995	Usine (1) 1999	Usine (2) 1991	Usine(2) 1995	Usine(2) 1999	Valeurs de référence 1991	Valeurs de référence 1995	Valeurs de référence (Nouvelles) 1999
U	µg/g	8.3	3.4	3	7.5	1.4	1.98	0.1	0.09	0.244
Th ²³⁰	Bq/g	<0.001	0.025	0.03	<0.001	0.01	0.014	8.00E-04	0.003	0.004
Ra ²²⁶	Bq/g	0.075	0.05	0.046	0.03	0.015	0.006	0.001	0.011	0.004
Po ²¹⁰	Bq/g	0.12	0.2	0.23	0.2	0.3	0.17	0.13	0.2	0.17
Pb ²¹⁰	Bq/g	0.3	0.04	0.29	0.3	0.4	0.21	0.3	0.25	0.18
As	µg/g	0.2	0.3	0.1	0.1	0.3	<0.1	<0.1	0.1	
Cd	µg/g			0.05			<0.05			<0.05
Cu	µg/g			1.3			0.8			0.6
Ni	µg/g	<0.5	0.4	0.4	<0.5	0.4	0.2	<0.5	0.3	0.2
Pb	µg/g	6	0.6	1	<2	0.5	0.4	<2	0.2	0.3
Zn	µg/g			10			12			10

Notes:

Usine (1) est la station LCH1000T - Usine (2) est la station LCH2000T.

Les valeurs de référence sont celles de la station LCH3000T - Les valeurs de référence (nouvelles) pour 1999 sont celles de la station LCH3100T au lac Agnes.

Résumé de l'impact de la qualité de l'air

L'Étude d'Impact Environnemental pour l'Extension Dominique-Janine (Amok 1992) prédisait les modifications de la qualité de l'air en raison des émissions de Particules Totales en Suspension (PTS), des polluants standards, des poussières radioactives et du radon. L'impact des modifications prédites avait été évalué comme étant mineur, caractérisé par une détérioration temporaire de la qualité de l'air mais le maintien de la conformité avec les normes environnementales.

La comparaison des données de surveillance préopérationnelles avec celles prélevées au cours des opérations montre que l'impact de la qualité de l'air au cours des opérations a été mineur. À l'exception de quelques valeurs élevées pour les paramètres de qualité de l'air près de l'usine, des mines et du stock de résidus, la qualité de l'air à proximité du projet de Cluff Lake reflète les conditions de référence. Les impacts actuels sur la qualité de l'air sont par conséquent en accord avec les prédictions d'impact présentées lors du développement du projet de Cluff Lake. Bien qu'il y ait eu quelques modifications négatives de la qualité de l'air, la conformité avec les normes environnementales permet d'assurer que ces effets négatifs ne sont pas significatifs.

6.2.5 Niveaux de radiation gamma

Les études des radiations gamma du sol de Cluff Lake, avant le commencement des activités minières, ont été utilisées pour identifier des gisements potentiels et ont un intérêt limité pour déterminer la limite inférieure des valeurs de référence

En 1999, une étude environnementale approfondie des radiations gamma a été réalisée dans les environs du site de Cluff Lake en utilisant une combinaison de techniques d'études aéroportées et au sol. L'étude aéroportée a fourni des niveaux moyens de radiations gamma avec une résolution spatiale de l'ordre de 50 m par 50 m. Cette information a été complétée par une étude au sol dans les zones accessibles (principalement les routes et les aires développées) où les mesures reflètent une résolution spatiale de quelques mètres.

Les niveaux naturels d'exposition gamma de référence, dans les zones non affectées par les opérations, mesurés à 1 m au-dessus du sol, sont de l'ordre de 0,01 à 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ sur la majeure partie du site. Les faibles niveaux naturels de radiations de référence correspondent essentiellement aux zones d'eau et de faible élévation, probablement saturées en eau, ou les zones avec un épais recouvrement non minéralisé. Dans les zones plus sèches, ou les zones où le socle affleure et présente une faible minéralisation, les niveaux naturels de référence sont généralement de l'ordre d'environ 0,1 à 0,5 $\mu\text{Sv/h}$. Des valeurs proches de 1 $\mu\text{Sv/h}$ ont été observées au sud de la fosse D là où la présence naturelle de roches minéralisées génère des niveaux gamma plus élevés.

Les niveaux les plus élevés de radiations gamma, certains excédant 5 $\mu\text{Sv/h}$, ont été observés à l'AGR avec des niveaux supérieurs à ceux de référence également observés près de l'usine et des aires de stockage des résidus.

Résumé de l'impact sur la surface des radiations gamma

Les études gamma conduites en 1999 indiquent que les radiations gamma du site de Cluff Lake étaient sensiblement plus élevées que les niveaux de référence, à proximité de l'AGR, de l'usine et des aires de stockage des résidus. Bien que des études plus récentes des radiations gamma au sol n'aient pas encore été conduites pour le confirmer, le placement de couverture de mise à niveau sur l'AGR ainsi que le nettoyage du site et les activités de réhabilitation autour des aires des mines devraient réduire significativement ces niveaux. Les effets environnementaux actuels peuvent être classés comme étant négatifs, toutefois, en raison de l'étendue spatiale limitée et des contrôles opérationnels destinés à minimiser l'exposition humaine, l'effet n'est pas classé comme étant significatif. Toutefois, quelques mesures correctives supplémentaires sont requises pour assurer la protection à long terme des humains et du biote non humain.

6.2.6 Géologie

Il y a eu des investigations intensives pour caractériser la géologie de Cluff Lake comme support à la fois des activités d'exploration et des opérations. Ces études sont décrites dans COGEMA, 2000b; COGEMA, 2000c.

La zone de Cluff Lake a été sujète à plusieurs périodes de glaciation continentale qui ont toutes été caractérisées par la prédominance de l'érosion glaciaire du substratum sur lequel la glace avançait. L'érosion glaciaire a sculpté les principaux éléments du paysage.

Les paragraphes qui suivent résument la géologie du site de Cluff Lake.

La zone des mines

Les gisements d'uranium de Cluff Lake sont rassemblés au sein de la structure Carswell située sur le côté ouest du bassin sédimentaire de l'Athabasca. La structure Carswell est probablement l'une des plus grande et plus remarquable structures géologiques en forme d'anneau au Canada. Le bassin de l'Athabasca recouvre le socle du Bouclier canadien du Nord de la Saskatchewan. Dans la structure Carswell, la géologie locale est fortement perturbée par ce qui semble être une poussée verticale, qui a entraîné le délogement et le renversement des grès de couverture par le socle Aphébién. L'impact d'un météore qui aurait eu lieu au cours de l'ère Ordovicienne est présumé être à l'origine de cette structure.

Le socle local est composée de deux gneiss différents. Le lien entre les deux types de gneiss n'était pas vraiment compris jusqu'à la découverte du gisement Dominique-Peter en 1980. La présence de minéralisation d'uranium dans le socle semble être liée au contact stratigraphique entre les gneiss alumineux et quartzo-feldspathique autour du dôme Dominique-Peter. La plupart des gisements d'uranium de Cluff Lake sont intimement liés au socle et à son histoire tectonique passée.

Le grès de l'Athabasca entoure la structure Carswell. Il y a très peu de blocs sédimentaires au sein de la structure puisque l'érosion a enlevé la plupart d'entre eux. Une zone circulaire majeure complexe et faillée encercle la structure Carswell. D'autres minéralisations d'uranium similaires à celles découvertes à l'Est du bassin de l'Athabasca sont de type discordance. Seuls de petites zones minéralisées ont été découvertes proche de la zone faillée de la structure et sont interprétées comme étant des vestiges d'anciennes accumulations d'uranium importantes. Au-delà de la limite de la structure, il est considéré que des gisements d'uranium importants de type discordance pourraient encore être découverts. Le gisement Dominique-Janine était situé sur le flanc sud-ouest du dôme Dominique-Peter, proche du bord sud de la structure Carswell.

La géologie de surface de la zone des stocks de stérile du projet de Cluff Lake consiste en une couverture continue, d'un till sableux et perméable sous forme de drumlin de 2 à 7 m d'épaisseur et entrecoupé de dépôts fluvio-glaciaires et galciolacustres. Les dépôts de surface atteignent jusqu'à 20 m d'épaisseur dans la vallée de la rivière Peter.

Sous le recouvrement reposent les gneiss du socle à faible perméabilité ; gneiss de la rivière Peter, gneiss du ruisseau Earl et les gneiss des zones de transition. Les 10 mètres supérieurs du socle sont considérés comme étant altérés et ont donc une perméabilité quelque peu plus élevée que le socle plus profond, non altéré. La perméabilité plus élevée est attribuée en partie à une paléo-altération avant le dépôt des sédiments du Bassin de l'Athabasca, avec une paléo-altération avant le Quaternaire et à l'altération et fracturation au cours de la glaciation pléistocène.

Aire de gestion des résidus

La stratigraphie du recouvrement des reliefs adjacents à l'AGR consiste typiquement en till glaciaire sablonneux recouvrant directement le socle. Dans l'AGR la stratigraphie de la couche supérieure reflète son origine fluvio-glaciaire, avec des dépôts de tourbe d'une épaisseur allant de 0,1 m à 3 m, reposant sur un dépôt de sable d'une épaisseur de 0,5 m à 10m, lesquels reposent sur un till glaciaire sablonneux d'une épaisseur de 0,4 m à 9 m. Le till sablonneux repose directement sur le socle. Les dépôts de sable les plus épais se trouvent le long d'une bande étroite d'environ 300 m de large qui s'étend de la fosse à liquides au lac Snake.

Il existe deux caractéristiques lithologiques significatives associées à l'AGR; les grès fracturés et les grès pélitiques.

Une couche de grès se trouve à la base de la majeure partie de la zone en aval du Barrage Principal. Les grès recoupés par forage sont généralement à grains moyens avec des lits moins grossiers et plus fins. Les grès sont invariablement fracturés dans la région immédiatement adjacente au Barrage Principal. La fracturation est définie par le développement d'une brèche tectonique modérée à intense. Pratiquement tous les sondages entre le Barrage Principal et le lac Snake mettent en évidence un certain degré de fracturation.

Une hématisation secondaire et un blanchiment accompagnent généralement la fracturation. Une hématisation violet foncé est typique de l'hématisation précoce rencontrée dans le bassin de l'Athabasca. Elle n'est pas liée aux brèches tectoniques. Une hématisation rouge-brun, concentrée à la fois le long des plans de fractures et pénétrant certaines sections centrales semble être liée aux brèches tectoniques et à l'emplacement de la "Brèche Cluff" rencontré dans toute la région du lac Cluff. Dans le cas où l'hématisation n'est pas liée aux brèches tectoniques, le blanchiment et la kaolinisation des brèches sont fréquents. Ils résultent en une coloration blanche. La bréchification entraîne souvent un faible taux de récupération des carottes et une médiocre qualité de roche; toutefois, la présence en abondance de particules de la taille de limons et d'argiles associées aux altérations induisent généralement des systèmes de fractures peu perméables au sein de la roche fracturée.

Un assemblage entrelacé, comprenant des grès à grains fins, des aleuronites et des pélites, a été observé dans plusieurs forages en amont du Barrage Principal. Ces unités ont été regroupées à l'intérieur de l'assemblage des grès pélitiques. Les grès fins varient de rougeâtre-brun à blanc alors que les aleuronites sont généralement d'une coloration rougeâtre-brun ou vert clair et comprennent de l'argile et du limon. La stratigraphie est généralement bien définie au sein de l'assemblage. Une bréchification tectonique peut être présente, mais elle n'est typiquement pas aussi intense ou répandue que dans l'unité de grès.

Le carottage et la qualité de roche de l'unité des grès pélitiques sont typiquement meilleures que pour les grès fracturés. Les fractures sont fermées et souvent remplies d'argile et de limon.

6.2.7 Hydrogéologie

De nombreuses études de terrain ont été menées sur le site de Cluff Lake afin de caractériser les propriétés hydrauliques des différentes couches géologiques (COGEMA 2000d, section 6.0 et COGEMA, 1998a). Ces données ont été utilisées pour développer un modèle régional des eaux souterraines pour la région du lac Cluff afin de faciliter la modélisation du transport de contaminants.

Les paragraphes suivant résument les caractéristiques hydrogéologiques du site de Cluff Lake.

Hydrogéologie régionale

L'écoulement en profondeur des eaux souterraines à travers le bassin de l'Athabasca s'effectue généralement vers le nord en direction du lac Athabasca de moindre altitude. Autour de la structure Carswell, l'écoulement régional est perturbé en raison de la faible perméabilité du noyau archéen de la structure et des nombreuses discontinuités structurales entourant le noyau. De fait, l'écoulement souterrain des eaux dans la région de l'AGR est dirigé vers le sud-ouest et dans la région des mines les écoulements sont généralement du nord vers le sud pour se déverser dans le lac Cluff.

Des reliefs se trouvent dans la région Nord-Est de l'AGR alors que les zones de plus faible altitude coïncident avec les failles du lac Cluff et du ruisseau Bridle, respectivement au sud-est et au nord-ouest de l'AGR. Ces plaines littorales mènent à une vaste plaine liée à la vallée de la rivière Douglas au sud-est de

l'AGR. Les reliefs sont des aires de recharge des eaux souterraines et les plaines sont des aires de décharge des eaux souterraines. L'AGR est située en bordure de la plaine régionale dans l'aire de décharge des eaux souterraines.

Des contrastes de conductivité hydraulique sont escomptés entre le socle Archéen, les grès, les grès des failles régionales et les formations Douglas-Carswell. Le socle Archéen et la formation Douglas (grès pélitiques) sont considérés comme ayant les conductivités hydrauliques les plus basses sur la base de leur lithologie. Les grès sont considérés comme ayant une conductivité hydraulique plus élevée et les zones faillées des lacs Cluff et Bridle sont considérées comme ayant la conductivité hydraulique la plus élevée en raison de l'abondance de discontinuités structurales tardives parmi ces entités. La conductivité hydraulique de la zone de contact entre le socle Archéen et les grès est considérée comme étant variable en raison d'une intense silicification le long de certaines parties du contact et de l'absence de silicification secondaire dans d'autres parties du contact.

Conditions piézométriques

Une étude numérique à l'échelle régionale a été réalisée afin d'estimer le débit régional des eaux souterraines sur le site de Cluff Lake. La surface phréatique régionale varie entre près de 350 masl (mètres au-dessus du niveau de la mer) dans les reliefs au Nord du lac Claude, et un minimum de 313 masl dans les environs du lac Island.

Unités hydrostratigraphiques majeures

De nombreuses études de terrain ont été faites sur le site de Cluff Lake afin de caractériser les propriétés hydrauliques des couches géologiques. L'étude principale comptait plus de 137 tests de conductivité hydraulique réalisés sur 66 piézomètres et 71 « packer » tests réalisés sur huit trous de sondage profonds. Les piézomètres ont été installés dans les terrains de recouvrement ou dans le socle peu profond (<30 m de profondeur). Le système « packer » a été utilisé pour les tests dans le socle jusqu'à une profondeur de 200 m.

Tous les tests ont été regroupés en fonction de la profondeur et de la lithologie afin de déterminer les variations statistiques de la conductivité hydraulique de chaque groupe. Les unités lithologiques et les paramètres de conductivité hydraulique sont présentés dans le Tableau 6.3.

Tableau 6.3
Résumé des unités hydrostratigraphiques majeures

MATÉRIEL	PROFONDEUR (M)	STATISTIQUES DES CONDUCTIVITÉS HYDRAULIQUES MESURÉES (M/S)		
		Minimales	Moyennes	Maximales
Couverture		8.1×10^{-8}	4.0×10^{-6}	6.5×10^{-5}
Grès	0-5	1.7×10^{-7}	3.2×10^{-7}	8.4×10^{-6}
Grès	5-15	4.5×10^{-8}	2.9×10^{-7}	1.1×10^{-6}
Grès	15-65	4.3×10^{-9}	5.2×10^{-8}	4.2×10^{-6}
Grès	>65	3.6×10^{-9}	3.8×10^{-8}	3.6×10^{-7}
Pélite	0-15	Non testé		
Pélite	>15	2.7×10^{-9}	3.0×10^{-8}	2.9×10^{-7}

Hydrogéologie de l'AGR

Les grès pélitiques, qui sont présents sur 2/3 de la surface à la base de l'AGR, servent de barrière à faible perméabilité pour la circulation des eaux souterraines. Par conséquent, les eaux souterraines au travers des grès pélitiques s'écoulent sous des conditions subartésiennes ou artésiennes. La décharge d'eaux souterraines se produit dans les zones topographiques basses au sein des grès pélitiques. La recharge en eaux souterraines se produit dans les reliefs proches de l'AGR et également immédiatement au sud de la zone de contact avec les grès pélitiques et dans la région de la fosse à liquides. La recharge en aval de la zone de contact est due en partie à la différence de conductivité hydraulique entre les grès pélitiques et les grès tectoniques et en partie à la présence du mur d'étanchéité du Barrage Principal et de la fosse à liquides. Les conditions requises pour la décharge des eaux se trouvent plus au sud de la zone de contact avec les grès pélitiques et du Barrage Principal adjacent à la fosse à liquides et à la fosse à solides inférieure.

La nature bien cimentée de la roche et la faible porosité matricielle suggèrent que l'écoulement dans les fractures domine dans la majorité des zones les plus profondes du système de circulation des eaux souterraines (i.e. >5 m dans le socle), alors que l'écoulement dans la couverture et les 5 m supérieurs du grès se rapproche d'un écoulement de type milieu poreux.

Conditions piézométriques

Le lac Snake et l'AGR reposent à l'intérieur du bassin versant du lac Island. Le lac Snake est un lieu majeur de décharge des eaux souterraines pour le bassin hydrographique. L'écoulement des eaux souterraines dans le bassin est radial vers l'AGR et le lac Snake. Les gradients hydrauliques horizontaux sont généralement inférieurs à 1 m sur 50 m sur les reliefs et dans les plaines au bas de l'AGR. Les gradients hydrauliques horizontaux sur les pentes vers l'AGR sont typiquement de 2 à 3 m sur 50 m. Les gradients hydrauliques horizontaux entre le Barrage Principal et les piézomètres immédiatement en aval du barrage sont élevés. Le plus élevé des gradients hydrauliques était de 4,5 m sur 50 m au travers du Barrage Principal entre la fosse à liquides et la région en aval.

Des gradients hydrauliques verticaux ascendants comme descendants sont présents. En aval du Barrage Principal, les gradients hydrauliques verticaux sont généralement ascendant et des conditions artésiennes existent en plusieurs endroits. Des conditions artésiennes sont également présentes en dessous de la moitié ouest de l'AGR. A l'extrémité sud-est du Barrage Principal et le long du côté est de l'AGR, le gradient vertical est descendant.

Hydrostratigraphie

Sur la base de tests de conductivité hydraulique, cinq unités hydrostratigraphiques sont définies pour l'AGR. Elles comprennent :

- le recouvrement ;
- les 15 m supérieurs de grès tectoniques qui sont typiquement plus altérés ;
- les grès tectoniques à des profondeurs situées entre 15 et 65 m ;
- les grès tectoniques à des profondeurs situées à plus de 65 m ; et,
- les grès pélitiques.

Les piézomètres installés dans la couverture en aval du Barrage Principal et qui ont été testés présentaient des conductivités hydrauliques plus élevées que 1×10^{-7} m/s. La valeur minimale de $8,1 \times 10^{-8}$ m/s provient du piézomètre HYD98-36a, situé sur la berme entre les fosses à solides supérieure et inférieure. Tous les grès testés étaient fracturés à des degrés variables. La conductivité hydraulique au sein des grès fracturés diminue généralement avec la profondeur.

L'assemblage des grès pélitiques a une conductivité hydraulique particulièrement plus faible que celle des grès tectoniques et la conductivité ne diminue pas avec la profondeur. Les grès pélitiques n'ont pas été testés pour une profondeur située entre 0 et 15 m, les résultats des tests les moins profonds étaient de 5×10^{-9} et $2,8 \times 10^{-8}$ m/s à des profondeurs respectives de 25 et 20 m. 90% des tests dans les grès pélitiques ont donné des valeurs comprises entre 10×10^{-8} m/s et 10×10^{-9} m/s.

La conductivité hydraulique des résidus a été définie par des études préalables comme se situant entre 1×10^{-9} et 2×10^{-4} m/s.

Hydrogéologie de la zone minière

Les écoulements souterrains, régionaux et locaux, dans les environs du lac Cluff sont gouvernés par la topographie. La majeure partie du bassin versant qui n'est pas occupée par des lacs plus larges et plus profonds, est une zone de recharge pour le système des eaux souterraines. Les eaux souterraines coulent vers le bas et latéralement au travers de la couverture et le socle peu profond, pour finalement se déverser

localement dans les zones de faible altitude ou à la base et sur les bords des lacs et cours d'eaux principaux de la région.

Le Tableau 6.4 donne les gammes de conductivités hydrauliques (à saturation) pour chacune des unités hydrostratigraphiques dans la zone minière (COGEMA, 2000c, Annexe C).

Tableau 6.4 :
Gamme estimée de la conductivité hydraulique saturée

Unité hydrostratigraphique	Conductivité hydraulique saturée (m/s)
Stérile	$1 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-7}$
Remblai	$1 \times 10^{-5} - 2 \times 10^{-7}$
Till sableux	$3 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-7}$
Zone de transition	$1 \times 10^{-5} - 5 \times 10^{-8}$
Régoélite	$1.1 \times 10^{-6} - 4.3 \times 10^{-9}$
Gneiss de la rivière Peter	$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-8}$
Complexe du ruisseau Earl	$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-8}$

Les caractéristiques de l'écoulement de surface, la topographie, et la structure socle contrôlent l'écoulement des eaux souterraines peu profondes dans l'aire d'étude. La surface d'eau la plus importante, le lac Cluff, est le récepteur final pour toutes les eaux souterraines et les eaux de surface de la région en question. Les lacs importants de la zone comprennent les lacs Claude et Cluff. Les eaux souterraines peu profondes se déchargent dans les différents cours d'eaux de la zone, tel que les ruisseaux Beaver, Boulder et Claude, ainsi qu'Earl et la rivière Peter.

6.2.8 Chimie des eaux souterraines

Cette section présente les caractéristiques chimiques de référence des eaux souterraines ainsi que les impacts opérationnels sur la qualité des eaux souterraines de la zone de l'AGR, et des mines Claude et DJ. De plus amples détails sont fournis dans COGEMA, 2000a et COGEMA 2000b.

Méthodologie

La chimie des échantillons d'eaux souterraines récupérés aux stations de contrôle (en amont de l'AGR pour l'écoulement des eaux souterraines) et aux stations d'exposition (en aval de l'AGR pour les eaux souterraines) aux alentours de l'AGR a été évaluée, pour une série de 30 paramètres analytiques, en utilisant la méthode d'analyse en composante principale (ACP) (COGEMA 2000d). C'était là l'examen initial pour déterminer, parmi l'ensemble des données, quels paramètres montraient les changements les plus importants et quelles zones géographiques présentaient des résultats chimiques similaires.

Sur la base des résultats de l'ACP, les paramètres des stations d'exposition présentant des variations significatives, concernant l'ensemble des données, ont été comparés graphiquement aux concentrations de référence. Les variations observées par rapport aux conditions de référence sont discutées dans les sections qui suivent.

Dans la zone des mines Claude et DJ, un examen initial n'était pas nécessaire, en raison du faible nombre de stations de surveillance disponibles. Toutes les données historiques disponibles ont été comparées avec les concentrations de référence. Les variations observées par rapport aux conditions de référence sont discutées dans les sections qui suivent.

Zone de l'AGR

Les puits de surveillance situés dans plusieurs zones en amont de l'AGR ont été utilisés afin d'établir les conditions de référence. Les zones comprennent la zone immédiatement au nord nord-est de l'AGR ; les reliefs au nord nord-est de l'AGR ; les zones à l'est et au sud-est de l'AGR; et la zone nord-ouest de la STS.

Sur la base des résultats de l'analyse en composante principale, les zones les plus affectées par les opérations de l'AGR sont présentées dans les sections suivantes. Les valeurs d'impacts représentent les impacts maximums observés, sur la base d'une tendance à la hausse des concentrations, en aval de l'AGR. Bien qu'il n'existe pas d'objectifs de qualité pour les eaux souterraines de la Saskatchewan, les concentrations des eaux souterraines ont été comparées aux valeurs d'irrigation des objectifs SSWQO et aux Objectifs et Normes de Qualité des Eaux Potables de la Saskatchewan (SDWQSO) afin d'aider à qualifier les impacts sur les eaux souterraines.

pH et ions majeurs

Les variations les plus importantes du pH des eaux souterraines ont été observées dans la zone en aval de la fosse à liquides. Les pH mesurés dans les échantillons collectés aux différentes stations de cette zone sont inférieurs aux conditions de référence (dont le 5ème centile est de 5,36 unités) et atteignent environ 3,5 unités.

Les concentrations les plus fortes des ions majeurs correspondent à des stations de surveillance situées en aval de la fosse à solides inférieure. Les concentrations des ions majeurs rencontrées dans cette zone sont résumées dans le Tableau 6.5, ci-dessous.

Tableau 6.5
Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR
Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SDWQSO
bicarbonate (mg/L)	116.5	3000	nd
magnésium (mg/L)	12.5	250	200
potassium (mg/L)	4.0	40	nd
sodium (mg/L)	11.6	1000	300
calcium (mg/L)	21.2	600	nd
chlorure (mg/L)	38.5	1000	250
sulfate (mg/L)	9.9	2000	500

nd = Non disponible

Les valeurs SSWQO pour l'irrigation applicable au sodium et au chlorure sont de 100 mg/L chacune. Les valeurs SDWQSO pour les paramètres notés ne sont pas des normes mais des objectifs qui sont généralement liés à des critères organoleptiques. Ainsi que l'on peut le voir les concentrations des zones exposées sont élevées lorsque comparées aux SSWQO et SDWQSO.

Métaux trace et radionucléides

Les différences les plus importantes par rapport aux données de référence pour les concentrations en arsenic, cobalt, manganèse et molybdène correspondent aux stations de surveillance situées en aval de la fosse à solides inférieure, alors que celles pour le fer, le plomb et le vanadium correspondent aux stations de surveillance situées en aval de la fosse à liquides.

Les différences les plus importantes par rapport aux concentrations de référence pour le nickel sont observées en aval du STS, et les concentrations observées sont légèrement supérieures aux concentrations de référence. Les concentrations en métaux trace détectées dans ces zones sont résumées dans le Tableau 6.6, ci-dessous. La valeur présentée pour l'arsenic pour les zones exposées est basée sur les tendances observées dans la chimie de l'eau en aval de la fosse à solides inférieure.

Tableau 6.6
Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR
Données de référence vs. Exposition – Métaux trace

Paramètre	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SSWQO pour irrigation	SDWQSO (Note 1)
arsenic (mg/L)	0.0016	0.003	0.1	0.025
cobalt (mg/L)	0.003	0.020	0.05	nd
fer (mg/L)	136.1	200	5	0.3
Plomb (mg/L)	0.017	0.070	0.2	0.01
manganèse (mg/L)	1.057	2	0.2	0.05
Molybdène (mg/L)	0.017	1	0.01	nd
nickel (mg/L)	0.011	0.020	0.2	nd
Pb ²¹⁰ (Bq/L)	0.037	0.300	nd	0.1
Po ²¹⁰ (Bq/L)	0.034	0.080	nd	0.11
Ra ²²⁶ (Bq/L)	0.086	0.2	nd	0.1
uranium (µg/L)	13.6	30	10	20
vanadium (mg/L)	0.044	0.1	0.1	nd

Note 1: Le SDWQSO pour le fer et le manganèse sont des objectifs alors que les autres valeurs sont des normes. Les normes sont établies pour préserver la santé sur la base d'une consommation au long d'une vie entière. Les objectifs sont généralement liés aux attentes esthétiques, toutefois, des concentrations plus élevées que ces niveaux peuvent poser des risques pour la santé de certaines personnes. Le SDWQSO des radio-isotopes est 0,1 Bq/L pour les alpha brut et 0,11 Bq/L pour les bêta brut.

Ces résultats montrent que le fer, le manganèse et le molybdène sont élevés en comparaison avec le SSWQO pour l'irrigation. Ces mêmes éléments avec en plus le plomb dépassent le SDWQSO. A noter toutefois que les concentrations de référence pour ces mêmes éléments sont également élevées en comparaison aux objectifs et aux normes.

Les concentrations les plus élevées en radionucléides correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à côté ou dans la fosse à solides inférieure. Ces concentrations sont considérées comme étant indicatrices de la chimie des eaux interstitielles des résidus en raison de leur proximité de l'AGR, et non pas de la qualité des eaux souterraines en aval. Ces valeurs ont été utilisées pour valider les concentrations de source terme obtenues pour l'AGR, mais n'ont pas été prises en compte pour évaluer l'impact des radionucléides sur les eaux souterraines en aval de l'AGR.

Les valeurs présentées au Tableau 6.6 représentent les valeurs maximum pour les concentrations observées des paramètres des eaux souterraines dans les zones représentatives en aval de l'AGR.

Ces résultats montrent que toutes les concentrations d'exposition sont élevées en comparaison avec le SSWQO pour irrigation et le SDWQSO.

Zones de Claude et DJ

Conditions de référence

Les stations de surveillance des eaux souterraines dans les zones Claude et DJ sont relativement limitées et visent principalement des zones immédiatement en aval des verses à stériles et de minerais. D'après l'examen des données disponibles sur la chimie des eaux souterraines pour les zones de Claude et DJ, il a été déterminé qu'une station de surveillance, située à l'est de la verse à stériles de Claude, proche de la rivière Peter, n'a pas été affectée par les activités minières, et est ainsi indicatrice des conditions de référence des eaux souterraines en amont de la zone des mines.

Les zones, autour des verses à stériles de Claude et DJ, présentant les effets les plus notables sur la qualité des eaux souterraines sont discutées aux sections suivantes. Les valeurs des impacts présentés représentent les impacts maximums observés, sur la base des tendances émergentes des concentrations des paramètres, dans les zones des mines Claude et DJ.

pH et ions majeurs

Les modifications les plus importantes du pH des eaux souterraines sont observées dans la zone immédiatement à l'est de la verse à stérile de Claude. Les valeurs des échantillons récoltés aux stations de cette zone sont en déclin comparées aux conditions de référence (5ème centile – pH = 6,80) et atteignent un pH d'environ 3,8.

Les concentrations de bicarbonate sont plus faibles aux stations d'exposition, comparées aux conditions de référence. Toutes les autres concentrations en ions majeurs sont élevées comparativement aux conditions de référence. Les plus fortes concentrations correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la verse à stériles de Claude.

Les concentrations des ions majeurs rencontrées dans ces zones, démontrant l'impact le plus important, sont résumées dans le Tableau 6.7, ci-dessous.

Tableau 6.7
Concentrations dans les eaux souterraines en aval des versés à stériles de Claude
Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SDWQSO
bicarbonate (mg/L)	156.8	1	nd
magnésium (mg/L)	14.8	2 000	200
potassium (mg/L)	1.6	20	nd
sodium (mg/L)	5.4	500	300
calcium (mg/L)	30.2	600	nd
chlorure (mg/L)	6.4	30	250
sulfate (mg/L)	4.1	6 000	500

Les valeurs SDWQSO citées dans ce tableau sont toutes des objectifs et non pas des normes.

La concentration en sodium pour les zones exposées est élevée lorsque comparée au SSWQO pour irrigation de 100 mg/L. Les concentrations de magnésium, sodium et sulfate sont élevées lorsque comparées au SDWQSO.

Métaux trace

A l'exception du fer, les concentrations les plus fortes des métaux trace correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la versé à stériles de Claude.

Les concentrations de fer sont les plus élevées, et ont augmenté au cours du temps, dans les eaux souterraines collectées entre les versés à stériles de Claude et DJ. Cette zone semble n'être que marginalement affectée par les autres métaux. Les concentrations en fer sont généralement moindres que celles des niveaux de référence aux endroits présentant un impact plus important sur la chimie des eaux souterraines pour les autres métaux.

Les concentrations des métaux traces ci-dessus détectées dans ces zones sont résumées au Tableau 6.8, ci-dessous.

Tableau 6.8
Concentrations dans les eaux souterraines en aval des versés à stériles de Claude
Données de référence vs. Exposition – Métaux trace

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SSWQO pour Irrigation	SDWQSO (Note 1)
arsenic (mg/L)	0.0015	0.100	0.1	0.025
cuivre (mg/L)	0.017	1	0.2	nd
fer (mg/L)	9.5	30 ¹ / 0.2 ²	5	0.3
Plomb (mg/L)	0.008	0.1	0.2	0.01
manganèse (mg/L)	0.272	300	0.2	0.05
molybdène (mg/L)	0.003	0.04	0.01	Nd
nickel (mg/L)	0.024	30	0.2	Nd
zinc (mg/L)	0.128	6	1	5

1. Données de la station HYD321

2. Données des autres stations

Ces résultats montrent que les concentrations de référence et celles des zones exposées sont toutes les deux élevées en comparaison avec le SSWQO pour irrigation et le SDWQSO en ce qui concerne le fer et le manganèse. Les concentrations pour le manganèse sont considérablement plus élevées pour les zones exposées. Les concentrations dans les zones exposées à l'arsenic, plomb et zinc sont plus élevées par rapport aux objectifs SDWQSO, alors que l'arsenic, le cuivre, le molybdène, le nickel et le zinc sont égaux ou supérieurs au SSWQO pour irrigation.

Radionucléides

Les concentrations les plus élevées en Ra²²⁶ et uranium correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la verse à stériles de Claude. Les concentrations de Ra²²⁶ sont d'environ 0,2 Bq/L par comparaison à la concentration de référence de 0,025 Bq/L. L'uranium est détecté, aux stations situées en aval de la verse à stériles de Claude, à des concentrations atteignant environ 150 mg/L; à comparer aux concentrations de référence de 0,055 mg/L. Ces deux valeurs sont élevées lorsque comparées au SSWQO pour irrigation et au SDWQSO.

Résumé des impacts sur les eaux souterraines

Des impacts localisés sur les eaux souterraines ont été observés à la fois à l'AGR et aux versés à stériles adjacentes.

Les impacts sur les eaux souterraines de l'AGR sont concentrés en aval entre le barrage principal et le lac Snake. En raison de la proximité de l'AGR et du lac Snake, l'étendue en est très limitée.

Comme indiqué précédemment, la surveillance des eaux souterraines a confirmé des impacts sur les eaux souterraines sur le périmètre de la verse à stériles de Claude. Bien qu'il existe des concentrations élevées à la fois en nickel et en uranium, leur étendue est également actuellement limitée. La contamination des

eaux souterraines des autres zones du site a été limitée en raison du maintien du pompage à la fois dans les mines à ciel ouvert et les mines souterraines.

Les eaux souterraines peuvent présenter des risques pour les humains et le biote non humain si elles sont accessibles pour la consommation et l'utilisation. L'installation et l'utilisation de puits pour l'eau potable, l'irrigation et l'abreuvement du bétail sont improbables étant donné l'abondance d'eaux de surface dans la région locale de l'étude et l'isolation relative du site. Les contrôles actuels du site et les contrôles institutionnels proposés pour éviter l'utilisation inappropriée des eaux souterraines contaminées dans les zones d'impact, permettront de pallier ces risques.

Sur cette base, les effets environnementaux sur les eaux souterraines dus aux opérations sont classés comme négatifs mais pas significatifs.

6.2.9 Morphologie, hydrologie et limnologie

L'Étude d'Impact Environnemental pour l'Extension Dominique-Janine (Amok 1992) n'a pas prédit spécifiquement les impacts du projet sur l'hydrologie de surface de l'aire du projet de Cluff Lake. Elle a, toutefois, reconnu que les décharges d'effluents traités résulteraient en un écoulement accru dans le bassin versant du lac Island, principalement dans les sections supérieures du bassin versant.

Les débits journaliers moyens annuels issus du STS avaient été estimés à environ 3500 m³/jour. Il a été reconnu que de tels débits entraîneraient un hydrographe annuel plus uniforme du bassin versant comparé aux conditions naturelles de débit. Il a été estimé que ces débits auraient peu d'influence sur l'élévation des lacs dont l'augmentation a été estimée à moins de 2 cm pour les deux lacs Island et Sandy.

Les écoulements réels issus du STS vers le ruisseau Snake au-dessus du lac Island ont été en moyenne inférieurs à 3500 m³/jour au cours de la période opérationnelle. Toutefois, il a été noté qu'au cours des années précédant 1992, l'altitude du plan d'eau du lac Island avait semblé augmenter d'environ 20 cm en raison d'une augmentation apparente de la végétation des terres inondables dans certaines zones marécageuses immédiatement en aval du lac Island. Cela a mené au développement d'un deuxième canal entre les lacs Island et Agnes, situé immédiatement en aval du marécage.

Les sections qui suivent offrent une vue d'ensemble de la morphologie et de la limnologie des lacs et de l'hydrologie de surface dans l'aire du projet de Cluff Lake. Les données détaillées sont présentées dans COGEMA 2000d, section 7.0.

Morphologie des lacs

Les caractéristiques morphologiques d'un lac ont une influence significative sur ses paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ceux-ci comprennent la qualité et la quantité de l'habitat disponible pour les populations de poissons.

Bassin versant du lac Cluff

Le lac Cluff est le lac le plus large qui ait été étudié dans la zone d'étude (341 ha) et a les profondeurs maximales et moyennes les plus élevées avec des valeurs respectives de 52 m et 19,9 m. L'importante profondeur moyenne du lac Cluff indique qu'il est profond sur une large portion du lac.

En comparaison, les quatre lacs « First, Second, Third et Fourth » sont beaucoup plus petits, avec des tailles allant de 18,2 ha (Lac Second) à 42,2 ha (Lac Fourth). Le lac First est le plus profond de cette série de lacs (21 m), suivi du lac Third (20 m). Les profondeurs moyennes de ces lacs sont comparables, variant de 4,92 m pour le lac Second à 6,74 m pour le lac Third.

Bassin versant du Lac Island

Le Lac Snake est le plus petit des lacs pour lesquels les données morphométriques sont disponibles (19,6 ha). Le lac Snake a des profondeurs maximales et moyennes respectivement de 2 et 1,8 m, indiquant qu'il a un fond peu profond, uniforme et relativement plat.

Le Lac Island est le deuxième lac en terme de surface (181 ha) qui ait été étudié. Il a des profondeurs maximales et moyennes respectives de 2,2 et 1,5 m, indiquant que son fond est peu profond, uniforme et plat.

Limnologie

Les mesures limnologiques ont été effectuées dans des lacs sélectionnés de la région du lac de Cluff à des périodes différentes entre 1978 et 1999 (Tones 1979; Amok 1992; TAEM 1993; TAEM 1994; Annexe A).

Dans le bassin versant du lac Cluff, le lac de Cluff maintient des niveaux d'oxygène élevés sur toute sa profondeur. Les lacs First, Third et Fourth ont tous des niveaux d'oxygène faibles voir des conditions anoxiques dans leurs parties les plus profondes durant les mois d'été. La conductivité spécifique des lacs du bassin versant du lac Cluff a été faible (comme c'est généralement le cas dans la région) aux cours des périodes précédant les opérations et au cours des opérations.

Le bassin versant du lac Island, celui-ci étant le récepteur principal des effluents déchargés, a subi les variations de conductivité les plus importantes entre la phase antérieure aux opérations et celle des opérations. Il y a eu une augmentation marquée de la conductivité spécifique à la fois dans le lac Snake (facteur 6,8) et dans le lac Island (facteur 28). Alors que les niveaux d'oxygène sont généralement élevés au cours de la période où les lacs ne sont pas gelés, et diminuent durant la période où les lacs sont couverts par la glace, les niveaux d'oxygène hivernaux sont considérés comme étant restés relativement élevés jusqu'à récemment en raison des décharges continues d'effluents du STS.

Hydrologie

Un programme de surveillance des débits des cours d'eau a été lancé en août 1997 afin de compléter l'information hydrologique du site. La zone d'étude comprenait les écoulements des ruisseaux Cluff et Island. Les stations de surveillance des débits des cours d'eau ont été placées au niveau des bassins versants des ruisseaux Island et Cluff. Des stations de jaugeage ont également été installées dans plusieurs lacs des deux bassins versants. Des courbes de tarage du débit d'eau ont été établies et, de façon à comprendre la structure des écoulements à long terme, les données de débits des cours d'eau ont été extrapolées en utilisant les archives de la station de surveillance des débits de la rivière Douglas gérées par « Etudes des Eaux du Canada » (*Water Survey of Canada*). Un résumé des débits des cours d'eau dans la région du lac Cluff est présenté ci-dessous.

Débits des cours d'eau

Une revue des données de surveillance des débits des cours d'eau montre une différence pour le pic et la durée lorsque l'on compare les bassins versants des lacs Cluff et Island. Les débits maximums du ruisseau de Cluff en aval du lac Cluff sont légèrement décalés dans le temps et la décrue n'est pas aussi rapide que pour le ruisseau Island en aval du lac Island. C'est là certainement une conséquence d'un plus grand bassin versant pour le ruisseau Cluff, et également l'effet atténuant du lac Cluff. Une fois normalisés par rapport à la surface, les débits maximum sont similaires pour la rivière Douglas et les ruisseaux Cluff et Island. Une fois que toute la capacité de stockage disponible des bassins hydrographiques a été remplie, les débits deviennent davantage fonction des précipitations et des surfaces des bassins versants.

Le débit moyen annuel à long terme pour le ruisseau Island est estimé à $0,235 \text{ m}^3/\text{s}$, alors que les données indiquent que le débit moyen annuel à long terme pour le ruisseau Cluff en aval du lac Cluff est $0,612 \text{ m}^3/\text{s}$. Par unité de surface, cela revient à $0,0028 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ et $0,0035 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ respectivement pour les ruisseaux Island et Cluff. Les différents débits pour les deux bassins versants adjacents sont résumés dans le Tableau 6.9, ci-dessous.

Tableau 6.9
Estimations des débits par unité de surface pour plusieurs emplacements
de l'aire du projet de Cluff Lake

Description de la branche	Débits par unité de surface (m ³ /s/km ²)	Débits par unité de surface en équivalent de précipitations (mm/yr)
Bassin versant du ruisseau Island Creek		
Embouchure du lac Snake Lake	0.0028	88
Entrée du lac Island Lake	0.0028	88
Embouchure du lac Island Lake	0.0028	88
Entrée du lac Agnes Lake	0.0016	51
Embouchure du lac Agnes Lake	0.0023	74
Embouchure du ruisseau Island Creek au lac Sandy Lake	0.0028	88
Bassin versant du ruisseau Cluff Creek		
Embouchure du lac Claude Lake	0.0031	98
Ruisseau Claude Creek en amont de la confluence avec la rivière Peter River	0.0031	98
Rivière Peter River au ruisseau Claude Creek	0.0031	98
Ruisseau Earl Creek en amont de la rivière Peter River	0.0025	79
Ruisseau Boulder Creek à la crique du lac Cluff Lake	0.0019	59
Ruisseau Cluff Creek à l'embouchure du lac Cluff Lake	0.0035	110
Embouchure du ruisseau Cluff Creek à la rivière Douglas River	0.0035	110
Bassin versant de la rivière Douglas River		
Entrée du lac Sandy Lake depuis la rivière Douglas River	0.0059	186
Embouchure du lac Sandy Lake	0.0059	186

Résumé des impacts hydrologiques

L'étude environnementale DJX (Amok 1992) n'a pas prédit spécifiquement les impacts du projet sur l'hydrologie de surface de l'aire du projet de Cluff Lake. Elle a cependant reconnu que les décharges d'effluents traités pourraient entraîner une augmentation du débit dans le bassin versant du lac Island, qui serait particulièrement notable dans les sections supérieures du bassin. Les débits moyens journaliers annuels du STS étaient estimés à environ 3500 m³/jour. Il a été reconnu que de tels débits pourraient entraîner une hydrographie annuelle plus uniforme le long du bassin, comparativement aux conditions naturelles, et une légère augmentation du niveau des eaux.

Le rejet moyen du STS sur la période de 1993 à 1999 était de 3190 m³/jour. Le rejet moyen a diminué depuis cette période. Les rejets d'effluents sont légèrement plus faibles que les 3500 m³/jour prédits dans l'étude environnementale DJX. Un hydrographe plus uniforme a été observé dans le bassin versant du ruisseau Island jusqu'à très récemment lorsque la diminution progressive des opérations a entraîné des

réductions de consommation d'eau et le fonctionnement plus intermittent de la STS. Cela a eu un effet à la fois sur les niveaux d'eau et sur les concentrations en oxygène dissout. Comme indiqué précédemment, le niveau d'eau dans le lac Island a augmenté au-delà de l'élévation prédite certainement en raison de l'augmentation de la végétation des marais à l'exutoire du lac entraînant quelques restrictions du débit et par conséquent une augmentation de la hauteur d'eau. Le rejet en continu a également aidé à maintenir des concentrations en oxygène élevées au cours des mois d'hiver. Cela a contribué à maintenir davantage de poissons pendant l'hiver et a réduit le risque de mortalité de poissons par manque d'oxygène durant l'hiver pendant la majeure partie des opérations et jusqu'à récemment.

Dans le bassin hydrographique du lac Cluff, les perturbations physiques du régime hydrologique sont associées aux détournement des ruisseaux Boulder et Claude et à la diminution des écoulements de surface en raison du pompage dans la zone minière et à l'utilisation d'eau du lac pour l'usine. Ces perturbations du régime hydrologique sont mineures en comparaison avec les variations du régime du débit naturel. Elles sont généralement réversibles avec l'arrêt des opérations incluant le noyage des mines et des fosses pour rétablir le niveau de la nappe phréatique et réduire (et éventuellement arrêter) l'utilisation d'eau douce pour l'usine.

Les modifications hydrologiques des deux bassins versants des lacs de Cluff et Island ont une ampleur et une étendue limitées. Ces modifications sont généralement réversibles avec l'arrêt des opérations, l'arrêt des pompages dans la zone des mines et l'arrêt des pompages dans le lac Cluff pour les besoins des opérations et des activités de déclassement. En appliquant les critères recommandés dans les guides de procédures de l'*Agence canadienne d'évaluation environnementale*, les effets environnementaux sur l'hydrologie au cours de la période des opérations devraient être considérés comme négatifs mais non significatifs.

6.2.10 Qualité des eaux de surface

Des eaux de surface ont été échantillonnées à plusieurs stations de surveillance recevant des eaux potentiellement affectées par les opérations minières de Cluff Lake et le noyage des fosses. La qualité des eaux des fosses a déjà été présentée à la section 6.1.1 et plus en détail dans COGEMA 2000e, Annexe E.

Les modifications de la qualité des eaux de surface sur le projet Cluff Lake ont été évaluées périodiquement dans les rapports sur l'État de l'Environnement (EDE). Trois rapports de ce type ont été complétés pour le projet de Cluff Lake (Swanson 1991; TAEM and Senes 1995; COGEMA 2000f). Cette section s'appuie sur l'évaluation des données récentes présentées dans COGEMA 2000a et COGEMA 2000d, en présentant des comparaisons avec les données de référence préopérationnelles, lorsque disponibles, et les prédictions de qualité des eaux faites dans l'étude d'impact environnemental du développement du projet Cluff Lake. Les objectifs de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan (SSWQO) sont également utilisés pour évaluer la qualité actuelle des eaux pour le projet.

Bassin versant du lac Cluff

L'étude environnementale DJX (Amok 1992) prédisait des impacts modérés sur la qualité des eaux du lac Cluff. La proposition de développement de DJX comprenait la construction d'un barrage dans le lac Cluff afin de faciliter l'accès au gisement. Les problèmes de qualité des eaux liés à la proposition de développement comprenaient le dépôt de limons et la lixiviation des contaminants issus des matériaux de construction du barrage. Au cours de la phase d'approbation, le plan de développement proposé a été modifié, approuvé, et il n'a plus été nécessaire d'envisager de construire un barrage dans le lac Cluff.

Dans le bassin versant du lac Cluff, les cours d'eaux potentiellement affectés incluent le ruisseau Claude, la rivière Peter et le ruisseau Boulder qui se déversent tous les trois dans le lac Cluff. Ces cours d'eaux ne reçoivent aucun effluent ou rejets miniers directs. Toutefois, ils sont proches à la fois des mines à ciel ouvert et des mines souterraines, des verses à stériles et des routes d'accès. Une surveillance de la qualité des eaux de ces lacs et cours d'eau est menée à bien afin d'identifier les impacts potentiels d'eaux souterraines ou d'infiltration issues des opérations minières. La fosse de la mine D est située en amont du lac Cluff et à côté du ruisseau Boulder. La fosse D est noyée, mais n'est pas connectée au ruisseau Boulder.

Ruisseau Boulder

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Boulder a été faite en amont et en aval du développement de la fosse D. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celle des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence actuelle des activités minières est négligeable dans le bassin versant, et que la qualité actuelle de l'eau est semblable à celle de l'environnement non impacté. Des dépassements des SSWQO pour le fer ont été observés à la fois aux stations de surveillance en amont et en aval, indiquant que les concentrations en fer tendent à être naturellement élevées, et que les dépassements ne sont pas liés à l'activité minière. À l'exception de dépassements occasionnels des concentrations en fer, la qualité de l'eau du ruisseau Boulder est bien dans les limites des objectifs SSWQO et est similaire à la qualité préopérationnelle de l'eau.

Rivière Peter

La surveillance de la qualité de l'eau de la rivière Peter a été faite en amont et en aval des activités liées à la mine, comprenant les mines souterraines D-P et les verses à stériles. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celles des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence des activités minières sur cet écoulement est mineure, et la qualité actuelle de l'eau est généralement semblable aux conditions naturelles (c. à d. pré-opérationnelles). Il n'y a pas eu de dépassement des objectifs SSWQO pour la période de 1995 à 2002. En comparaison avec la qualité de l'eau en amont et celle de référence, des concentrations élevées de sulfate étaient évidentes à la station de surveillance située en aval dans la rivière Peter. Il a été précédemment considéré que cette différence était une indication d'un drainage acide, sans doute des verses à stériles, vers la rivière Peter (TAEM et Senes

1995). L'influence actuelle sur la qualité de l'eau, bien que négative, n'est pas considérée comme étant significative.

Ruisseau Earl

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Earl a été faite en amont et en aval des activités minières, y compris la centrale à béton. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celle des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence des activités minières au sein du bassin versant est négligeable, avec une qualité actuelle de l'eau généralement similaire à l'environnement non impacté. Quelques augmentations des concentrations en calcium, en bicarbonate, en magnésium, et en conséquence de l'alcalinité, ainsi que quelques augmentations de la dureté totale, des solides dissous totaux et de la conductivité spécifique ont été notées entre les stations de surveillance en amont et en aval. Les concentrations en fer ont occasionnellement dépassé les objectifs SSWQO pour le fer de 1 mg/L, toutefois, de tels dépassements surviennent typiquement en amont de la zone affectée par le projet et semblent représentatifs des conditions naturelles.

Les différences notées entre l'amont et l'aval sont similaires à celles reportées dans les études de Swanson (1991) et TAEM et Senes (1995), avec les perturbations dues à l'opération de la centrale à béton et aux eaux de ruissellement du site de l'usine ont été citées comme facteurs possibles de différence de qualité des eaux. En dépit des différences notées entre la qualité de l'eau en amont et en aval, les concentrations sont encore généralement dans la limite des données de référence de la zone.

Ruisseau Claude

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Claude a été menée à l'embouchure du lac Claude. La qualité de l'eau du ruisseau Claude est similaire à celle antérieure aux opérations et atteint les objectifs SSWQO à l'exception du fer qui est naturellement élevé. Ceci est en accord avec les conclusions antérieures de Swanson (1991) et TAEM et Senes (1995) qui indiquaient qu'il n'y avait dans le ruisseau Claude aucune indication d'un changement de la qualité de l'eau antérieure aux opérations.

Lac Cluff

La surveillance de la qualité de l'eau du lac Cluff a été menée à l'embouchure du lac Cluff. Les analyses statistiques ont identifié une augmentation légère des sulfates au cours de la période de surveillance entre 1990 et 1999. Des résultats plus récents indiquent des concentrations stables similaires à celles observées en 1999. Les niveaux de sulfate sont encore considérés comme faibles et bien qu'ils représentent un effet négatif, cet effet n'est pas significatif.

Résumé des impacts sur la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant du lac Cluff

En raison de la modification du projet de développement DJX, les impacts réels sur la qualité de l'eau dans le bassin versant du lac Cluff sont considérablement moindres que ceux prédits dans l'Étude d'Impact Environnemental DJX. Cela est dû en grande partie à la modification du plan de développement du projet qui a annulé la nécessité d'un barrage sur le lac Cluff. Les changements de la qualité de l'eau qui ont été notés ne représentent pas des effets significatifs des opérations minières sur la qualité de l'eau dans le bassin versant du lac Cluff. Les impacts modérés prédits dans l'étude environnementale DJX ne se sont pas matérialisés au cours de la phase opérationnelle.

Les augmentations des concentrations en sulfates à la fois dans la rivière Peter et dans le lac Cluff sont bien en deçà de tout niveau inquiétant. Ces effets opérationnels sont donc considérés comme négatifs mais non significatifs.

Bassin versant du ruisseau Island

Dans l'étude environnementale du projet de développement DJX les impacts prédits sur la qualité de l'eau du ruisseau Island étaient caractérisés comme étant modérés. Dans le lac Snake, le TSD moyen annuel, les niveaux de sulfate et de chlorure ont été prédits comme atteignant respectivement 3 610 mg/L, 1 560 mg/L et 820 mg/L. Dans le lac Island, le TSD moyen annuel, les niveaux de sulfate et de chlorure étaient supposés atteindre respectivement 5470 mg/L, 2380 mg/L et 1250 mg/L. Les concentrations en métaux lourds et radionucléides étaient supposées être moindre que les limites MMLER réglementaires applicables au rejet d'effluents (Swanson, 1991). Les changements de la qualité de l'eau du lac Sandy ont été prédits comme étant mineurs. Dans la rivière Douglas en aval du lac Sandy, les prédictions des concentrations moyennes annuelles de TDS, sulfate et chlorure étaient respectivement de 135 mg/L, 10 mg/L et 40 mg/L.

Lac Snake

Le lac Snake est situé en amont du rejet des eaux du système de traitement secondaire (STS) et ne reçoit aucun rejet direct d'effluent. Il est sujet à l'infiltration des eaux de résidus partiellement traités en provenance de la fosse à liquides et à l'infiltration des eaux interstitielles des résidus sous le barrage principal. Ces deux sources d'infiltration avaient été prédites et évaluées dans le cadre des conditions opérationnelles établies lors de la conception.

Une comparaison entre la qualité récente des eaux (1994-1999) et les données antérieures aux opérations indique une augmentation des concentrations en ions majeures dans l'eau du lac Snake. Au cours de la période de 1995 à 1999, il y a eu une légère augmentation de la concentration moyenne annuelle pour la plupart des ions majeurs, des TDS, et de la conductivité. Une tendance similaire a été observée pour les données couvrant la période de 1989 à 1994 (TAEM et Senes 1995). Les concentrations moyennes annuelles pour ces paramètres en 1999 étaient similaires aux niveaux de 1995, avec les années 1996 à 1998 montrant des concentrations moyennes annuelles légèrement plus faibles. En 1999, les

concentrations moyennes annuelles en TDS, sulfate et chlorure étaient respectivement de 718 mg/L, 235 mg/L et 174 mg/L. Les données plus récentes pour 2002 montrent des concentrations moyennes similaires pour les TDS, les sulfates et les chlorures étant respectivement de 691 mg/L, 243 mg/L et 168 mg/L.

Le lac Snake a également subi une augmentation temporaire de la concentration en Ra^{226} à cause de l'utilisation par inadvertance en 1997 et 1998, d'une conduite contaminée pour le détournement des eaux douces autour de l'AGR. La concentration totale en Ra^{226} a commencé à augmenter à l'embouchure du lac Snake (Station ISL2000S) en mai 1997, atteignant une valeur maximale de 0,15 Bq/L en février 1998. Historiquement les concentrations en Ra^{226} à l'embouchure étaient de l'ordre de 0,02 à 0,04 Bq/L. L'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan (SSWQO) pour le Ra^{226} est de 0,11 Bq/L.

Dans le cadre du suivi de cet incident, les impacts potentiels du Ra^{226} sur le biote des bassins versants des lacs Snake et Island ont été évalués en calculant les doses données d'une part au Ra^{226} seul et d'autre part au Ra^{226} en conjonction avec le Pb^{210} et le Po^{210} . Ces estimations ont été comparées au niveau de dose en deçà duquel des effets sur la population du biote aquatique sont peu probables. Il en a été conclu que les niveaux élevés de Ra^{226} dans le lac Snake n'entraîneraient pas d'impacts négatifs sur le biote aquatique du lac Snake ou dans le bassin versant du lac Island.

La source extérieure de Ra^{226} ayant été enlevée, la qualité de l'eau du lac Snake est retournée à des niveaux proches de ceux antérieurs à 1997 avec une concentration moyenne en Ra^{226} en 2002 de 0,05 Bq/L.

Lac Island

Le lac Island est le premier lac en aval du point de rejet des effluents du STS. Les effluents ultimes du STS sont rejetés dans le ruisseau Snake, qui se déverse dans le lac Island. Ainsi, le lac Island est le lac le plus négativement affecté à Cluff Lake.

Comme prédit, les concentrations en contaminants dans le lac Island ont augmenté considérablement par rapport aux conditions préopérationnelles. Les sulfates, chlorures, le calcium, le sodium, l'uranium et les TDS, ont tous augmenté comparativement aux conditions préopérationnelles. Les concentrations de référence pour les TDS, les sulfates et les chlorures étaient respectivement de 77 mg/L, 1,2 mg/L et 5 mg/L. En 1999, les concentrations moyennes annuelles en TDS, sulfate et chlorure dans le lac Island étaient respectivement de 2868 mg/L, 1157 mg/L et 641 mg/L. En 2002, les valeurs des TDS, sulfate et chlorure avaient augmenté pour atteindre respectivement 3333 mg/L, 1289 mg/L et 875 mg/L. Les rejets d'effluents du STS ont entraîné une charge considérable en sel du ruisseau Snake et en aval du lac Island. Ces changements ont entraîné des augmentations notables de la salinité du lac, ce qui a pu affecter son écologie.

L'uranium a augmenté d'une valeur de référence de <1 µg/L à une concentration moyenne de 248 µg/L en 2002. Toutefois, la dureté de l'eau a également augmenté considérablement (référence de 34 mg/L

contre une moyenne de 1207 mg/L en 2002), ce qui est considéré comme un facteur réduisant la toxicité de l'uranium. Cette relation a été utilisée pour établir les objectifs de déclassement de qualité de l'eau, discutés à la section 7, et est également une composante clé du programme de surveillance présenté en section 10.

L'élément le plus préoccupant est le molybdène qui a augmenté d'une valeur de référence de 0,005 mg/L à la valeur actuelle de 1,2 mg/L. Quoiqu'il n'y ait pas de valeur SSWQO pour le molybdène ni de limites de rejet pour le molybdène, les recherches les plus récentes suggèrent que les concentrations actuelles mesurées pour le molybdène ont peut-être contribué à certains des changements observés dans le biote aquatique du lac Island. Ce point est discuté plus en détail à la section 5.2.14 et comme indiqué à la section 7 a été pris en considération lors de la formulation des objectifs à long terme de qualité des eaux.

Il y a eu également de légères augmentations en Azote Kjeldahl Total (AKT), en azote total calculé et en phosphore total. Ces augmentations ne sont pas statistiquement significatives et sont indicatrices des conditions du lac Island au cours des 15 années passées (TAEM et Senes 1995).

Lac Sandy

Le lac Sandy est à la confluence du bassin versant du ruisseau Island et de la rivière Douglas. Des échantillons d'eaux sont collectés à l'entrée du lac Sandy, là où la rivière Douglas entre, et à l'exutoire du lac Sandy, là où la rivière Douglas ressort. En comparant la qualité de l'eau en amont de la rivière Douglas et en aval du lac Sandy, il est possible d'évaluer tout changement lié aux eaux provenant du bassin versant du ruisseau Island.

Aucune différence statistiquement significative de la qualité de l'eau n'a été apparente entre les stations en amont et celle en aval de la rivière Douglas. Les différences entre la qualité actuelle et celle préopérationnelle de l'eau ont généralement tendance à être dans les limites des variations du bruit de fond. En comparaison avec la qualité préopérationnelle des eaux, des concentrations légèrement élevées en TDS (113 mg/L), sulfate (6,2 mg/L), et chlorure (31 mg/L) ont été apparentes à l'exutoire du lac Sandy en 2002. Tous les paramètres mesurés, à la fois en amont et en aval, étaient en deçà de leurs objectifs SSWQO respectifs.

Résumé des impacts sur la qualité des eaux de surface pour le bassin versant du ruisseau Island

Dans le bassin versant du ruisseau Island, les impacts sur la qualité des eaux ont été prédits comme étant modérés, consistant en des concentrations accrues en ions majeurs et en éléments trace. Les concentrations actuelles en TDS, sulfate et chlorure sont plus faibles que les concentrations prédites, alors que les concentrations en éléments trace sont bien en dessous des recommandations MMLER historiques applicables aux effluents, qui ont été présentées comme les concentrations prédites maximales au sein du bassin versant. Ainsi, les impacts sur la qualité des eaux observés dans le bassin versant du ruisseau Island au cours de la phase opérationnelle, sont comparables à, ou plus faibles, que les impacts prédits durant l'étude environnementale du développement du projet supervisée par les agences réglementaires.

Les impacts sur la qualité des eaux de surface sont concentrés dans le lac Island avec une migration en aval limitée. Avec l'arrêt à terme des rejets d'effluents, la qualité de l'eau devrait s'améliorer. Les concentrations sont dans les limites des valeurs SSWQO avec quelques inquiétudes dues aux concentrations élevées d'uranium et de molybdène. En raison de l'étendue et de l'ampleur limitées, les effets environnementaux, dus aux opérations, sur la qualité des eaux du lac Island sont considérés comme étant négatifs mais non significatifs.

6.2.11 Qualité des sédiments

Un certain nombre de programmes d'échantillonnage des sédiments ont été menés dans l'aire du projet Cluff Lake au cours de la phase antérieure aux opérations et durant la phase opérationnelle. Le document de support technique (COGEMA 2000) peut être consulté pour une revue en détail des résultats obtenus par localisation et par période d'échantillonnage. Les informations présentées ici se limiteront aux lacs présentant le plus d'intérêt : Cluff, Snake, Island et Sandy.

Le programme approfondi d'échantillonnage des sédiments le plus récent a été achevé en 1998. Ces données sont considérées comme reflétant de manière adéquate les conditions actuelles du bassin versant du lac Cluff en raison du faible taux de sédimentation et de l'absence, en phase opérationnelle, de rejet significatif de contaminants dans cet écoulement. Les données de 1998 n'étaient pas considérées comme adéquates pour le bassin versant du lac Island puisqu'un volume substantiel d'effluents traités de l'usine a été rejeté depuis 1998. Afin de prendre ce fait en compte, l'accumulation supplémentaire de sédiments a été modélisée (voir COGEMA 2001). Ainsi, les concentrations des sédiments du bassin du lac Island présentées dans cette section du RÉA sont les pics de concentrations prédits jusqu'à la fin de la phase opérationnelle des installations (i.e. 2002).

L'importance environnementale des changements de qualité des sédiments sera évaluée en utilisant les recommandations disponibles. De cette façon, les sédiments peuvent être classés en fonction des contaminants spécifiques et de leurs effets potentiels sur les organismes benthiques. Ces recommandations générales fournissent des gammes de concentrations des contaminants allant de faibles à élevées (Tableau 7.2). Les sédiments aux concentrations inférieures aux valeurs basses des critères des recommandations (ex., CEF, CSE, FEF, CSEC) sont considérés comme ne nécessitant pas d'évaluation plus approfondie. Des sédiments avec des concentrations excédant les limites supérieures des recommandations seraient considérés comme étant très contaminés.

Il n'est pas inhabituel pour les sédiments naturels du Bouclier canadien, en particulier ceux liés à des minéralisations économiques, d'excéder les niveaux inférieurs des recommandations. Ainsi, les sédiments dépassant les valeurs les plus faibles des recommandations sont comparés aux données de référence régionales disponibles et aux limites inférieures et supérieures des recommandations. Actuellement, il n'existe pas de recommandations pour le molybdène ou l'uranium; toutefois, des études récentes (Thompson et al., 2003; Long et al., 1995) offrent des références de toxicité qui peuvent être utilisées pour évaluer ces métaux. Les radionucléides ne sont pas discutés dans cette section puisque la qualité des sédiments est mieux évaluée en calculant la dose globale de radiation due à l'exposition

combinée à de multiples radionucléides plutôt qu'en utilisant les recommandations de qualité des sédiments pour chaque contaminant. Cette évaluation a été finalisée pour le stade de post déclassement et est présentée aux sections 9.2.5 et 9.2.6.

Lac Cluff

Les sédiments du lac Cluff ont des concentrations élevées en arsenic, plomb, nickel, zinc, uranium et Ra226 lorsqu'on les compare aux stations de référence locales et régionales. Une comparaison avec les concentrations préopérationnelles indique que les concentrations en nickel, en Ra226 et uranium sont naturelles. (Dunn 1980). Les concentrations documentées pour le plomb et le nickel étaient proches ou inférieures aux recommandations disponibles pour les plus faibles effets et par conséquent, ne sont pas préoccupantes.

Les concentrations en arsenic de 1998 sont légèrement supérieures aux concentrations de référence locales. Elles dépassent le seuil supérieur (PEL) des recommandations CCME et sont similaires au seuil supérieur MOE de l'Ontario. Toutefois, les valeurs supérieures des concentrations naturelles régionales en arsenic dépassent également ces seuils supérieurs des recommandations indiquant qu'elles ne sont peut-être pas applicables à cette région. Les pics enregistrés pour les concentrations en arsenic se situent dans la gamme inférieure des concentrations proposées pour les régions uranifères (Thompson et al. 2003), indiquant qu'il n'y a certainement pas de préoccupation majeure. De plus, l'absence d'activité dans le bassin versant du lac Cluff qui serait capable d'entraîner l'augmentation substantielle des concentrations en arsenic suggère que les concentrations mesurées sont représentatives d'une hétérogénéité naturelle plutôt que de l'influence du développement du projet de Cluff Lake. Par conséquent, les données disponibles montrent que les sédiments du lac Cluff n'ont pas été affectés par les activités opérationnelles.

Bassin versant du lac Island

Lac Snake

Les seuls contaminants des sédiments qui ont augmenté au cours de la période opérationnelle dans ce lac sont l'uranium et le Ra²²⁶. Les analyses les plus récentes (1998) documentaient des concentrations moyennes d'uranium et de Ra²²⁶ respectivement de 36 µg/g (SD=14,5) et 0,608 Bq/g (SD=0,3). Alors que l'uranium a pu augmenter dans les sédiments, les valeurs sont bien inférieures aux recommandations pour les faibles effets (Tableau 7.2) et ne risquent pas de présenter un danger pour les organismes benthiques. Les concentrations en Ra²²⁶ sont restées relativement constantes jusqu'à la période d'échantillonnage de 1993. Les niveaux élevés actuels de Ra²²⁶ sont principalement dus au "rejet" accidentel au cours duquel une conduite contaminée par les résidus a été utilisée au cours des années précédant l'échantillonnage de 1998. Les enquêtes de suivi incluant les calculs des doses de radiation ont indiqué que les niveaux accrus de radionucléides ne posaient aucun risque pour les invertébrés benthiques (COGEMA 2000a).

Lac Island

Comme indiqué précédemment, l'échantillonnage de 1998 n'a pas été considéré comme étant représentatif de la qualité des sédiments immédiatement avant le déclassement en raison de la poursuite des opérations entre 1998 et 2002. L'accumulation supplémentaire de contaminants a été modélisée afin d'inclure les effets des rejets d'effluent pendant le reste de la période opérationnelle et le retour aux conditions antérieures après le déclassement et l'arrêt des rejets d'effluents. Puisque la plus grande partie de cette modélisation implique la période post déclassement, les chiffres et les tableaux qui s'y rapportent sont fournis à la section 9. Dans le lac Island, les pics de concentrations en contaminants sont prédits pour la fin de la période opérationnelle (avant le déclassement) et décroissent après le déclassement, comme présenté en Figure 9.3. L'état environnemental présenté dans les paragraphes qui suivent couvre la période antérieure au déclassement.

Comme prévu dans l'ÉIE originale, les rejets opérationnels dans le lac Island ont entraîné l'accumulation de contaminants dans les sédiments. A la fin de la période opérationnelle, les niveaux prédits d'arsenic, de cuivre, de plomb et de zinc sont proches ou inférieurs aux seuils bas des recommandations correspondantes (Tableau 7.2) à la fois le 50ème et le 95ème centile. De fait, ces contaminants ne sont pas considérés comme des contaminants problématiques (COPC) dans le lac Island.

Par contraste, les niveaux prédits de molybdène, nickel, sélénium et uranium dépassent les valeurs repères. De ces trois contaminants, le 50ème centile des concentrations prédites, à l'exception du sélénium est bien inférieur au seuil haut des recommandations. Sur la base de ces résultats, on peut s'attendre à certains effets sur la communauté benthique mais ils ne devraient pas être significatifs. Cette conclusion est supportée par les données sur les macroinvertébrés benthiques du lac Island (COGEMA 2000f). Ces données indiquent une abondance proche de la normale; toutefois, il y a eu une évolution significative parmi les espèces benthiques avec une dominance des chironomides plus tolérants envers les métaux. Les discussions liées à la toxicité du sélénium dans les sédiments sont présentées à la section 6.2.14 puisque les préoccupations liées au sélénium sont principalement associées aux poissons et sont mieux évaluées en utilisant les valeurs des recommandations pour les tissus des poissons plutôt que pour les sédiments.

Lac Sandy

Des métaux et radionucléides surveillés, seuls l'uranium et le Ra²²⁶ présentent des accumulations mesurables dans les sédiments. La concentration moyenne en uranium (9,5 µg/g) est légèrement plus élevée que celle du niveau antérieur aux opérations (0,96 µg/g), mais reste dans la limite des valeurs mesurées dans les quatre lacs First, Second, Third et Fourth. Elle est bien inférieure à la valeur de la recommandation correspondante pour faibles effets qui s'élève à 104 µg/g (voir Tableau 7.2) et ne devrait pas nuire au biote ambiant. Les niveaux de Ra²²⁶ dans les sédiments étaient légèrement élevés en 1998 (0,46 µg/g) en comparaison avec la période antérieure aux opérations (0,36 µg/g). Étant donné qu'il n'y a eu aucun changement mesurable de la qualité des eaux de surface du lac Sandy au cours de la période

opérationnelle, les résultats de qualité des sédiments pour le lac Sandy sont certainement représentatifs de l'hétérogénéité spatiale naturelle. Ces niveaux ne posent pas de risque de radiation pour le biote ambiant (voir section 9.2.6).

Résumé des impacts sur la qualité des sédiments

Sur la base des données de surveillance, des changements de qualité des sédiments sont visibles dans le bassin versant du lac Island. Ces changements négatifs sont particulièrement évidents dans les lacs d'Island et Snake. La qualité des sédiments est généralement dans les limites de la qualité des sédiments prédites dans l'ÉE de Dominique-Janine Extension (TAEM et Senes 1995) à l'exception des concentrations en arsenic et en nickel des sédiments du lac Island, qui sont quelques peu élevées en comparaison des prévisions. L'importance de ces effets est présentée plus en détail à la section 6.2.14 et à la section 9.

6.2.12 Études écologiques sur le terrain

Populations aquatiques

Au cours de l'histoire opérationnelle des installations, plusieurs aspects de l'écologie aquatique ont été étudiés y compris le phytoplancton, les macrophytes aquatiques, le zooplancton, les macroinvertébrés et les ressources en poissons et leur habitat. Les résultats de ces études sur le terrain sont résumés dans les paragraphes qui suivent. D'autres détails peuvent être obtenus dans Swanson 1991; TAEM et Senes 1995; COGEMA 2000f.

Les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques des lacs Island et Cluff ont été les cibles principales des activités de surveillance. Les lacs Island et Agnes abritent une communauté de poissons très simple consistant en des grands brochets et des meuniers noirs. La communauté de poissons du lac Cluff est quelque peu plus diversifiée consistant en dix espèces. La communauté de poissons du lac Sandy comprend huit espèces. Les grands brochets et les meuniers noirs sont les espèces communes à tous ces lacs et dans tout le nord de la Saskatchewan. Les grandes corégones sont rencontrées dans les lacs Cluff et Sandy.

La surveillance indique que les communautés macrophytes aquatiques du bassin versant du lac Island ont été modérément affectées au cours de la phase opérationnelle, comme démontré par les changements de composition des espèces et la présence de bioaccumulation d'uranium, de Se et de Ra²²⁶. La composition des espèces des communautés du zooplancton du lac Island n'a pas changé. Les communautés benthiques du lac Island, bien qu'elles maintiennent une abondance totale similaire aux aires d'étude de référence, présentent un changement substantiel de la composition de la communauté avec moins de taxons et une dominance d'espèces plus tolérantes aux métaux. Les communautés d'invertébrés benthiques du lac Snake ont également présenté quelques changements dans la composition des espèces. Les tests de toxicité des sédiments indiquent une faible toxicité. Les niveaux de métaux trace et de radionucléides

dans les invertébrés n'ont pas démontré de bioaccumulation significative. Dans le lac Cluff, les communautés de macroinvertébrés benthiques ne semblent pas avoir été affectées par les activités minières. Ces effets sont cohérents avec les prédictions d'impact de l'étude environnementale.

La surveillance des communautés de poissons a consisté à la mesure de l'abondance, de la composition de la communauté et de la biomasse relative, et de l'accumulation de métaux trace et de radionucléides dans les muscles et les os. Les résultats de la surveillance suggèrent un changement dans la composition de la communauté des poissons du lac Island, avec le passage d'une communauté dominée par les grands brochets à une communauté dominée par les meuniers noirs. La surveillance a également mis en évidence la bioaccumulation de certains éléments trace, en particulier le sélénium, dans les tissus des poissons du lac Island.

Écologie terrestre

Le développement du projet Cluff Lake a entraîné la perturbation d'environ 418 ha de terre, mais les habitats identifiés comme sensibles car abritant des plantes rares n'ont pas été perturbés. L'utilisation par la faune en dehors de la zone immédiate de développement semble être similaire à celle qui existait avant le développement du projet.

La surveillance du sol a indiqué une certaine bioaccumulation de radionucléides et de métaux trace dans le sol à l'est et au sud-est de l'usine, mais les niveaux dans les échantillons de végétation sont du même ordre de grandeur que pour les plantes récupérées dans des zones non affectées du nord de la Saskatchewan. Aucune bioaccumulation n'était apparente dans les études limitées concernant les petits mammifères.

Résumé des impacts écologiques

Les impacts écologiques sont limités aux lacs Island et Snake où les effets négatifs sur la distribution des espèces et des signes de bioaccumulation ont été observés. L'importance de ces effets est présentée plus en détail à la section 6.2.14 et à la section 9.

6.2.13 Composantes Valorisées de l'Écosystème

Une Composante Valorisée de l'Écosystème (CVÉ) est définie comme "un attribut environnemental ou composante perçue comme importante pour des raisons sociales, culturelles, économiques ou écologiques, et identifié par des consultations avec les personnes affectées et par l'opinion des scientifiques" (Lee et al., 1992). Dans le cadre de cette ÉE les CVÉ ont été choisies en fonction de leur présence présumée dans les environs de Cluff Lake, et de leur importance écologique et culturelle dans la région.

Ces composantes valorisées de l'écosystème ont été utilisées dans l'évaluation des risques pour caractériser les effets potentiels des opérations actuelles et du projet de déclassement. Les Tableaux 6.10

et 6.11 présentent les CVÉ aquatiques et terrestres utilisées dans l'évaluation des risques. Les détails de l'évaluation des risques sont présentés dans la section qui suit et à la section 9.

Tableau 6.10
Résumé des CVÉ pour les habitats aquatiques spécifiques

LAC	CVÉ de l'environnement aquatique						
	Plantes aquatiques	Phyto-planctons	Invertébrés benthiques	Zoo-planctons	Grands brochets	Grandes corégones	Meuniers noirs
Lac Snake	X	X	X	X	X		X
Lac Island	X	X	X	X	X		X
Marécage	X	X	X				
Lac Agnes	X	X	X	X	X		X
Lac Sandy	X	X	X	X	X	X	X
Lac Cluff	X	X	X	X	X	X	X

Tableau 6.11
Résumé des CVÉ sélectionnées pour l'environnement terrestre

HERBIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Caribou • Orignal • Lagopède • Lièvre à pattes blanches
OMNIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Ours noir • Rat musqué • Canards <ul style="list-style-type: none"> - Fuligule - Colvert - Grand Harle
CARNIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Loup • Aigle Chauve • Loutre

6.2.14 Utilisation traditionnelle et récente des terres

En raison de son éloignement des centres urbains, le site de Cluff Lake est d'accès limité. L'installation du site minier, la construction d'une piste d'atterrissage sur le site et les améliorations apportées à la route 955, quoi qu'ayant amélioré l'accès au site, n'ont pas entraîné d'augmentation majeure de l'accès au site pour le public.

Traditionnellement, le site était utilisé de façon saisonnière par un trappeur autochtone qui avait des trappes commerciales sur la zone d'étude locale. Ce trappeur chassait et pêchait également pour sa consommation personnelle. Il n'y a aucune preuve d'autres activités sur le site par des personnes autochtones ou non avant le développement du site. Au cours de l'histoire du projet de Cluff Lake, ce

même trappeur a continué à poser des trappes sur le site. Le trappeur a conservé ses chalets respectivement proches des lacs Cluff et Sandy. De plus, récemment, un camp de pêche et chasse s'est établi au bord du lac Carswell, à environ 20 km au nord du site. Bien qu'il y ait eu un peu de pêche dans le lac Cluff, le nombre limité des espèces et des quantités de poissons ont eu pour conséquence que la majeure partie des activités de pêche se sont concentrées sur les lacs proches Sandy et Carswell. La cueillette et la consommation des canneberges de buissons bas, des bleuets et des champignons locaux se sont également maintenues tout au long de l'histoire du projet.

Bien que la chasse ne soit pas autorisée sur le site, l'accès au site a été autorisé aux visiteurs désirant accéder à la région du lac Sandy en automne, pendant la saison de chasse à l'original.

6.2.15 Évaluation des risques post opérations pour le lac Island

De tous les plans d'eau associés aux installations de Cluff Lake, le lac Island ainsi que les marécages et les habitats riverains associés sont les seuls zones qui ont accumulé des contaminants au cours de la période opérationnelle à des niveaux potentiellement problématiques pour le biote aquatique et terrestre. Pour cette raison une évaluation des risques pour l'écologie (ÉRE) a été faite pour le lac Island afin d'évaluer les risques existants pour le biote aquatique et terrestre à la fin des opérations (avant le déclassement). Celle-ci établit les conditions de référence par rapport auxquelles sont mesurés les impacts du déclassement, qu'il s'agisse d'impacts positifs ou négatifs supplémentaires. L'ÉRE globale pour évaluer les options potentielles du déclassement et la réhabilitation à long terme de l'environnement est documentée à la section 9. Plutôt que de dupliquer les tableaux et les figures, cette section fait référence aux tableaux et figures de la section 9.

Pour interpréter la façon dont les risques diminuent avec le temps, des indices de risques ont été calculés pour les conditions actuelles dues aux opérations (approximativement l'année 2000), et pour les conditions post déclassement à deux périodes (2009, 2050) pour les CVÉ aquatiques et terrestres. Une série supplémentaire d'indices de risque (année 2100) a été calculée pour les CVÉ terrestres. Cette section présente les conditions actuelles à la fin des opérations et avant le déclassement. Les résultats de l'évaluation après le déclassement sont présentés à la section 9. L'évaluation a été réalisée en utilisant une méthode probabiliste, de ce fait les 50ème et 95ème centiles sont utilisés pour présenter les risques prédits. Le chapitre 9 de ce document et les documents de support technique (COGEMA, 2000d, Annexe B, et COGEMA, 2002b) présentent des détails supplémentaires sur la modélisation et une discussion plus approfondie sur les paramètres les plus sensibles du modèle.

Biote aquatique

Les CVÉ aquatiques de cette évaluation ont consisté en des représentants simplifiés de plusieurs niveaux trophiques pour l'écosystème typique d'un lac. Ils ont inclus les producteurs primaires (algues et macrophytes aquatiques), les consommateurs primaires (zooplancton), les détritivores (invertébrés benthiques), les consommateurs secondaires (grand brochet et meunier noir). Les risques pour le biote aquatique dus aux contaminants contenus dans l'eau sont abordés dans cette section. Les risques pour le biote dus à l'exposition à des contaminants liés aux sédiments ont été présentés à la section 6.2.11. Les mammifères aquatiques et les oiseaux sont compris dans l'évaluation du biote terrestre.

Les résultats des calculs pour le lac Island sont présentés dans le Tableau 9.7 sous la forme d'indices de risques correspondants au pic de concentration d'exposition prédit (c.-à-d., l'eau) rapporté à la valeur repère. Des indices de risques supérieurs à 1 indiquent la possibilité d'un impact pour un individu ou une population. Aucun quotient de risque n'a dépassé 1 pour les contaminants suivants: ammoniacque, arsenic, cobalt, plomb, sélénium et zinc. Ainsi ces contaminants dans l'eau sont considérés comme ne posant aucun risque pour les organismes aquatiques du lac Island. Veuillez voir la section 9.2.6.1 pour des informations complémentaires sur le calcul de la dose radiologique.

Les indices de risques pour le 95ème centile de la concentration en cuivre indiquent la possibilité d'impacts pour les producteurs primaires et les poissons. Toutefois, il est évident d'après les indices calculés pour les concentrations en cuivre de référence pour la région, que les niveaux de cuivre dans ces lacs sont naturellement au-dessus des valeurs repères de toxicité pour ces CVÉ. Cette conclusion est supportée par la collection de données de référence dans la région des mines de Cigar Lake et McArthur River où les concentrations naturelles de cuivre atteignaient respectivement 0,005 et 0,008 mg/L (CLMC 1995). Ces concentrations dépassent substantiellement la moyenne des concentrations maximales modélisées (50ème centile) et la valeur de McArthur excède l'évaluation de l'exposition (95ème centile) (0,0074 mg/L). Par conséquent, il est peu probable que les expositions au cuivre constituent une menace pour le biote aquatique indigène.

L'évaluation des risques indique que les concentrations en nickel du lac Island posent un risque pour le phytoplancton. Toutefois, le quotient de risque est essentiellement le résultat de l'utilisation de valeurs repères de toxicité conservatrices (0,005 mg/L). La similarité entre les quotients de risques pour les lacs de référence et ceux ayant été exposés et le fait que les concentrations d'exposition modélisées sont inférieures aux recommandations de qualité des eaux CCME de 0,025 mg/L (les recommandations CCME sont considérées comme protectrices de toute forme de vie aquatique en général), suggèrent que l'évaluation était trop conservatrice et que les concentrations de nickel posent peu de risques.

Les valeurs de l'indice de risques basées sur les pics des 50ème et 95ème centiles de concentrations prédites pour l'uranium sont supérieures à 1 pour les producteurs primaires, le zooplancton, et les meuniers noirs (Tableau 9.7). Les indices de risques pour l'uranium ont été calculés sans tenir compte des effets que la dureté de l'eau a sur la diminution de la toxicité de l'uranium (voir section 7.1.2). Le fait de tenir compte de la dureté naturelle de l'eau dans les valeurs repères sur la toxicité, aurait pour résultat d'éliminer les meuniers noirs de la liste des espèces potentiellement affectées. Les indices de risques pour le plancton seraient substantiellement plus faibles, mais continueraient de dépasser 1. Cette évaluation est supportée par les données de surveillance environnementale opérationnelle présentées précédemment et qui ont conclu qu'il y avait eu un changement dans la composition de la communauté du plancton du lac Island.

Le molybdène est l'autre constituant des effluents qui a peut-être contribué au changement documenté de la communauté aquatique du lac Island. Les pics de concentration prédits à la fois au 50ème et au 95ème centile, posent des risques pour le zooplancton et les grands brochets (Tableau 9.7). Le programme de surveillance confirme les calculs de risques puisqu'un changement de la composition des espèces de

zooplancton et la diminution apparente du nombre de grands brochets ont été observés dans le lac Island (section 6.2.12).

Comme indiqué précédemment, la modélisation des risques montre que le sélénium dans l'eau ne pose pas de risques pour le biote aquatique du lac Island. (Tableau 9.7). Toutefois, il est bien reconnu que les données de base sur la toxicité du sélénium dans l'eau ne représentent pas la meilleure façon d'évaluer les risques du sélénium (Sappington 2002). Les données concernant les sédiments indiquent que des concentrations élevées de sélénium sont présentes dans le lac Island. Les tissus des poissons, le support préféré pour évaluer les risques potentiels liés au sélénium, présentent une bioaccumulation supérieure aux niveaux potentiellement problématiques pour les poissons récupérés dans les lacs Island et Snake (COGEMA 2001).

Les concentrations dans les chairs des grands brochets et des meuniers noirs récupérés dans le lac Island en 1999 présentent des concentrations moyennes en sélénium de 27,45 µg/g et 16,82 µg/g sur la base du poids sec. Les concentrations dans les chairs des grands brochets et des meuniers noirs récupérés dans le lac Snake en 1999 présentent des moyennes en sélénium de 12,55 µg/g et 7,62 µg/g du poids sec. Ces valeurs se trouvent dans la fourchette, ou au-dessus, des valeurs (6-12 µg/g du poids sec) considérées par Lemly (1998) comme étant les seuils des effets biologiques.

Les concentrations élevées en sélénium dans les tissus des grands brochets et des meuniers noirs du lac Island indiquent que le sélénium est un contaminant problématique dans les effluents des eaux traitées. En 2002, la concentration moyenne en sélénium dans les rejets d'effluents du STS était de 0,031 mg/L. Les concentrations élevées en sélénium dans les tissus des grands brochets et des meuniers noirs du lac Snake sont quelques peu surprenantes étant donné que les données de surveillance récentes indiquent que les concentrations en sélénium dans l'eau et dans les sédiments du lac Snake sont toutes les deux à leur limite de détection (soit respectivement 0,001 mg/L et 0,5 µg/g poids sec). Il est considéré que le rejet d'effluents traités dans le ruisseau Snake juste en aval de l'exutoire du lac Snake et le mouvement des poissons entre les lacs Snake et Island sont responsables des niveaux trouvés dans les tissus des poissons du lac Snake.

De façon à évaluer correctement les impacts sur les populations des poissons, Lemly (1998) recommande que des études des déformations tératogènes chez les jeunes poissons soient entreprises. COGEMA a initié des études spécifiques pour évaluer les risques potentiels du sélénium pour les poissons. Celles-ci impliquent la récupération de gamètes de poissons du lac Island pour la fertilisation et la croissance en laboratoire pour mesurer directement le taux, s'il y en a, des déformations tératogènes. Ces études spéciales seront incorporées au programme de suivi comme présenté à la section 10.

Biote terrestre

Les paragraphes suivants traitent des résultats de la Phase 2 d'une évaluation des impacts des non-radionucléides et des radionucléides sur les CVÉ terrestres exposées aux contaminants dans le lac Island, les marécages environnants et les habitats riverains. Cette analyse quantifie les risques pour la faune

consommant de l'eau, fouillant pour la nourriture, et ingérant le sol/les sédiments, à partir des prédictions antérieures au déclassement sur les concentrations en contaminants dans l'eau, les objets de proie, la végétation, les sédiments et le sol. Pour les espèces se déplaçant sur de grandes distances et les espèces migratoires, les régimes alimentaires ont été ajustés pour prendre en compte l'utilisation attendue des régions affectées (ex. les gibiers d'eau ont été considérés comme étant exposés pour 6 mois de l'année, COGEMA 2000d, Sous Annexe B3). Étant donné que les données spécifiques au site étaient limitées pour la plupart des paramètres (particulièrement pour spécifier les distributions de probabilités), les estimations des risques pour la faune ont été fortement fonction des concentrations modélisées pour l'eau et les sol/sédiments, et des coefficients de transfert dans la chaîne alimentaire.

Pour le lac Island, les indices de risques ont tous été inférieurs à 1 pour les conditions actuelles et futures en ce qui concerne l'arsenic, le cobalt, le cuivre, le plomb, le nickel, et le zinc (Tableau 9.10). Des quotients de risques légèrement élevés ont été déterminés pour quelques espèces (colvert, fuligule, rat musqué, loutre) en raison de l'exposition au sélénium.

Des indices de risques très forts ont été trouvés initialement dans la Phase 1 de l'analyse pour le molybdène et l'uranium au lac Island (COGEMA, 2001) pour plusieurs espèces. Dans la Phase 2 plus réaliste de l'analyse (Tableau 9.10), les indices de risque pour ces deux éléments ont diminué de plusieurs ordres de grandeur, et par conséquent, seules quelques estimations de risques pour le molybdène (colvert, fuligule, rat musqué, loutre) sont restées supérieures à 1 pour les conditions antérieures au déclassement. Les différences entre les résultats de la Phase 1 et de la Phase 2 pour ces deux éléments importants, et leur interprétation sont présentés en détail dans la section 9.

6.3 Résumé des impacts opérationnels

Les impacts opérationnels prévus initialement classés dans la documentation de l'évaluation environnementale sont résumés par composante environnementale au Tableau 6.12. Pour chacun des impacts prédits, les résultats de surveillance disponibles au cours des opérations ont été examinés et les impacts réels ont été résumés et classés. Comme le montre cette comparaison, les impacts réels sont généralement similaires ou moindres que ceux prédits au moment de l'évaluation initiale des développements.

L'impact le plus important, comme prévu, est apparu dans le lac Island, là où approximativement vingt ans de rejet d'effluents ont entraîné une accumulation de contaminants bien supérieure aux concentrations naturelles de référence pour le système aquatique et les habitats terrestres associés tels que les habitats riverains environnants et le marécage du lac Island. L'évaluation des risques antérieure au déclassement pour le lac Island indique que les rejets durant les opérations ont entraîné l'accumulation de contaminants à des niveaux posant quelques risques pour le biote aquatique et terrestre local. Les conclusions de l'évaluation des risques sont justifiées par les effets observés identifiés par le programme de surveillance de la communauté aquatique. La surveillance terrestre a été trop limitée pour confirmer les risques identifiés par l'ÉRE terrestre. L'uranium, le molybdène et le sélénium sont les contaminants principaux préoccupants à la fois pour le système aquatique et pour le système terrestre associé. Ces effets

environnementaux sont classés comme négatifs, toutefois, sur la base de l'évaluation des risques, de l'ampleur et de l'étendue limitées de ces effets, ils ne sont pas considérés comme significatifs.