

**Prédiction de la qualité des eaux dans la fosse et effets sur le milieu
récepteur sous différentes conditions**

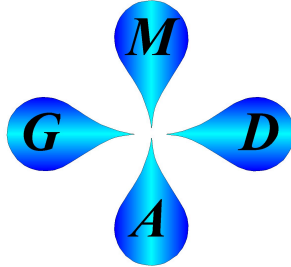
Projet Matawinie

Saint-Michel-des-Saints, Québec

**Préparé pour:
Nouveau Monde Graphite**

**Par:
Lamont
MDAG**

Janvier 2020



**Prédiction de la qualité des eaux dans la fosse et effets sur le milieu
récepteur sous différentes conditions**

Projet Matawinie

Saint-Michel-des-Saints, Québec

**Ann Lamontagne, ing. Ph.D.
Lamont**

**Kevin Morin Ph.D.
MDAG**

Janvier 2020

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
2.	REMBLAYAGE DES STÉRILES ET DES RÉSIDUS MINIERS DANS LA FOSSE	5
3.	MODÈLE DE QUALITÉ DE L'EAU BASÉE SUR LES CONCENTRATIONS MAXIMALES À L'ÉQUILIBRE.....	10
4.	MODÈLE DE LA QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DE MINEWALL	14
4.1.	Introduction.....	14
4.2.	Modélisation des phases 1 et 2	18
4.3.	Phases 1 et 2 ennoyées et sans remblai.....	19
4.4.	Phases 1 et 2 remblayées avec des stériles puis ennoyées.....	21
4.5.	Phases 1 et 2 remblayées avec des NAG, des NAG et des stériles ou des PAG seulement.....	22
4.6.	Phases 1 et 2 remblayées avec des couches de stériles, de PAG et de NAG puis ennoyées.....	23
4.7.	Phases 1 et 2 - conclusions	25
4.8.	Qualité de l'eau dans la fosse finale (phases 4 et 5).....	26
5.	MODÉLISATION DU TRANSPORT DE L'OXYGÈNE DANS LE REMBLAI EN COUCHES	28
6.	MODÉLISATION DU TRANSPORT DE L'EAU SOUTERRAINE À PARTIR DE LA FOSSE JUSQU'AU MILIEU RÉCEPTEUR.....	33
7.	CONCLUSION	35
8.	RÉFÉRENCES	36

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 - Approche de Morin et Hutt (1999) pour la prédiction de la qualité des eaux de drainage (traduite en français à partir de l'original)	9
Figure 4.1 - Modèle mathématique des parois d'une fosse qui s'envoie et où le niveau de l'eau monte	16
Figure 4.2 - Modèle conceptuel développé pendant l'opération alors que la fosse est maintenue à sec	17
Figure 4.3 - Modèle conceptuel développé lors le pompage cesse et que la fosse se remplit.....	18
Figure 5.1 - Mécanismes de transport considérés dans la modélisation du CNRC	30

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 - Extrait du modèle de la qualité de l'eau (Minteq) pour le projet Matawinie sous des conditions relativement oxydantes; voir annexe A pour les détails.....	12
Tableau 4.1 – Résultats de la modélisation Minewall des phases 1 et 2 envoyées et sans remblai	20

LISTE DES ANNEXES

Annexe A - Matawinie Full-Scale Water-Quality Model based on Laboratory Kinetic Testing including the First Flushes	
Annexe B - The Canadian MEND MINEWALL Model and its application to the Matawinie Graphite Project	
Annexe C - Modélisation conceptuelle du transport de l'eau souterraine au futur site du projet Matawinie	
Annexe D - Comparison between the NMG Concept and an Ordinary Approach through Modeling	

1. INTRODUCTION

Nouveau Monde Graphite (NMG) a mandaté les firmes Lamont et le Minesite Drainage Assessment Group (MDAG) afin d'estimer quel serait l'effet de la disposition des stériles et des résidus miniers dans la fosse du projet Matawinie sur la qualité de l'eau interstitielle ou dans le plan d'eau final à l'extrémité nord-est de la fosse. Le mandat devait aussi évaluer l'effet de cette eau sur la qualité des eaux souterraines environnantes et sur le milieu récepteur au moment où ces eaux feraient résurgence. Plusieurs simulations ont donc été réalisées et dans tous les scénarios, l'effet de l'oxydation des parois de la fosse ont été considérées en plus de la présence ou non, des stériles et des résidus miniers.

Le remblayage de la fosse avec des stériles et des résidus miniers est prévu par NMG dès la fin de la phase 1 des opérations d'extraction (Nouveau Monde Graphite, 2018). À ce moment, les stériles des opérations de la phase 2 seront déposés dans l'ouverture laissés par la phase 1 et des résidus miniers pourraient également y être déposés. Ce rapport présente les résultats de la prédiction de la qualité des eaux pour différentes conditions d'entreposage notamment :

- (1) sans remblai où seules les parois rocheuses de la fosse contribuent à l'apport de contaminants potentiels;
- (2) avec un remblai de stériles seulement;
- (3) avec un remblai de résidus miniers seulement;
- (4) avec un remblai formé de couches de stériles et de résidus miniers.

Ce rapport présente également la prédiction de la qualité de l'eau dans la fosse qui sera envoyée à l'extrémité nord-est après la fin de l'exploitation minière. Pour les fins des modélisations, seul le remblayage des phases 1 et 2 a été simulé. Un total de 178 simulations a été réalisées pour les fins de ce projet et les résultats ont montré que dans la majorité des simulations, principalement celles contenant des résidus miniers, les concentrations des paramètres étaient à l'équilibre, c'est-à-dire au niveau de saturation soient les concentrations les plus élevées possibles. La modélisation de l'entièreté de la fosse n'aurait apporté aucune information supplémentaire sur la qualité de l'eau interstitielle puisque dans les phases 1 et 2, les concentrations maximales sont déjà atteintes. Ce concept sera expliqué dans le rapport.

Le procédé de traitement pour la concentration du graphite du projet Matawinie permettra d'extraire le graphite du minerai par différentes étapes de concassage, broyage, etc. Les résidus qui seront produits à la fin du traitement contiendront des

sulfures, principalement de la pyrrhotite dans ce cas-ci et ils seront potentiellement générateurs d'acide. Dans le but de mettre en place des modes d'entreposage permettant de limiter voire, empêcher le drainage minier acide de commencer, les résidus miniers passeront par une étape supplémentaire de flottation à la fin du traitement afin de concentrer les sulfures. Ainsi, deux types de résidus miniers sortiront du concentrateur après l'étape de filtration. La plus grande proportion des résidus miniers (environ 80 à 85 %) ne contient presque plus de sulfures (entre 0,1 % et 0,3 % S) et est non générateur d'acide. Ainsi l'eau qui sera en contact avec ces résidus aura un pH neutre en plus d'avoir un certain potentiel de neutralisation. Ces résidus neutralisants désulfurés sont appelés « NAG ».

Le deuxième type de résidus miniers correspond au concentré de sulfures. Ces résidus miniers sont générateurs d'acide et ne contiennent à peu près pas de potentiel de neutralisation. Ils sont appelés « PAG » pour potentiellement générateur acide (*potentially acid-generating en anglais*). Ces résidus miniers incluent les minéraux sulfurés notamment de la pyrrhotite ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$).

Les scénarios retenus pour les fins de la modélisation de la qualité des eaux incluent la déposition des résidus miniers non générateurs et générateurs d'acide disposés séparément. Par conséquent, le scénario incluant les prédictions de la qualité des eaux avec les stériles et les résidus miniers considère les deux types de résidus miniers (NAG et PAG) déposés en couches dans les ouvertures (phases 1 et 2). La présence des résidus miniers générateurs d'acide (PAG) a été simulé au-dessus et au-dessous de la nappe phréatique et les résultats ont démontré qu'il est recommandé de les garder en-dessous de la nappe afin de limiter leur accès à l'oxygène.

À certains égards, ce mode d'entreposage par co-disposition dans la fosse qui s'ennoiera est similaire à la déposition de rejets miniers sous l'eau dans un confinement fait à partir de digues. La différence majeure est justement l'absence de digues qui demandent souvent une surveillance et un maintien à perpétuité. Au lieu de cela, la fosse agit comme un ouvrage de confinement stable qui finit par s'emplir d'eau de sorte à saturer la majeure partie du remblai et à réduire ainsi considérablement l'oxydation.

Ce rapport présente la méthodologie de l'approche utilisée afin de définir les concentrations sources (concentrations de l'eau dans les pores du remblai ou dans les plans d'eau laissés par les ouvertures ennoyées) à introduire par la suite dans les modèles de transport. Une fois ces concentrations définies, on estime le trajet de cette eau dans l'eau souterraine jusqu'à ce qu'elle fasse résurgence dans différents milieux récepteurs.

Cette approche a nécessité l'utilisation de trois modèles pour faire dans un premier temps les prédictions de la qualité de l'eau dans les pores du remblai, puis dans les eaux de la fosse et finalement dans les eaux souterraines jusqu'au milieu récepteur.

1) Modèle de prédiction de qualité de l'eau basée sur les concentrations à l'équilibre (chapitre 3)

D'abord, un modèle de qualité de l'eau à l'équilibre a été développé pour le site du projet Matawinie. Ce modèle fournit les concentrations maximales de divers éléments et paramètres dans l'eau et ce, peu importe l'échelle considérée, y compris la mine en exploitation à très grande échelle. Les concentrations des éléments et paramètres n'atteignent pas toujours ces niveaux calculés, mais elles ne peuvent pas être plus élevées en raison de la solubilité des minéraux. Ce sont donc des concentrations maximales possibles. Le calcul de ces concentrations maximales qui tiennent compte de la solubilité des minéraux propres au projet Matawinie sont obtenues par des simulations faites avec le modèle Minteq¹ de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). La méthodologie détaillée et les résultats sont présentés à l'annexe A et sont résumés à la section 3 de ce rapport.

2) Modèle de la qualité de l'eau dans la fosse ou le remblai (chapitres 4 et 5)

Un second modèle, Minewall, a été utilisé dans le cadre de ce projet. Minewall a été développé à l'origine pour le programme canadien de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM)². Ce programme a été utilisé pour prédire la qualité de l'eau dans la fosse, avec et sans remblai, et dans le plan d'eau de la fosse finale. Des simulations ont été réalisées pour prévoir les concentrations aqueuses pendant environ 200 ans et pour comprendre la sensibilité de ces prédictions par rapport aux valeurs entrées dans le modèle. Ces simulations sont discutées à l'annexe B et résumées à la section 4. Pour déterminer la quantité d'oxygène qui sera disponible à l'oxydation des sulfures avant l'ennoiement, une modélisation supplémentaire a été effectuée par le Conseil national de recherches du Canada (NRC Canada), comme expliqué à l'annexe D et résumé au chapitre 5.

¹ <https://www.epa.gov/ceam/minteqa2-equilibrium-speciation-model>

² <http://mend-nedem.org/default/?lang=fr>

3) Modèle conceptuel pour la prédiction de la qualité de l'eau souterraine jusqu'au milieu récepteur (chapitre 6)

Un troisième modèle a été utilisé soit Modflow de l'US Geological Survey pour simuler le transport de l'eau de la fosse vers le milieu récepteur via les eaux souterraines. De plus, des sections transversales ont été développée de façon conceptuelle de façon à représenter 3 situations pouvant se produire. Les résultats de cette modélisation nous indiquent quels seront les effets de l'envoie de la fosse sur la qualité de l'eau dans les récepteurs en aval. La méthodologie et les résultats de cette modélisation sont expliqués à la section 6 de ce rapport et à l'annexe C.

2. REMBLAYAGE DES STÉRILES ET DES RÉSIDUS MINIERES DANS LA FOSSE

Les options de disposition des rejets miniers incluant les stériles et les résidus miniers incluent la disposition en surface ou le retour sous terre pour les mines souterraines et dans une fosse pour les mines à ciel ouvert. Le retour des résidus miniers et des stériles dans les fosses est une pratique qui existe depuis longtemps et elle est de plus en plus étudiée à cause des nombreux avantages que ce mode de disposition procure. En effet, lorsque cela est possible, le remblaiement des fosses par des stériles et des résidus miniers apportent plusieurs avantages dont notamment (MEND, 2015) :

A) Aspects environnementaux

- a. Prévention et contrôle du drainage minier acide;
- b. Réduction de la lixiviation des métaux et confinement des métaux dissous;
- c. Confinement à perpétuité des rejets miniers;
- d. Diminution des ouvrages d'ingénierie de confinement et du suivi à long terme;
- e. Les stériles et les résidus miniers sont dans des conditions similaires à celle avant l'extraction;
- f. Retour à des conditions plus proches de celles existantes avant le projet.

B) Aspects physiques

- a. Stabilisation des murs de la fosse;
- b. Élimination du risque lié aux déversements à cause de ruptures d'ouvrages de confinement;
- c. Réduction de la durée en termes de gestion et de suivi des rejets miniers.

C) Aspects économiques, légaux et sociaux

- a. Peut diminuer les coûts;
- b. Potentiel pour retourner les terres aux usages traditionnels;
- c. Augmentation de l'acceptabilité des différentes parties prenantes incluant les autorités;
- d. Amélioration de l'aspect visuel du site à la fermeture.

Dans plusieurs juridictions, incluant le Québec avec sa Loi sur les Mines (M13.1), l'étude économique et technique du retour des stériles et des résidus miniers à la fin des opérations doit être faite et les promoteurs doivent justifier les raisons pour lesquelles ce

retour pourrait ne pas être envisagé. Cette obligation d'envisager en priorité le retour dans la fosse démontre que cette technologie fait partie des meilleures pratiques applicables et diminue les risques à long terme. Elle s'inscrit dans une optique de développement durable.

Le remblaiement des fosses s'est fait à plusieurs endroits dans le monde et il a fait l'objet de nombreuses études et suivis. Lorsque bien planifié, le retour des stériles et des résidus miniers dans la fosse est un succès et les avantages de ce mode de disposition sont importants. Des résultats ont été publiés dans un nombre important d'études de cas et de façon générale, cette pratique est positive et permet d'isoler à long terme des stériles et des résidus miniers en les retournant dans des conditions anoxiques confinés dans un environnement stable. Il est important de considérer plusieurs aspects avant d'envisager le retour de stériles ou de résidus dans une fosse dont notamment la compatibilité avec le plan de minage, la présence de minéralisation qui pourrait être exploitée plus tard, la présence d'une mine souterraine sous une fosse, la géométrie et les niveaux de l'eau souterraine, le niveau d'oxydation des résidus et stériles miniers (exposés à l'air depuis longtemps ou résidus frais), etc. Une étude technico-économique est requise avant de confirmer la possibilité de remblayer une fosse et si les conditions le permettent, ce mode de déposition devrait toujours être le premier envisagé.

S'il est possible de remblayer une fosse, comme c'est le cas pour NMG (DRA, 2017), il est important de connaître les caractéristiques géologiques et géochimiques des matériaux ainsi que la qualité de l'eau interstitielle selon différentes conditions de remplissage. Une fois les opérations minières terminées, ou pendant l'exploitation dans certains cas, le niveau de l'eau dans la fosse va remonter et l'engorgement des matériaux déposés dans la fosse va commencer et ainsi affecter la qualité de l'eau et les mouvements d'air. Dans le cas des matériaux générateurs de drainage acide et lixiviables, l'oxygène est nécessaire à l'oxydation des sulfures. Une fois sous l'eau, les réactions d'oxydation sont à toutes fins pratiques arrêtées puisque la diffusion de l'oxygène dans l'eau est 10^6 fois plus faible que dans l'air. Dans le cas de Matawinie, une fois le niveau final de la nappe atteint, l'eau dans les pores du remblai se déplacera principalement sous l'effet de l'infiltration et de la recharge des précipitations pour atteindre les eaux souterraines. Pour la prédiction de la qualité des eaux, le temps où les résidus et les stériles auront eu accès à des conditions naturelles (présence d'oxygène) et aura permis l'oxydation des sulfures doit être considérée et une fois que l'eau montera, des produits de réaction seront présents dans les eaux interstitielles selon le niveau d'oxydation des matériaux qui peut être de très faible à important, selon la façon dont les matériaux ont été disposés et le temps

d'exposition. Lorsque le niveau de l'eau de la fosse aura atteint une certaine élévation permettant le déplacement de l'eau, selon les gradients, l'eau circulera au travers du sol ou du roc pour faire résurgence dans le milieu récepteur et va se mélanger aux eaux de surface. L'eau pourrait aussi être captée dans un puits pour des fins d'alimentation en eau potable, ou autres. Par conséquent, la prédiction de la qualité de l'eau est une étape essentielle à la réussite de cette méthode afin de s'assurer de ne pas avoir d'impact sur le milieu récepteur et tous les facteurs qui entourent cette méthode doivent être considérés dans la modélisation.

Ainsi pour s'assurer que les stériles et les résidus miniers n'auront pas d'effet sur la qualité des eaux souterraines qui feront résurgence dans les eaux de surface ou qui seraient prélevées dans un puits, plusieurs études ont été réalisées par NMG. Ces études sont celles recommandées dans le MEND (1995, 2015), le Guide de l'International Network on Acid Prevention (INAP) GARD, le Guidelines for Metal Leaching and Acid Rock Drainage de Price et Errington (1998) et le Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulfidic Geologic Materials (Price, 2009). Ces documents ne sont que quelques-uns parmi les centaines de publication qui ont été faites sur la prédiction de la qualité des eaux en contact avec des rejets miniers.

Pour s'assurer que la fosse du projet Matawinie pouvait être utilisée pour remblayer les stériles et les résidus miniers, les études suivantes ont été réalisées :

- Essais en laboratoire afin de connaître le potentiel de génération d'acide et la lixiviation en métaux de toutes les lithologies de stériles, du minerai et des résidus miniers par des essais statiques et cinétiques (en cellules humides et en colonnes);
- Propriétés physiques des stériles et des résidus miniers incluant la granulométrie, la masse volumique, la densité, la perméabilité. Les valeurs de certaines propriétés ont été tirées de la littérature lorsqu'elles n'étaient pas disponibles;
- L'hydrogéologie du site;
- L'hydrologie du site et le bilan hydrique;
- La modélisation hydrogéologique du site Matawinie;
- La prédiction de la qualité des eaux dans le remblai et dans la partie ennoyée.

Selon le plan de déposition et la séquence minière, lorsque les premières phases seront remblayées, NMG déposera les matériaux des phases 4 et 5 au-dessus de la fosse créant ainsi une barrière à l'oxygène et limitera ainsi l'infiltration dans les matériaux situés au-

dessus de la nappe phréatique. Toute exfiltration provenant de cet empilement sera ainsi captée dans la fosse.

La prédiction de la qualité de l'eau en contact avec les résidus miniers et les stériles passent par une série d'essais à réaliser en laboratoire afin de produire un modèle prédictif fiable et prudent. Dans le cas de NMG, la majorité des essais proposés dans l'approche de Morin et Hutt (1999) a été fait. La prédiction de la qualité de l'eau d'un site minier est importante pour les compagnies minières et pour les parties prenantes. La prédiction de la qualité de l'eau permet de confirmer des scénarios de gestion des rejets miniers, de mettre en place des mesures d'atténuation adaptées et de prévoir les coûts associés à ces mesures.

À partir des prédictions faites dans le cadre du projet Matawinie, NMG est en mesure de mettre en place des mesures efficaces pour prévenir toute dégradation du milieu récepteur pendant la construction, l'opération et la fermeture du site et de valider le retour dans la fosse comme concept de gestion et de restauration des rejets miniers, puis de sécuriser les montants d'argent reliés à la garantie financière qui accompagnera le plan de restauration.

Il n'existe pas de méthode ou technique unique capable de prédire de manière fiable la qualité de l'eau de drainage d'un site. Pour faire cette prédiction, il faut réaliser plusieurs essais selon plusieurs protocoles et coupler les résultats afin de réaliser une interprétation valide de la qualité de l'eau. Les types d'essais sont nombreux et l'approche proposée par Morin et Hutt (1999) requiert une grande expérience afin de cibler les essais et les protocoles permettant d'arriver à des résultats fiables. Tous les essais proposés dans la figure 2.1 ne sont pas absolument requis pour évaluer la qualité de l'eau mais plus des résultats sont disponibles et meilleure sera la précision des prédictions.

Dans le cas de NMG, une caractérisation géochimique exhaustive a été réalisée. Suffisamment de résultats étaient disponibles pour permettre de procéder à la prédiction de la qualité des eaux de drainage, tel qu'il le sera démontré subséquemment dans ce rapport. Des essais sur le terrain seront réalisés sous peu et des résultats seront compilés durant plusieurs mois. Les essais faits en laboratoire permettent de connaître les taux maximaux de réaction si suffisamment d'oxygène est disponible de même que les éléments à surveiller alors que les essais de terrain prennent en considération des paramètres qu'on ne simule habituellement pas en laboratoire (variations de température saisonnière, cycle de gel et de dégel, précipitations variables, vent). Les taux de réaction sont généralement plus lents et par conséquent, la variation de la qualité de

l'eau est aussi plus lente à observer. Ces essais sont cependant toujours intéressants à réaliser et permettent de comparer les prédictions pour ensuite ajuster le modèle afin, notamment, de prévoir avec plus de précision quels pourraient être des éventuels besoins en traitement des eaux ainsi que leurs coûts.

Approche de Morin et Hutt pour la prédiction de la qualité des eaux de drainage

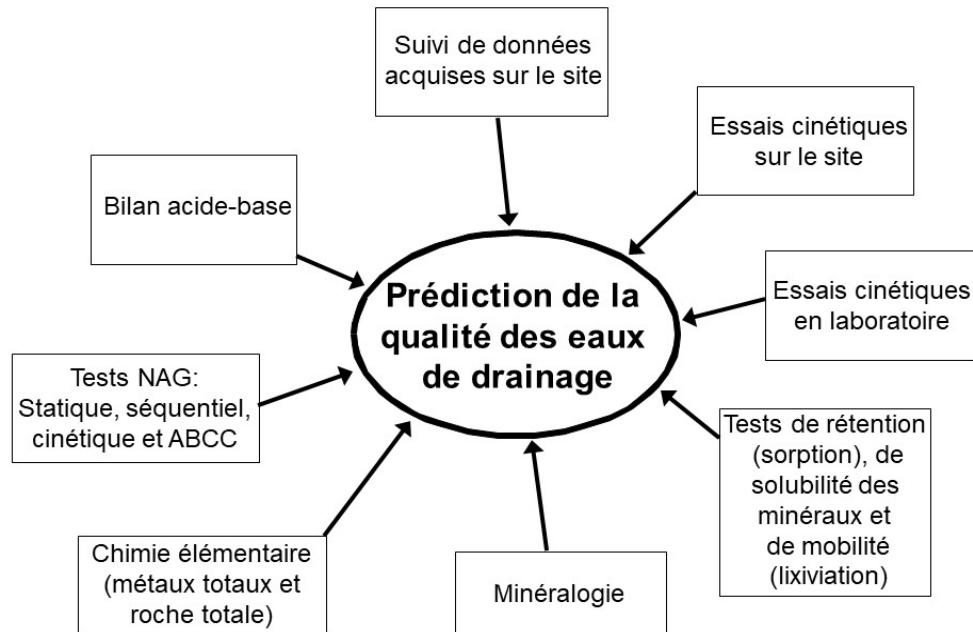


Figure 2.1 - Approche de Morin et Hutt (1999) pour la prédiction de la qualité des eaux de drainage (traduite en français à partir de l'original)

À partir des essais de laboratoire et d'un essai fait sur un échantillon de résidus miniers, un modèle prédictif de la qualité des eaux a été développé. Ce modèle et les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

3. MODÈLE DE QUALITÉ DE L'EAU BASÉE SUR LES CONCENTRATIONS MAXIMALES À L'ÉQUILIBRE

Cette section présente un résumé des analyses qui ont été faites à partir des résultats de la compilation de tous les essais cinétiques qui ont été réalisés sur les stériles et les résidus miniers du projet Matawinie. Le détail des analyses est présenté à l'annexe A.

Pour connaître la qualité des eaux de drainage en contact avec les stériles, les résidus miniers ou les parois rocheuses des fosses, les concentrations aqueuses maximales possibles ont été calculées pour tous les éléments et paramètres pouvant avoir un effet sur le milieu récepteur. Ces concentrations sont propres à chaque site minier et ce, pour tous les paramètres et éléments. Les concentrations diffèrent pour chaque élément et sont généralement dépendantes du pH. Elles sont en lien avec la minéralogie qui composent les roches. Les concentrations dans les eaux de contact pendant les opérations et après la fermeture peuvent ne jamais atteindre ces niveaux maximaux calculés pour un site minier particulier, mais il est important de les identifier comme décrit à la section 4.

Pour bien identifier les concentrations maximales possibles dans l'eau, il est nécessaire de se rappeler trois notions importantes sur la chimie de l'eau des sites miniers. Ces notions sont les suivantes :

#1: Un litre d'eau permet de dissoudre et d'accumuler des éléments chimiques en fonction du temps au contact des matériaux extraits (stériles, résidus miniers ou parois rocheuses), que l'eau soit stagnante ou en mouvement. Cela entraîne une augmentation des concentrations aqueuses selon :

- (1) l'augmentation du temps de contact entre l'eau et les matériaux;
- (2) l'augmentation de la distance de parcours de l'eau en contact avec les matériaux extraits.

#2: Un litre d'eau ne peut pas accumuler une quantité infinie d'éléments et finit par se saturer. Par conséquent, les concentrations cessent d'augmenter rendue à une certaine « concentration d'équilibre » qui est spécifique à chaque site et pour chaque élément. Au-delà de cette concentration, les éléments précipitent.

#3: Plusieurs éléments qui sont spécifiques pour un site donné ont une concentration maximale à l'équilibre qui dépend du pH, mais ce n'est pas le cas pour tous les éléments.

Le modèle des concentrations à l'équilibre a été développé à partir de milliers d'analyses de la qualité de l'eau obtenues à partir d'échantillonnages sur des sites miniers (à grande échelle). Le modèle développé pour le projet Matawinie est basé sur une série d'équations mathématiques reliant le pH, les sulfates et de nombreux autres éléments et paramètres de la qualité de l'eau. Il a été développé à partir des résultats de la qualité de l'eau de tous les essais cinétiques réalisés à l'échelle du laboratoire en cellules humides ou des colonnes. Tous les résultats ont été compilés et sont inclus dans le modèle, y compris les concentrations des premiers rinçages qui sont parfois élevées et supérieures aux concentrations à plus long terme. Chaque concentration de chaque essai a été utilisée pour élaborer le modèle. Le modèle n'est pas basé sur des moyennes ou des plages mais à partir de tous les résultats obtenus dans les essais sur les matériaux de remblais (stériles et résidus miniers) du projet Matawinie. Ainsi aucune valeur n'a été exclue pour établir ces concentrations.

Pour le projet Matawinie, en plus des analyses de laboratoire, les résultats de la qualité de l'eau provenant d'un empilement d'environ 3 000 tonnes de résidus miniers du projet Matawinie exposés à des conditions d'oxydation ont été utilisés pour calibrer le calcul. Ainsi les analyses de l'eau collectée des résidus miniers oxydés représentent un essai de terrain à plus grande échelle et les résultats ont montré que les concentrations maximales calculées à partir du modèle sont représentatives des concentrations maximales probables présentées à l'annexe A et utilisées dans le modèle de prédiction.

Tous les graphiques mettant en relation plusieurs paramètres avec le pH principalement, sont présentés à l'annexe A de ce rapport. Ces relations sont valides uniquement pour les roches du projet Matawinie puisqu'elles ont été développées à partir des essais en laboratoire et de terrain faits à partir des stériles et des résidus miniers du projet Matawinie. Les équations mettant en relation les paramètres avec le pH ou les sulfates ont été développées pour prédire les concentrations maximales de chaque paramètre dans les eaux qui seront en contact avec les stériles, les résidus miniers ou les parois de la fosse. Certaines équations sont présentées dans le tableau 3.1 alors que le détail est présenté à l'annexe A. Ainsi le tableau 3.1 permet de calculer, pour une valeur de pH donnée, quelles seraient les concentrations maximales possibles de tous les éléments étudiés. On présente seulement quelques éléments dans ce rapport et une liste plus exhaustive est disponible à l'annexe A.

Tableau 3.1 - Extrait du modèle de la qualité de l'eau (Minteq) pour le projet Matawinie sous des conditions relativement oxydantes; voir annexe A pour les détails

Paramètres dissous (mg/l)	Équation
Alcalinité	$\log_{10}(\text{Alk}) = 0,80 \cdot \text{pH} - 3,70$
Acidité	$\log_{10}(\text{Acid}) = -0,70 \cdot \text{pH} + 6,00$
Ratio Acidité/Alcalinité	Ratio = $10^{+9,7} \cdot 10^{(-1,501 \cdot \text{pH})}$ or $\text{pH} = -0,667 \cdot \log_{10}(10^{-9,7} \cdot \text{Ratio})$
Sulfate	$\text{pH} < 5,1$, $\log_{10}(\text{SO}_4) = -0,50 \cdot \text{pH} + 5,80$ $\text{pH} \geq 5,1$, $\log_{10}(\text{SO}_4) = +3,204$ or $\text{SO}_4 = 1600 \text{ mg/L}$
Cuivre	if $\text{pH} < 7,25$, $\log_{10}(\text{Cu}) = -0,20 \cdot \text{pH} + 2,00$ if $\text{pH} \geq 7,25$, $\log_{10}(\text{Cu}) = -3,100 \cdot \text{pH} + 23,0$
Fer	if $\text{pH} < 6,0$, $\log_{10}(\text{Fe}) = -0,60 \cdot \text{pH} + 5,70$ if $\text{pH} \geq 6,0$, $\log_{10}(\text{Fe}) = -1,400 \cdot \text{pH} + 10,5$
Nickel	if $\text{pH} < 7,5$, $\log_{10}(\text{Ni}) = -0,30 \cdot \text{pH} + 2,4$ if $\text{pH} \geq 7,5$, $\log_{10}(\text{Ni}) = -3,000 \cdot \text{pH} + 22,7$
Zinc	if $\text{pH} < 7,4$, $\log_{10}(\text{Zn}) = -0,20 \cdot \text{pH} + 2,4$ if $\text{pH} \geq 7,4$, $\log_{10}(\text{Zn}) = -1,80 \cdot \text{pH} + 14,2$

Il est important de s'assurer que les concentrations mesurées dans les conditions de laboratoire et à l'échelle des échantillons de terrain sont représentatives des conditions qui seront rencontrées plus tard sur le terrain, à grande échelle, pendant l'opération de la mine. Pour s'assurer que les concentrations obtenues des essais en laboratoire sont maximales et ne seront pas dépassées pendant l'opération, deux étapes sont requises. Elles sont décrites dans les deux prochains paragraphes.

Premièrement, lorsque c'est la solubilité minérale qui contrôle les concentrations des différents éléments et paramètres dans l'eau, les concentrations des éléments ou paramètres n'augmentent plus après un certain seuil. En d'autres termes, une fois que les concentrations ont atteint l'équilibre, elles ne dépendent pas de l'échelle, elles ont atteint une valeur maximum et ce, peu importe l'échelle ou la quantité de matériel.

Deuxièmement, les résultats des essais ont été validés avec Minteq, soit le modèle de spéciation-solubilité de l'USEPA, qui permet de calculer les concentrations maximales possibles dans les eaux de contact. Les résultats obtenus de Minteq ont montré que de nombreux minéraux étaient proches ou supérieurs à leur degré de saturation lors des essais en laboratoire (annexe A). Cela indique que les solubilités minérales contrôlaient les concentrations maximales de nombreux éléments lors des essais cinétiques des stériles et des résidus miniers de Matawinie et ne pouvaient donc pas atteindre des concentrations plus élevées.

Au fur et à mesure que des essais seront réalisés pour le projet Matawinie, les résultats du modèle sera mis à jour. Par exemple, en 2020, des tests cinétiques sur le site sont prévus et les résultats pourront mettre à jour le modèle. Lorsque les opérations débuteront, les données réelles à pleine échelle pourront également être utilisées pour mettre à jour le modèle et servir de guide pour le plan opérationnel relié à la déposition.

4. MODÈLE DE LA QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DE MINEWALL

4.1. Introduction

À partir des concentrations sources maximales estimées grâce à la méthodologie expliquée à l'annexe A et résumée à la section 3 de ce rapport, des simulations ont été faites pour évaluer la qualité de l'eau dans le remblai selon différents scénarios et dans le plan d'eau final à la fin de la vie de la mine. Pour réaliser ces simulations, le modèle Minewall a été utilisé.

Au début des années 1990, les études de cas appliqués à des sites miniers et les modèles de prédiction pour les résidus miniers et les stériles étaient relativement courants et disponibles alors que les études de cas, les techniques de surveillance et les modèles pour les mines à ciel ouvert et souterraines étaient à toutes fins pratiques inexistantes. Pour combler cette lacune, le programme canadien de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM) a financé deux études consécutives appelées « Minewall », versions 1.0 et 2.0. L'objectif était de développer des outils permettant de simuler le bilan des eaux ainsi que la qualité des eaux pour des sites miniers.

Le projet Minewall 2.0 comprenait quatre documents :

- Une revue de la littérature et la présentation des modèles conceptuels (MEND, 1995a),
- Le guide de l'utilisateur (MEND, 1995b),
- L'application de MINEWALL à trois sites miniers (MEND, 1995c),
- Les notes du programmeur et code source.

Depuis 1990, le modèle Minewall a été appliqué aux cas de plusieurs sites miniers et les résultats ont fait l'objet de nombreuses publications entre 1995 et 2015. Il s'est avéré que Minewall est un outil très efficace mais qu'il faut avoir des connaissances robustes en géochimie, en géologie et en chimie des eaux pour pouvoir l'utiliser avec confiance.

De façon générale, Minewall 2.0 est un modèle qui permet de faire un bilan massique et qui permet de suivre, pendant des pas de temps déterminés, les informations suivantes :

- tous les apports d'eau dans la mine à ciel ouvert ou souterraine, y compris les apports d'eaux souterraines,
- toutes les sorties d'eau, y compris le pompage,

- le niveau d'eau dans la mine souterraine ou à ciel ouvert,
- le bilan massique qui est associé à tous les apports d'eau, les sorties et les écoulements sur les parois réactives des ouvertures dans le roc. Les résultats peuvent ensuite être ajustés pour tenir compte des processus géochimiques telle la précipitation-dissolution des minéraux à l'équilibre (voir la section 3 de ce rapport).

La troisième génération de Minewall, version 3, est maintenant un chiffrier développé à l'aide d'Excel³. Il suit de près les modèles conceptuels de Minewall 2.0, certains étant illustrés aux figures 4.1 à 4.4. Minewall 3 a été utilisé pour simuler la mine à ciel ouvert du projet Matawinie, avec et sans remblai et pour simuler la qualité de l'eau dans les phases finales d'exploitation. Comme cette fosse n'existe pas encore, de nombreuses simulations ont été faites pour identifier et comprendre les liens entre les nombreux paramètres d'entrée sur la qualité de l'eau. C'est pourquoi au-delà de 178 simulations ont été réalisées. Elles sont toutes présentées dans l'annexe B de ce rapport. Seul un résumé des points principaux est présenté dans cette section.

Il est important de savoir que Minewall prédit les concentrations aqueuses des différents éléments et paramètres de deux manières :

- (1) Par des bilans massiques de toutes les charges d'entrée et de sortie qui sont calculées sans aucun ajustement qui tiendraient compte des concentrations d'équilibre maximales;
- (2) En ajustant et en tenant compte des concentrations d'équilibre maximales développées en fonction du pH spécifiques au site avec précipitation-dissolution (comme expliqué au chapitre 3 ci-dessus et à l'annexe A).

La figure 4.1 montre le modèle conceptuel et les équations qui sont prises en considération lors de la modélisation par bilan massique alors que les ouvertures se remplissent d'eau et que le niveau des eaux augmente. Ces calculs sont pris en considération dans la version 3 de Minewall. Pour chaque pas de temps, les calculs prennent en considération les volumes qui s'envoient et qui vont relarguer des produits d'oxydation et il prend en considération que les parties non envoyées ont toujours accès à de l'oxygène pour permettre de poursuivre l'oxydation des sulfures. Au fur et à mesure que l'eau monte, le modèle s'ajuste pour considérer ce qui est sous l'eau et ce qui reste en conditions où l'oxygène est disponible. Pour les secteurs exposés à l'air, le modèle considère indirectement le transport par différents mécanismes tels la diffusion et la

³ <https://www.mdag.com/minewall.html>

convection en permettant l'application des taux de réaction adaptés aux conditions. Rappelons que la méthodologie pour estimer ces taux est présentée à la section 5 de ce rapport et à l'annexe D. Les simulations faites avec Minewall pour le projet Matawinie incluent une étude de sensibilité où plusieurs taux de réaction ont été appliqués afin de voir leurs effets sur la chimie de l'eau dans le remblai ou dans le plan d'eau final. Les détails sont expliqués à l'annexe B.

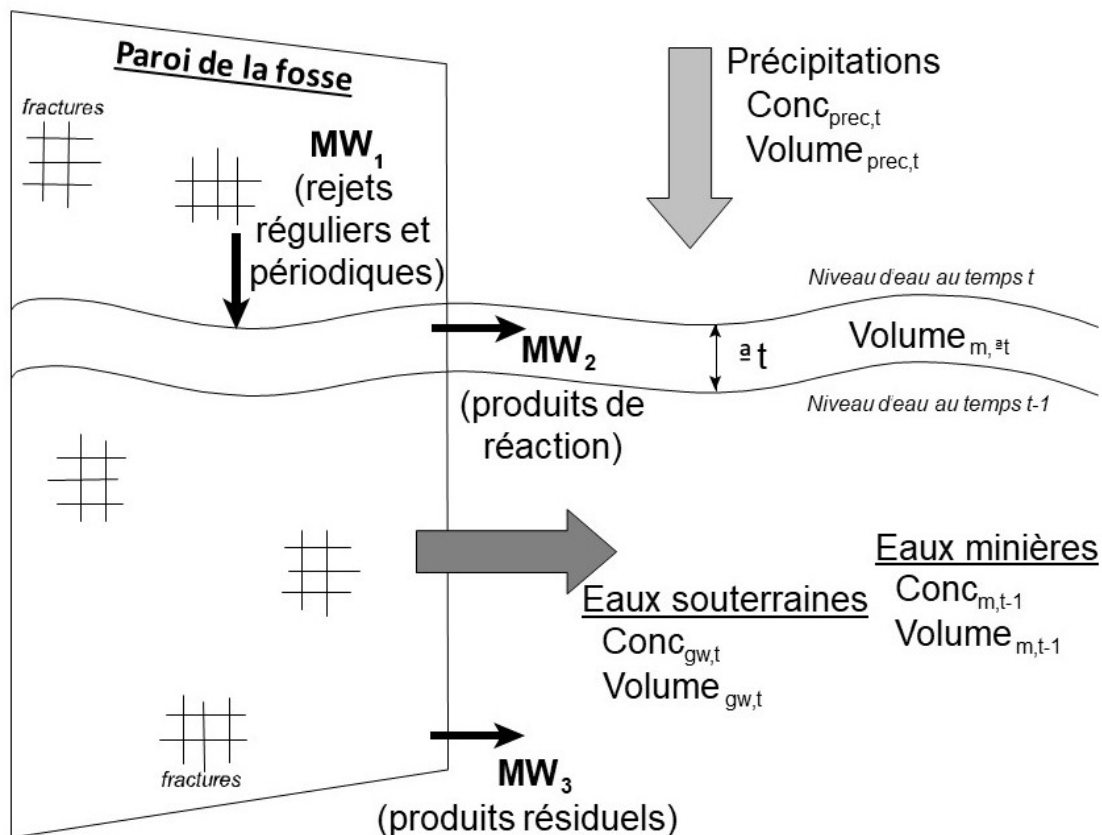


Figure 4.1 - Modèle mathématique des parois d'une fosse qui s'envoie et où le niveau de l'eau monte

La figure 4.2 montre le modèle conceptuel de la fosse pendant les opérations et le maintien à sec de l'excavation. Le niveau de l'eau est au niveau du plancher de l'ouverture. Le bilan d'eau prend en compte les précipitations directes, le ruissellement sur les parois rocheuses, l'évaporation et l'infiltration des eaux souterraines. La fosse est maintenue à sec par pompage. Lorsque l'on fait les scénarios avec Minewall, on considère ce temps d'exposition des parois rocheuses où les sulfures peuvent réagir avant l'envoie. On y inclut un réseau de fractures qui contribuent à affecter la qualité de l'eau tel qu'il sera expliqué plus en détail dans cette section.

Modèle MEND MINEWALL

Modèle conceptuel d'une mine à ciel ouvert:

Opérations

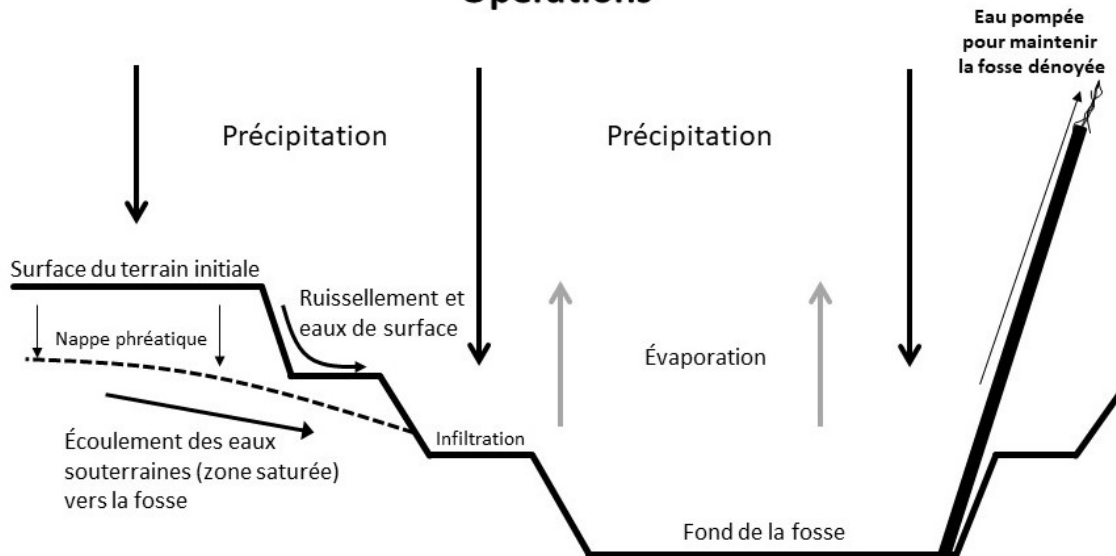


Figure 4.2 - Modèle conceptuel développé pendant l'opération alors que la fosse est maintenue à sec

La figure 4.3 montre le modèle conceptuel développé alors que cesse le pompage et que les opérations d'extraction sont terminées. C'est le cas généralement à la fin des opérations minières, au moment de la fermeture. À ce stade, Minewall considère les temps de remontée de la nappe et inclut le bilan des matériaux exposés à l'air, de ceux qui sont envoyés et tient compte des produits d'oxydation qui se retrouveront sous l'eau. Les valeurs sont évaluées à chaque pas de temps déterminé.

Modèle MEND MINEWALL

Modèle conceptuel d'une mine à ciel ouvert: Fermeture – Remontée de la nappe

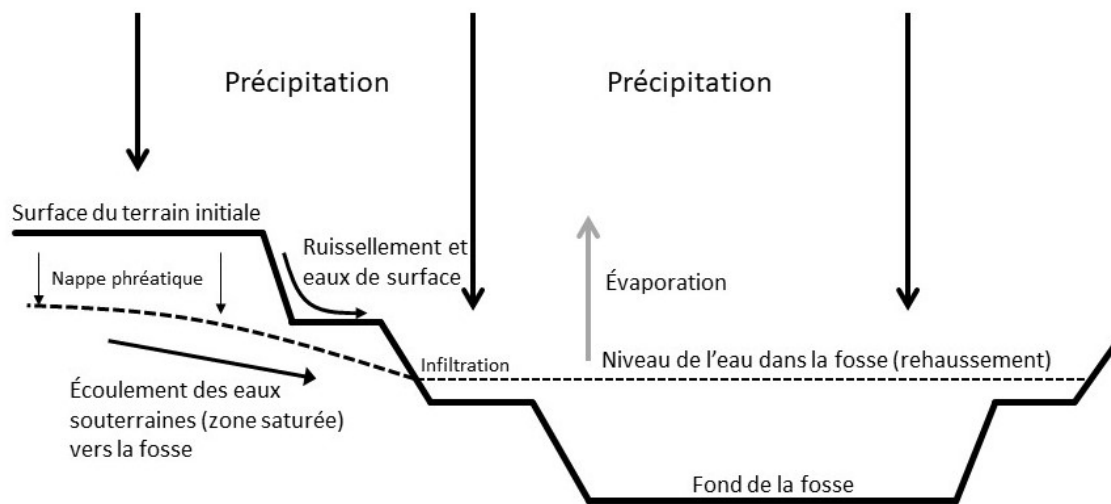


Figure 4.3 - Modèle conceptuel développé lors le pompage cesse et que la fosse se remplit

Lorsque l'on procède aux simulations il faut comparer les concentrations obtenues par le bilan massique aux concentrations maximales probable à l'équilibre. Lorsque les simulations pour prédire les concentrations à partir du bilan massique sont inférieures aux concentrations maximales à l'équilibre (spécifiques au site), alors les concentrations obtenues à partir du bilan massique sont celles qui sont appropriées. Lorsque les prévisions des concentrations obtenues à partir du bilan massique sont supérieures aux concentrations maximales à l'équilibre, alors les concentrations maximales à l'équilibre maximales s'appliquent. Au sein d'une même simulation, chaque élément simulé peut avoir une valeur différente selon ce qui a été obtenu lors du bilan massique et à l'équilibre. Ainsi, il n'y a pas de règle unique pour chaque simulation.

4.2. Modélisation des phases 1 et 2

Tel qu'expliqué à la section 1 de ce rapport, seules les phases 1 et 2 ont fait l'objet de simulation ainsi que la qualité de l'eau dans le plan d'eau finale laissée par l'ouverture des phases 4 et 5. Il n'était pas nécessaire de modéliser l'ensemble de la fosse car il sera démontré ci-dessous que lorsque des résidus miniers sont envoyés, ces derniers contrôlent alors la qualité de l'eau et les concentrations maximales à l'équilibre sont atteintes. La géométrie de toutes les phases de la fosse est montrée à l'annexe B et ne sera pas répété dans cette section. Mentionnons qu'à cette étape de modélisation, seul

le dépôt de remblai dans la fosse a été simulé. Ce rapport n'adresse pas la co-disposition en surface puisque les matériaux en surface seront déposés sur une géomembrane et muni d'un recouvrement peu perméable à la fin des opérations.

Les données d'entrée dans le modèle telles que les géométries, les précipitations, l'évaporation, et l'infiltration de l'eau souterraine sont présentées à l'annexe B. Les données géochimiques pour chaque unité considérée sont aussi présentées à l'annexe B. On y présente aussi les taux de réaction par surface unitaire ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{mois}$) pour des conditions où l'oxygène est totalement disponible.

4.3. Phases 1 et 2 ennoyées et sans remblai

Les premières simulations ont porté sur la prédiction de la qualité de l'eau lorsque les ouvertures laissées par les phases 1 et 2 seraient remplies d'eau seulement. Les simulations prennent donc en considération que les parois de la fosse peuvent s'oxyder alors qu'elles sont en contact avec l'oxygène de l'air et ce, jusqu'à ce qu'elles soient sous l'eau, selon les modèles conceptuels expliquées précédemment. Ces simulations étaient requises afin de connaître l'effet du remplissage des ouvertures avec des résidus miniers et des stériles pour fins de comparaison avec un plan d'eau sans remblai. Elles ont aussi permis de mieux comprendre différentes interactions notamment l'effet de l'oxydation des murs pour différents scénarios.

Pour connaître la quantité relative de surface exposée des parois, des études basées sur la littérature ont été consultées. Les études antérieures, réalisées pour Minewall 1.0 et 2.0 (MEND, 1995a), ont montré que le roc exposé sur des parois rocheuses présente un réseau de fractures plus ou moins importantes qui peuvent se prolonger profondément à l'intérieur des parois. La prise en compte de la présence de ces fractures est importante au niveau géochimique puisque cela signifie que pour chaque mètre carré (m^2) de paroi rocheuse visible, on peut y relier des dizaines de m^2 de roc potentiellement réactif. Ainsi, cela signifie que la superficie totale de la paroi rocheuse doit être multipliée par un nombre supérieur à 1,0 pour prendre en considération la surface additionnelle apportée par les ouvertures laissées par les fractures (MEND, 1995a).

Pour les parois de la fosse du projet Matawinie, il a été estimé que chaque m^2 de paroi exposée représentait 49 m^2 de surface de fractures. Cette valeur a été estimée à partir d'une revue de la littérature faite dans le cadre du développement de Minewall 2.0 (MEND, 1995a). Ainsi, pour chaque m^2 de surface exposée, il a été considéré que c'était en fait une superficie 50 fois plus élevée qui participait à l'oxydation. Cette valeur a été considérée dans toutes les simulations liées à ce projet.

Les parois rocheuses de la fosse du projet Matawinie seront composées de roc associé aux stériles car la roche minéralisée aura été exploitée et envoyée au concentrateur. Il ne restera pas de roche minéralisée sur les parois de la fosse. Les résultats des essais cinétiques en laboratoire (cellules humides) ont montré que les stériles du projet Matawinie sont générateurs d'acide et lixiviables et qu'il faudrait environ 25 ans avant que l'eau en contact avec les stériles et donc les parois rocheuses deviennent acides. Le temps de latence est donc de 25 ans. Avant 25 ans, il n'est pas anticipé que les parois puissent générer un ruissellement acide à cause de la présence du potentiel de neutralisation mais il y aura quand même de l'oxydation avant qu'elles soient sous l'eau.

En raison de ce temps de latence avant l'apparition du drainage minier acide, les simulations ont montré que l'eau de la fosse serait initialement, au début du remplissage, à un pH neutre. Cependant, après 25 ans d'exposition à l'air, les parois qui ne seraient pas sous l'eau commenceraient à générer un drainage acide (en deçà de 6,5 selon la Directive 019) et le pH commencerait à diminuer au fil des années. Le pH de l'eau de la fosse pourrait ainsi diminuer à des valeurs comprises entre 3,5 et 5,7 après 200 ans, tout dépendant des valeurs d'entrées considérées dans le modèle. Les valeurs les plus élevées de pH sont rencontrées lorsque l'on réduit de 2 à 3 ordres de grandeur le taux d'oxydation des parois alors que les valeurs les plus faibles sont rencontrées lorsque le niveau statique des eaux est bas et laissant ainsi plus de surface exposée et non ennoyée. Ces situations sont des cas extrêmes et la situation la plus probable est celle simulée en considérant que la fosse commencerait à s'envoyer à la fin des opérations d'extraction de la phase 1 (5 ans) et que le niveau final statique serait de 495 m. Ce cas considère que les parois auraient accès sans restriction à l'oxygène, et que la phase 1 serait isolé du reste de l'exploitation (phases 2, 3, 4, et 5) pour permettre la remontée de l'eau. Les résultats de cette simulation sont présentés au tableau 4.1 alors que toutes les autres sont présentées à l'annexe B.

Tableau 4.1 – Résultats de la modélisation Minewall des phases 1 et 2 ennoyées et sans remblai

Année	Concentrations aqueuses estimées (mg/l) sauf le pH							
	pH	Acidité	Alcalinité	Sulfates	Cu	Fe	Ni	Zn
Directive 019	6,0 à 9,5				0,3	3,0	0,5	0,5
5 ans	6,89	15,1	64,5	42,6	0,003	0,057	0,009	0,015
205 ans	5,69	103	7,14	381	0,024	0,28	0,081	0,13

Mis à part le pH de l'eau qui ne respecte pas les critères de la Directive 019 après 200 ans, toutes les concentrations en métaux sont largement sous les critères. Comme il sera expliqué dans les sections suivantes, le remblayage des ouvertures empêchera ces conditions acides de se produire. En d'autres termes, le remblayage dans la fosse ferait

partie des solutions pour la prévention du drainage minier acide du projet Matawinie. La simulation de la qualité de l'eau dans le plan d'eau qui sera présent dans la section nord de la fosse a aussi été prédite et montre des résultats différents qui sont expliqués à la section 4.8.

4.4. Phases 1 et 2 remblayées avec des stériles puis ennoyées

La deuxième série de simulations a été faite en considérant que les ouvertures laissées par l'extraction du minerai pendant les phases 1 et 2 seraient remplies entièrement de stériles miniers puis ennoyées. Les résultats ont montré que dans ce cas, les valeurs de pH acides qui ont été observées lors des simulations sans remblai (section 4.3) n'ont pas été observées dans tous les scénarios si on remplit les phases 1 et 2 avec des stériles. En effet, dans certaines simulations, la majorité des surfaces des parois de la fosse sont recouvertes par des stériles, ce qui limite ainsi leur exposition à l'oxygène. Cette limitation d'accès à l'oxygène ralentit la vitesse de réaction, de sorte que les parois ne libèrent plus autant de drainage acide. De plus, comme la fosse contient majoritairement des stériles (environ 60% du volume de la fosse est composé de particules de roche, donc le volume disponible pour l'eau est de 40%), le niveau de l'eau souterraine augmente plus rapidement et la fosse serait saturée après environ 35 ans après la fin des activités de pompage comparativement à 80 ans sans de remblai. L'infiltration de l'eau souterraine dans les pores apporte une dilution des produits d'oxydation ce qui a un effet sur le pH final. En appliquant des taux de réaction réalistes aux parois rocheuse et aux stériles, on est en mesure d'observer un pH neutre après 200 ans (annexe B). La simulation la plus probable est donc lorsque l'on considère que le taux de réaction des murs sera réduit de 0,1 à cause de la présence des stériles qui recouvrent une partie des parois. Compte tenu de la distribution porosimétrique des stériles dans la fosse, il est raisonnable d'attribuer un taux de réaction de 0,01 à l'ensemble des stériles puisque la grande majorité n'aura pas accès à l'oxygène qui sera consommé par les stériles en surface. Par conséquent, sous quelques mètres de profondeur, la disponibilité en oxygène sera considérablement réduite. Dans ces conditions, la qualité de l'eau interstitielle attendue dans les pores est présentée au tableau 4.2.

Tableau 4.2 - Résultats de la modélisation Minewall des phases 1 et 2 remblayées de stériles puis ennoyées

Année	Concentrations aqueuses estimées dans l'eau des pores du remblais (mg/l) sauf le pH							
	pH	Acidité	Alcalinité	Sulfates	Cu	Fe	Ni	Zn
Directive 019	6,0 à 9,5				0,3	3,0	0,5	0,5
5 ans	7,2	1,6	21	12	0,006	0,04	0,003	0,005
205 ans	6,8	1,5	4,7	4,1	0	0,003	0,001	0,002
*La comparaison aux critères de la D019 est indicative, puisqu'il ne s'agit pas de la concentration attendue à l'effluent, ni au milieu récepteur, mais des données sources (eau des pores dans le remblai)								

Le dépôt des stériles dans la fosse se compare à un dépôt dans un milieu clos dont le confinement est assuré par les murs et le fond de la fosse. Le remblai de stériles n'est donc qu'exposé à l'air sur un plan, soit en surface. Par conséquent, dans ces conditions où il y a peu d'oxydation, on constate que le pH de l'eau interstitielle du remblai de stériles demeure autour de 7. À ce pH, les concentrations en métaux dissous sont relativement faibles.

4.5. Phases 1 et 2 remblayées avec des NAG, des NAG et des stériles ou des PAG seulement

Au cours de ces deux séries de simulations, le remblai a été simulé avec des résidus miniers non générateurs d'acide seulement, avec ces mêmes résidus et des stériles puis avec des résidus générateurs d'acide seulement. Ces situations ne sont pas des situations prévues au site du projet Matawinie. Elles ont été faites uniquement dans le but de mieux comprendre le comportement géochimique des résidus miniers. Dans tous les cas, la contribution géochimique des parois de la fosse a été simulées.

Les particules qui composent les résidus miniers sont fines ce qui fait que leur surface spécifique est élevée. En effet, on observe plusieurs ordres de grandeur entre les surfaces spécifiques des parois rocheuses incluant les fractures et des stériles par rapport à celles des résidus miniers. Ainsi, cela signifie que, même lorsqu'une faible quantité de résidus miniers est déposée dans la fosse comme remblai, leur présence domine la chimie de l'eau et détermine le pH.

Comme les résidus NAG ont un pH presque neutre, ils créent un pH d'environ 7,4 dans l'eau interstitielle du remblai lors des simulations. Quant aux résidus PAG, ils libèrent du drainage acide après un temps de latence relativement court et engendrent ainsi un pH acide autour de 3 à 5 dans l'eau interstitielle du remblai.

Lorsque les résidus NAG et les résidus PAG sont présents ensembles dans le remblai, divers facteurs comme les quantités relatives de chacun, leur disposition pouvant influencer la réaction d'oxydation et l'engorgement auront une influence sur le pH final de l'eau interstitielle.

L'objectif du projet Matawinie n'est pas de remblayer les fosses avec des résidus miniers seulement. Par conséquent, le détail des résultats n'est pas présenté dans ce rapport mais seulement à l'annexe B. Cette annexe présente les facteurs qui contrôlent la chimie des eaux et du pH.

4.6. Phases 1 et 2 remblayées avec des couches de stériles, de PAG et de NAG puis envoyées

La dernière série de simulations pour les phases 1 et 2 représentent ce que NMG souhaite réaliser pendant l'opération soit un remblayage progressif des ouvertures avec des stériles et des résidus miniers au fur et à mesure de l'avancement des opérations afin de laisser monter le niveau de l'eau dès que c'est possible dans les secteurs exploités. NMG envisage de remblayer la fosse avec des stériles, des résidus miniers NAG et PAG en alternance de sorte à limiter le plus possible la génération de drainage acide. Ce mode de déposition dans la fosse favoriserait un meilleur contrôle de l'oxydation en diminuant la réactivité du remblai lui-même ainsi que des parois de la fosse. À long terme, tous les résidus PAG seraient envoyés (sous la nappe phréatique finale du remblai). Seuls les stériles et les résidus NAG seraient au-dessus de la nappe phréatique.

Comme expliqué précédemment, les résidus miniers ont une importante surface spécifique par rapport à celle des parois de la fosse et des stériles. Par conséquent, les simulations faites en considérant les trois matériaux déposés en couche ont permis de constater que la chimie de l'eau interstitielle est dominée et déterminée par la présence des résidus miniers.

Près de 78 simulations ont été faites avec Minewall en faisant varier plusieurs paramètres (annexe B). Les simulations ont permis de démontrer que le pH final de l'eau interstitielles dépendra de plusieurs facteurs principalement liés à la disposition et à l'épaisseur des couches de remblai (stériles, NAG et PAG). Des simulations ont été faites en variant l'épaisseur des couches, les taux de réaction (en fonction du transport de l'oxygène) et aussi la remontée du niveau de l'eau dans le remblai.

La plupart des résultats montrent que durant les premières années, la chimie de l'eau est contrôlée par les résidus miniers NAG et le pH est neutre pour la majorité des simulations. Cependant, la présence de résidus PAG affecte le pH et la concentration en métaux comparativement aux scénarios lorsque la fosse était simulée complètement remplie de NAG et de stériles. Les résidus PAG sont acidogènes et n'ont pas de potentiel de neutralisation ce qui fait que leur présence affecte la concentration de l'eau des pores.

Les simulations ont montré que les concentrations des éléments de l'eau des pores ont atteint le point de saturation à l'équilibre et par conséquent les concentrations maximales ont été appliquées.

La présence des résidus miniers rend difficile la circulation de l'oxygène et affecte le taux de réaction qui va diminuer conséquemment. En effet, de par la faible dimension des pores et de leur tortuosité plus élevée, les résidus miniers partiellement saturés laissent passer l'oxygène beaucoup moins efficacement comparativement à un dépôt de stériles grossiers. Par conséquent les simulations sont faites en considérant un taux de réaction de 0,001 pour les résidus PAG et pour les stériles qui se trouvent sous le remblai de résidus NAG. Pour les résidus NAG, un taux de 0,1 a été appliqué compte tenu du fait que seule la surface est en contact avec l'air. Dans le scénario présenté au tableau 4.3, on considère que les matériaux ont tous été exposés à l'air pendant au moins un an avant d'être mis en place dans le remblai. Cette hypothèse devra être validée au moment de l'ingénierie puisque le fait de laisser les résidus PAG s'oxyder pendant un an aura un effet sur la qualité de l'eau dans le remblai. L'annexe D, dont il sera question à la section 5 de ce rapport, présente les modélisations qui ont été faites pour simuler les taux de réaction dans les matériaux. Les résultats du scénario le plus probable sont présentés au tableau 4.3.

Tableau 4.3 – Résultats de la modélisation Minewall des phases 1 et 2 remblayées de stériles, de NAG et de PAG puis envoyées

Année	Concentrations aqueuses estimées dans les eaux des pores du remblais (mg/l) sauf le pH							
	pH	Acidité	Alcalinité	Sulfates	Cu	Fe	Ni	Zn
Directive 019*	6,0 à 9,5				0,3	3,0	0,5	0,5
5 ans	6,9	14	71	1600	4,1	6,1	2,1	2,3
205 ans	7,3	8,2	130	1600	3	2,1	1,7	1,1
*La comparaison aux critères de la D019 est indicative, puisqu'il ne s'agit pas de la concentration attendue à l'effluent, ni au milieu récepteur, mais des données sources (eau des pores dans le remblai)								

Le tableau 4.3 représente les concentrations attendues dans l'eau des pores du remblais de stériles, de NAG et de PAG. Advenant que la prédiction de la concentration dans le milieu récepteur dépasse les normes (ce qui n'est pas prévu selon les simulations présentées à la section 6), des mesures additionnelles pourraient être réalisées pour réduire les concentrations dans l'eau des pores. Ces mesures sont présentées à la section 4.7, et des prédictions des concentrations attendues ont aussi été réalisées en tenant

compte qu'on pouvait augmenter le pH initial par l'ajout de produits alcalins (tableau 4-4).

Un scénario hypothétique (simulations 581-582 de l'annexe B) a été ajouté dans les simulations pour connaître quel pourrait être l'effet de déposer dans la fosse des résidus PAG qui auraient été laissés en surface pendant 5 ans, donc très oxydés. Il est intéressant de voir que l'effet à court terme sur le pH serait d'acidifier l'eau des pores et d'augmenter la charge en métaux mais qu'à long terme, le pH se stabiliserait à cause de la présence des résidus NAG qui augmentent le potentiel de neutralisation.

4.7. Phases 1 et 2 - conclusions

Les simulations ont montré que le remblai de matériaux générateurs d'acide ou non générateurs d'acide dans la fosse est une excellente façon de contrôler l'apparition de drainage minier acide pendant les opérations et à la fin de la vie de la mine après que le niveau de l'eau dans la fosse ait retrouvé un niveau statique. Nouveau Monde Graphite souhaite aller au-delà de ce qui s'est fait ailleurs en termes de remblaiement en proposant de désulfurer les résidus miniers et d'utiliser les résidus désulfurés pour encapsuler ou isoler le plus possible les résidus et stériles générateurs d'acide. Il est proposé par NMG que la dernière couche finale en surface soit une couche de NAG. La présence des résidus NAG au-dessus des matériaux générateurs d'acide apportent deux avantages principaux :

- Elle permet de diminuer la circulation de l'oxygène vers les sulfures puisque l'oxygène doit d'abord passer au travers les résidus NAG;
- Les résidus NAG ont un potentiel de neutralisation qui permet de neutraliser une partie de l'acidité qui pourrait être générée par l'oxydation des sulfures présents dans les NAG.

Pendant la mise en place, NMG pourrait avoir besoin d'augmenter le potentiel de neutralisation en ajoutant de la chaux dans le cas où des stériles et des PAG seraient mis dans le remblai. Dans ce cas, les prévisions de la qualité de l'eau dans les remblais seraient fonction du pH et les concentrations à 5 ans et 200 ans seraient celles présentées au tableau 4.4. D'autres mesures pourraient être mises en place en modifiant la déposition des matériaux, en modifiant les propriétés capillaires ou en changeant les proportions. Plusieurs options sont encore disponibles et pourront être optimisées. Les nombreuses simulations servent de guide pour réaliser les prochaines étapes d'ingénierie et lors de l'exploitation. Il est estimé qu'à long terme, le pH dans le remblai en co-disposition permet d'atteindre une valeur de 7,3 et on constate au tableau 4.4 qu'à une valeur légèrement au-dessus de 8, les concentrations en métaux diminuent et permettent de rencontrer tous les critères.

Tableau 4.4 – Résultats de la modélisation Minewall des phases 1 et 2 remblayées de stériles, de NAG et de PAG puis ennoyées et dont le pH est ajusté

	Concentrations aqueuses estimées (mg/l) sauf le pH							
	pH	Acidité	Alcalinité	Sulfates	Cu	Fe	Ni	Zn
Directive 019	6,0 à 9,5				0,3	3,0	0,5	0,5
	6	63	13	1600	6,3	130	4	16
	7 ¹	13	79	1600	4	5	2	10
	8	3	501	1600	0,2	0,2	0,05	0,6
	9	0,5	3200	1600	0,0005	0,008	0,0001	0,01
	10	0,1	20000	1600	0	0,0003	0	0,0002
1 Cette prédiction reflète les concentrations maximales probables basées sur les données du projet Matawinie mais les autres scénarios sont aussi possibles selon le scénario de gestion des résidus mis en place ou avec un ajustement du pH pendant ou après la déposition.								

4.8. Qualité de l'eau dans la fosse finale (phases 4 et 5)

Au cours des dernières années d'opération, l'extraction aura lieu dans la partie nord-est de la fosse. À long terme, un plan d'eau permanent sera présent à l'extrémité nord-est. Le reste de la zone de la fosse contiendra un remblai en couches de stériles, de résidus NAG et de résidus PAG avec une dernière couche en surface de résidus NAG sur tout le remblai (section 4.6 et annexe B).

Ce dernier plan d'eau (phases 4 et 5) n'est pas le même que celui hypothétique simulé pour les phases 1 et 2 et discuté dans la section 4.2 et ce, pour plusieurs raisons. Par exemple, l'aire de captage des précipitations du dernier plan d'eau sera beaucoup plus grande et recevra donc un volume plus élevé des précipitations ce qui favorise la dilution. De plus, ce dernier plan d'eau est en contact, sur le côté sud-ouest, non pas d'une paroi rocheuse mais de résidus NAG couvrant le remblai des phases précédentes. Ce remblai amène une contribution à la qualité des eaux du plan d'eau final qu'on ne retrouvait pas dans les simulations des phases 1 et 2. De plus, ce secteur est exploité à la fin de la vie de la mine, la majorité des surfaces rocheuses des parois seront exposés moins longtemps à l'oxygène (celles au-dessus du niveau statique) avant la remontée de l'eau dans la fosse.

Les simulations des parois de la fosse qui sera ennoyée à la fin des opérations ont été faites à partir des mêmes valeurs d'entrée que pour les simulations précédentes. L'exception est que la géométrie du dernier segment de cette partie ennoyée est totalement différente de celle simulée précédemment. Dans ces dernières simulations, plusieurs paramètres d'entrée ont fait l'objet d'une étude de sensibilité dont notamment : les taux de réaction, l'infiltration d'eau souterraine pendant le remplissage,

les exfiltrations d'eau interstitielle en provenance du remblai et le pH de l'apport de l'eau en provenance du remblai de NAG.

La prédiction de la qualité de l'eau avec un remblai de stériles et NAG a été faite (annexe B). Par conséquent, il est attendu que le mélange des deux aurait pour effet de garder le pH près de la neutralité et les concentrations des différents paramètres seraient plus faibles que celles avec les scénarios simulant la présence de stériles, de NAG et de PAG.

Les résultats de la prédiction de la qualité de l'eau dans le plan d'eau final sont présentés au tableau 4.5 pour différentes valeurs de la qualité de l'eau en provenant du remblai au sud. Les résultats montrent que pour que la qualité de l'eau dans le plan d'eau rencontre les critères de la Directive 019, il faudrait que la qualité de l'eau qui proviendra du remblai ait un pH de l'ordre de 8 avec les concentrations en métaux qui s'y rattachent (tableau 4.4).

Tableau 4.5 - Prédiction de la qualité de l'eau dans le plan d'eau final basée sur la chimie de l'eau du remblai pour le scénario stériles + NAG + PAG (dépendant aussi du pH de l'eau des pores)

Paramètre	Concentration aqueuse estimée (mg/L, sauf le pH)				
pH de l'eau interstitielle du remblai vers le plan d'eau final ...					
pH	7 ¹	8	9	10	Directive 019
... Engendre les concentrations ci-dessous dans le plan d'eau après 225 ans					
pH	7,2	7,3	7,5	7,9	6,0 à 9,5
Acidité	8,8	8,0	6,0	3,2	
Alcalinité	120	130	190	390	
Sulfates	1600	1600	1600	1600	
Cuivre	2,0	0,21	0,12	0,044	0,3
Fer	2,5	2,0	1,1	0,32	3
Nickel	1,0	0,079	0,056	0,056	0,5
Zinc	4,7	0,39	0,012	0,11	0,5
¹ Cette prédiction est celle qui reflète le mieux celle réalisée avec les données du projet Matawinie mais les autres sont aussi possibles avec un scénario de gestion des résidus différents ou un ajustement du pH.					

5. MODÉLISATION DU TRANSPORT DE L'OXYGÈNE DANS LE REMBLAI EN COUCHES

Les stériles et les résidus miniers du projet Matawinie contiendront des minéraux sulfurés, principalement de la pyrrhotite et de la pyrite. Lors de l'exposition à l'air et à l'eau, ces minéraux s'oxydent et génèrent de l'acidité. Si le potentiel de neutralisation (NP) est insuffisant, l'acidité générée ne sera pas complètement neutralisée et, après un « temps de latence », du drainage minier acide (AMD) sera observé.

La prévention du drainage minier acide est un objectif important à atteindre dans le but d'assurer le maintien et la protection de la qualité de l'eau au projet Matawinie. Des essais en laboratoire ont montré que certaines des lithologies des stériles pouvaient générer du drainage minier acide après un temps de latence de plus de 25 ans. Les essais ont aussi montré que les résidus sulfurés PAG peuvent libérer de l'acidité après un court délai de moins d'un an alors que les résidus NAG désulfurés ne libéreront pas d'acidité. La co-disposition des matériaux en couches permet d'assurer la prévention du drainage minier acide pour le projet Matawinie et si besoin, des mesures d'atténuation telle l'ajout de chaux pourrait être envisagée pour augmenter le temps de latence ou augmenter le pH pour le contrôle de la chimie des eaux et atteindre les critères de conception.

Si le potentiel de neutralisation n'est pas suffisant et que les résidus miniers PAG sont exposés à l'oxygène, alors l'oxydation des sulfures et la libération de drainage minier acide se fait en présence d'air (oxygène) et d'humidité sous forme d'eau ou de vapeur. Sans oxygène, ni eau, il n'y a peu ou pas de drainage minier acide produit. De plus, sans eau, qui est le vecteur de transport des produits d'oxydation, il ne peut y avoir de transport vers le milieu récepteur.

Par conséquent, pour limiter et contrôler le DMA, il existe trois méthodes principales:

- 1) Diminuer et limiter substantiellement la quantité d'oxygène atteignant les matériaux générateurs de DMA, qui peut être fait de deux façons :
 - (a) en saturant complètement les matériaux avec de l'eau, par exemple en les plaçant sous l'eau ou sous la nappe phréatique, ou
 - (b) en plaçant un recouvrement limitant les mouvements d'air vers les matériaux générateurs de DMA. Le recouvrement peut être composé, par exemple, d'une couche faite de matériaux à grains fins qui limitera l'entrée d'air.
- 2) Augmenter le potentiel de neutralisation en ajoutant des matériaux comme la chaux ou du calcaire, pour s'assurer de neutraliser l'acidité.

- 3) Diminuer et limiter substantiellement la quantité d'eau et de vapeur d'eau (humidité relative) vers les matériaux générateurs d'acide, ce qui est possible dans les climats secs et arides mais n'est pas réaliste au Québec.

La section 4 de ce rapport présente des simulations faites avec Minewall pour simuler les réactions et concentrations anticipées dans les eaux de la fosse du projet Matawinie avec et sans remblai de stériles, de résidus NAG et de résidus PAG. De nombreuses simulations ont été effectuées afin de comprendre les effets de:

- 1) la remontée du niveau de l'eau dans l'ouverture sans remblai ou dans les pores du remblai sur la qualité de l'eau;
- 2) de l'ajout de produits neutralisants (tel que de la chaux) pour un ajustement du pH sur la qualité de l'eau, et
- 3) la diminution des vitesses de réaction en limitant l'entrée d'oxygène dans les matériaux non saturés (non immergés) avant leur submersion et des matériaux localisés au-dessus du niveau statique des eaux souterraines.

Pour réduire l'oxydation des sulfures et l'apparition du DMA, l'inondation des matériaux dans la fosse ou sous le niveau de la nappe phréatique est une pratique qui est relativement bien comprise et réalisée sur plusieurs sites miniers dans le monde (les études de cas sont discutées à la section 2). Pour neutraliser le DMA, l'ajout de chaux et de calcaire est également une technique relativement bien comprise et largement pratiquée. En revanche, la limitation de l'entrée d'oxygène dans les matériaux miniers non saturés pour limiter l'oxydation des sulfures est moins bien documentée. En effet, la limitation de l'entrée d'oxygène dépend de nombreux facteurs interdépendants.

Généralement, dans les cas documentés, la pénétration de l'oxygène dans les matériaux sulfurés est simulée principalement par la diffusion. La diffusion est le processus de transport des gaz qui est le plus lent qui puisse se produire dans les matériaux générateurs d'acide. Par conséquent, des calculs de DMA basés uniquement sur le transport de l'oxygène par diffusion estiment des résultats plus faibles de DMA puisqu'on ne tient pas compte d'autres mécanismes de transport qui pourraient être bien plus efficaces et produire aussi beaucoup plus de DMA.

Le transport de l'oxygène par diffusion est un, parmi plusieurs, des mécanismes de transport de l'oxygène et il est important de considérer tous les mécanismes lors du développement de l'ingénierie afin de ne pas sous-estimer l'oxydation des sulfures et du DMA. Puisqu'il n'existe que peu d'études faites pour identifier et simuler tous les mécanismes pouvant être impliqués dans le transport de l'oxygène, NMG a mandaté le Conseil national de recherches du Canada (CNRC) pour l'assister et identifier tous les mécanismes qui peuvent apporter de l'oxygène aux différents matériaux du remblais. Le

CNRC est un organisme fédéral de recherche et de développement en science et technologie.

Le CNRC a développé un modèle qui simule l'oxydation des sulfures et des minéraux en considérant l'apport d'oxygène selon plusieurs mécanismes et non pas seulement la diffusion (annexe D et figure 5.1). Le modèle du CNRC inclut la complexité du mouvement du gaz initiant la réaction d'oxydation dans les résidus et les stériles en tenant compte par exemple:

- L'air contient environ 21% d'oxygène. Lorsque cet air pénètre dans les matériaux sulfurés, l'oxygène est partiellement ou entièrement consommé. Cela crée un vide partiel qui peut attirer plus d'oxygène beaucoup plus rapidement que seulement par la diffusion.
- Lorsque les minéraux sulfurés comme la pyrite et la pyrrhotite s'oxydent, ils génèrent de la chaleur. Cette chaleur favorise une augmentation du volume de gaz à l'intérieur des pores, provoquant ainsi des mouvements de convection. La chaleur crée aussi des gradients thermiques qui peuvent également provoquer la convection. Les mouvements de l'air associé à la convection sont beaucoup plus rapides et plus efficaces que la diffusion.

Simulation Résidus NAG+Stériles

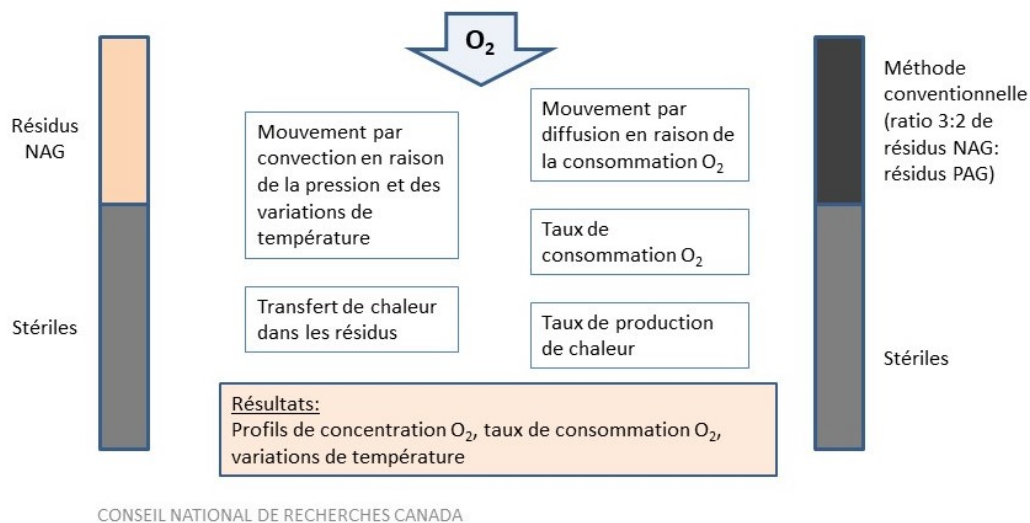


Figure 5.1 - Mécanismes de transport considérés dans la modélisation du CNRC

Certains de ces processus (convection, advection), combinés à la diffusion, ont été modélisés dans le passé lors d'études antérieures. Cependant, ils ont généralement été

simulés de manière séquentielle en calculant d'abord la diffusion de l'oxygène puis en calculant l'oxydation des sulfures (en ignorant le vide résultant). En réalité, les nombreux processus physiques et géochimiques ont des interactions synergiques et antagonistes entre eux. Par conséquent, ils doivent donc être modélisés ensemble en même temps et non de façon séquentielle. C'est en considérant cette synergie que le modèle du CNRC a été développé (figure 5.1 et annexe D).

Certaines observations importantes réalisées par le CNRC et applicables au concept de NMG de co-disposition et de retour du remblai dans la fosse sont énumérées ci-dessous et ont été utilisées dans la modélisation de Minewall. Les données d'entrée et les hypothèses de ces simulations sont énumérées à l'annexe D.

- Une comparaison a été faite entre la consommation d'oxygène des résidus miniers non désulfurés par rapport au résidus minier désulfurés. Les résultats ont montré que la désulfuration des résidus Matawinie en résidus NAG diminue la quantité de consommation d'oxygène (et donc l'oxydation des sulfures et la génération d'acide) par des facteurs allant de 1,5 à 4,0. Par conséquent, moins d'acidité est générée lors que l'on procède à la mise en place des matériaux en couches. Par conséquent, la quantité d'acidité pouvant être générée sera limitée lorsque l'on procède à la mise en place des matériaux en couches.
- Le dégagement de chaleur dû aux réactions exothermiques lorsque l'on co-dispose les résidus en couches ne dépasserait pas environ 35 °C. Ces températures maximales ne seraient atteintes qu'après plusieurs années après la déposition.
- Les concentrations d'oxygène à l'intérieur des pores du remblai sous le recouvrement par des NAG diminuent à environ 0,1 à 0,01 fois celui du niveau atmosphérique. Cette diminution significative est observée pour une couche de NAG à partir de 1 m d'épaisseur. Une augmentation au-delà de 1 m ne démontre que très peu d'effet sur la concentration d'oxygène dans les matériaux sous-jacents. Sur la base d'une relation linéaire entre la disponibilité d'oxygène et l'oxydation des sulfures, les taux de réaction diminueraient également de l'ordre de 0,1 à 0,01 fois par rapport à un taux où l'oxygène est disponible. Ces taux d'oxydation ont été inclus dans les simulations de Minewall, ainsi que des taux 100 fois plus élevés à 100 fois plus bas dans le but de réaliser l'étude de sensibilité et démontrer la différence entre une opération avec la couche de NAG limitant la réaction, et sans la couche de NAG avec des phénomènes d'oxydation maximale.
- Les concentrations d'oxygène à l'intérieur des pores du remblai sous le recouvrement par des NAG diminuent considérablement dans les deux semaines suivant la mise en place de cette couche. Après ce délai, les taux d'oxydation ralentissent en raison du manque d'oxygène à l'intérieur du remblai. Puisque les matériaux seront mis en place de façon progressive sur une période d'environ 5 ans avant le recouvrement final de la

halde, des simulations ont été faites pour tenir compte que l'oxygène dans les pores du remblai diminue selon différentes périodes de temps.

- Les niveaux d'oxygène restent généralement élevés dans premier mètre en surface et composé des résidus NAG, et donc ce premier mètre en surface continuera de réagir à des taux relativement rapides jusqu'à leur recouvrement final. Ces données ont été utilisées pour les simulations de Minewall pour le dépôt de résidus NAG le long du côté sud-ouest du dernier plan d'eau de la fosse.

6. MODÉLISATION DU TRANSPORT DE L'EAU SOUTERRAINE À PARTIR DE LA FOSSE JUSQU'AU MILIEU RÉCEPTEUR

Les premières sections de ce rapport ont été préparées dans le but de définir quelle serait la qualité de l'eau dans la fosse à la fin du remplissage (plan d'eau au nord-est) et la qualité de l'eau interstitielle dans les pores du remblai déposé en couches dans les phases 1 et 2 avant qu'elle n'atteigne un milieu récepteur. Il a été expliqué à la section 1 que même si toutes les phases de l'opération de la mine n'ont pas été simulées, la qualité de l'eau de l'ensemble du remblai sera la même que celle évaluée pour les phases 1 et 2.

La dernière étape de la validation du concept consiste à connaître l'effet de la qualité de l'eau dans le plan d'eau final mais aussi dans le remblai sur la qualité des eaux souterraines prélevés dans un puits ou lorsqu'elle fera résurgence dans le milieu récepteur.

Une approche intégrant la gestion de risques et l'approche par précaution a été utilisée pour prédire la qualité des eaux provenant du remblai ou du plan d'eau dans la fosse. La méthodologie inclut les étapes suivantes:

- Développer un modèle numérique horizontal 2D pour simuler l'écoulement des eaux souterraines;
- Réaliser des coupes conceptuelles de différentes longueurs pour simuler différents endroits où l'eau pourrait faire résurgence à partir de la fosse, et faire varier les paramètres de recharge et le gradient qui sont des paramètres pouvant influencer les concentrations prédites;
- Évaluer la dilution du soluté au moment où il fait résurgence dans le milieu récepteur.

Les détails sont présentés à l'annexe C de ce rapport.

Selon les résultats de la modélisation numérique, il est probable que les premières résurgences soient d'abord rencontrées au sud de la fosse. À cet endroit, on retrouve une zone humide à une altitude d'environ 470 m et qui est proche de la fosse. Cette zone est une zone d'exfiltration ou de résurgence d'eau souterraine. En raison de sa faible distance de la fosse, il y aura peu de dilution et d'atténuation des concentrations dans l'eau atteignant cette zone.

Un point important à considérer est que le niveau de l'eau dans le remblai de la fosse devra s'élever au-dessus de l'élévation 470 m avant que ce rejet vers le sud ne devienne significatif. Le niveau d'eau du remblai devrait dépasser 470 m seulement après plusieurs dizaines d'années. Par conséquent, NMG disposera de nombreuses années pour surveiller le débit vers le sud et déterminer les mesures d'atténuation qui pourraient être nécessaires. Par exemple, si elle est requise, l'atténuation peut comprendre l'introduction

d'un matériel alcalin dans le remblai pendant les opérations pour augmenter le potentiel de neutralisation, la disposition des couches dans le remblai de sorte à assurer que les parois de la fosse seraient recouvertes de résidus NAG ou même de planifier l'excavation d'un fossé ou d'un étang plus profond dans la zone sud pour recueillir et traiter le rejet des eaux souterraines. Le choix optimal des mesures d'atténuation reste à définir durant les phases d'ingénierie et d'opération car l'eau souterraine de ce secteur sera collectée et traitée pendant les premières années de mise en place du remblais (piège hydraulique causée par le pompage de l'exploitation, notons que le remblais est 250 fois plus perméable que le milieu récepteur). La connaissance du milieu après quelques années d'opération permettra de cibler adéquatement les meilleures méthodes à mettre en place durant l'opération pour respecter tous les critères à la fin de la période de suivi.

Au nord, on s'attend à ce qu'un faible volume d'eau s'exfiltre de la fosse. La modélisation montre que le facteur de dilution est élevé lorsque l'eau ferait résurgence au premier ruisseau rencontré. Des suivis pendant l'opération permettront de confirmer les résultats et ajuster au besoin avec des mesures d'atténuation si cela est nécessaire; elles seraient mises en œuvre pendant l'opération.

7. CONCLUSION

Les résultats ont permis de démontrer qu'il est possible, voire préférable, de procéder au remblaiement de la fosse du projet de NMG. En plus de réduire significativement l'empreinte du projet, les simulations faites sans le remblaiement montrent qu'à long terme, le pH de l'eau de la fosse pourrait s'acidifier puisque, entre autres, les parois ont accès librement à une quantité importante d'oxygène. La modélisation de la qualité du plan d'eau dans la partie nord montre une eau de meilleure qualité compte tenu de plusieurs particularités expliquées à la section 4.

Le remblaiement a été simulé pour différentes conditions (taux d'oxydation, vitesse d'ennoiment, disposition des matériaux,...) et plusieurs scénarios (sans remblai, stériles seulement, etc.). Les simulations pour connaître la qualité de l'eau ont été faites avec le modèle Minewall (version 3). Le retour des matériaux tels les stériles et les résidus miniers dans les ouvertures (fosses ou mines souterraines) est l'option la plus avantageuse et qui fait partie des meilleures pratiques afin d'assurer la protection de l'environnement et du public à long terme. Cette option doit être envisagée dans tous les projets (Guide MERN, 2017) et si les stériles et les résidus miniers sont générateurs d'acide, il est très important de mettre en place des mesures qui assurent de limiter l'apparition du DMA afin de maintenir la qualité des eaux interstitielles le plus neutre possible avant l'ennoiment. Effectivement, une fois que les matériaux sont ennoyés, les réactions d'oxydation sont arrêtées mais les produits d'oxydation apportent une charge d'acidité et de métaux qui peut devenir importante si aucune mesure n'a été mise en place pendant l'opération. Dans le but de prévenir l'oxydation des sulfures pendant la mise en place, Nouveau Monde Graphite propose une désulfuration des résidus miniers afin d'utiliser les résidus désulfurés comme barrière en recouvrant les stériles et le concentré de sulfures de sorte à limiter au maximum les réactions de s'amorcer. Ce concept est innovateur et à notre avis, prometteur.

Pour vérifier l'efficacité de la méthode de déposition proposée par NMG, l'équipe de MDAG et Lamont a simulé la qualité des eaux interstitielles et dans le plan d'eau à la fin de la vie de la mine. Puis à partir d'un modèle de transport, a montré quelle serait la dilution lorsque les eaux feraient résurgence. Le concept développé par NMG permet de rencontrer les objectifs de la disposition en remblai dans les fosses tel que présenté au début de ce rapport.

8. RÉFÉRENCES

Nouveau Monde Graphite (NMG). 2018. NI 43-101 Technical Feasibility Study Report for The Matawinie Graphite Project. Issue Date December 10, 2018.

MEND Report 1.15.2b. 1995a. Minewall 2.0 : Literature review and conceptual models, Septembre 1995, 97 pages.

MEND Report 1.15.2a. 1995b. Minewall 2.0 : User's manual, Septembre 1995, 55 pages.

MEND Report 1.15.2c. 1995c. Application of Minewall 2.0 to three minesites, September 1995, 193 pages.

MEND Report 2.36.1. 1995. Review of In-Pit Disposal Practices for the Prevention of Acid Drainage – Case Studies, September 1995, 323 p.

MEND Report 2.36.1b. 2015. In-Pit Disposal of Reactive Mine Wastes : Approaches, Update and Case Study Results, June 2015, 250 p.

Morin, K.A., Hutt, N.M. 1999. Prediction of Minesite-Drainage Chemistry Using the "Wheel" Approach, MDAG.com Internet Case Study #15, 5 pages.

Price, W.A., Errigton, J.C. 1995. Guidelines for Metal Leaching and Acid Rock Drainage at Minesites in British Columbia, August 1998, 92 pages.

Price, W.A. 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. Canadian MEND Report 1.20.1, Natural Resources Canada, dated December 2009.

Matawinie Graphite Project -

Predicted Pit-Water Source Terms -

APPENDIX A -

Matawinie Full-Scale Water-Quality

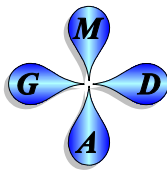
Model based on Laboratory Kinetic

Testing including the First Flushes

prepared for:

Nouveau Monde Graphite
600, chemin de la Forex
Saint-Michel-des-Saints, Québec J0K 3B0
Attn: Martine Paradis, ing. M.Sc. PMP
VP Chef ingénieure infrastructure et environnement

prepared by:



Kevin A. Morin, Ph.D., P.Geo., L.Hydrogeo.
Minesite Drainage Assessment Group
www.MDAG.com
contact@MDAG.com

and



Ann Lamontagne, ing., Ph.D.
Lamont inc.
10, chemin des Conifères
Lac-Beauport, Québec G3B 2E7

January 17, 2020

TABLE OF CONTENTS

List of Tables	ii
List of Figures.....	ii
Report Summary	iii
1. INTRODUCTION	1
2. IMPORTANT CONDITIONS OF THIS FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL	2
3. RATIONALE FOR THE FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL	3
4. OXYGENATED CONDITIONS OF THE LABORATORY KINETIC TESTWORK.....	8
5. SUMMARY OF FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL UNDER RELATIVELY OXIDIZING CONDITIONS	9
6. SOLUBILITY CALCULATIONS USING MINTEQ	12
7. REFERENCES	15
APPENDIX A. Compiled Scatterplots from Matawinie Project Kinetic Humidity Cells and Columns	16

List of Tables

5-1. Full-scale water-quality model for the Matawinie Graphite Project under relatively oxidizing conditions; see Appendix A for details	9
6-1. Full-scale water-quality predictions (based on Table 5-1) for the Matawinie Graphite Project at pH 4, 6, and 8.	12

List of Figures

3-1. The two important observations used to adjust Matawinie laboratory tests to full-scale conditions, with these two observations leading to the scaling trend in Figure 3-2	3
3-2. The two important observations in Figure 3-1 lead to this trend, where aqueous concentrations (in mg/L) generally level off at maximum “equilibrium” concentrations above the “Scale Transition” and do not increase significantly more as scale (x-axis) increases further.	4
3-3. A common, but overly simplified, version of Figure 3-2.	5
3-4. A full-scale example of pH-dependent trends in aqueous concentrations of acidity, based on 5339 analyses	7
3-5. A full-scale example of pH-dependent trends in aqueous concentrations of copper, based on approximately 640 analyses	7

Report Summary

This document is Appendix A of *Matawinie Graphite Project - Predicted Pit-Water Source Terms during Operation and Closure, and Groundwater Transport from the Pit Area*.

This appendix is a major step in predictions and modelling of future water chemistry from full-scale minesite components at the Matawinie Graphite Project. These components include pit walls, on-land co-disposal stockpiles, potential co-disposal backfill in the open pit, any waste-rock piles, and ore stockpiles.

This appendix contains a “water-quality model” (Table A below), consisting of a series of logarithmic equations relating pH, sulphate, and many other water-quality elements and parameters. The model is based on all available laboratory-scale kinetic testing with humidity cells and leach columns, including first flushes and highest measured aqueous concentrations.

For some parameters, additional water analyses were available from approximately 3000 tonnes of well-oxidized scavenger tailings stored on site. These additional larger-scale on-site water analyses showed that the laboratory-based maximum concentrations are likely representative of the much larger scale, on-site concentrations expected upon mining. Additional larger-scale on-site kinetic testing is recommended to refine and confirm this model.

This water-quality model for full-scale aqueous concentrations at the Matawinie Graphite Project is based on several important observations and conditions, as discussed in this appendix. For example,

- a liter of water will accumulate chemical elements through time when in contact with mined materials, whether the water is stagnant or moving, causing increasing concentrations of mg/L with time;
- a liter of water cannot accumulate an infinite amount, so concentrations stop rising at some site-specific, element-specific “maximum equilibrium concentration”; and
- many site-specific, element-specific equilibrium concentrations are dependent on pH, as demonstrated by many hundreds to thousands of full-scale drainage analyses at other minesites (known as Empirical Drainage-Chemistry Models or EDCMs).

Therefore, all existing analyses of water in contact with various amounts of Matawinie mined materials were compiled. This included well-flushed humidity cells of rock and tailings, less-flushed leach columns of rock and tailings, and 3000 tonnes of on-site well-oxidized scavenger tailings. Notably, each and every concentration from every test was used in this compilation, not simply averages or ranges.

Scatterplots of these compiled analyses are in Appendix A of this document, with best-fit lines showing the relationship of pH or aqueous sulphate to the chemical element. All these equations are compiled in Table 5-1 and are repeated directly below in Table A, representing the Matawinie full-scale water-quality model.

Calculations with the U.S. EPA Minteq speciation-solubility model indicated many minerals were

close to or above theoretical ideal saturation based on this model. Thus, the reasonable explanation for the maximum aqueous concentrations is equilibrium mineral precipitation-dissolution.

Equilibrium mineral precipitation-dissolution is not scale dependent. For example, the solubility product of gypsum in a 10 kg leach column is also the solubility product of gypsum in a 10⁶-tonne waste-rock pile or tailings pile (with small differences if temperatures differ somewhat). Therefore, Tables A and 5-1 do not require adjustments for scale. In turn, these tables represent the full-scale predictions of maximum equilibrium concentrations at the Matawinie Graphite Project. Larger-scale on-site kinetic testing will be used to refine and confirm these predictions.

Table A. Full-scale water-quality model for the Matawinie Graphite Project under relatively oxidizing conditions; see Appendix A of this appendix for details	
<u>Dissolved Parameter (mg/L)</u>	<u>Equation</u>
Alkalinity	$\log_{10}(\text{Alk}) = 0.80 \cdot \text{pH} - 3.70$
Acidity	$\log_{10}(\text{Acid}) = -0.70 \cdot \text{pH} + 6.00$
Net Acidity ("AN")	AN = Acidity - Alkalinity pH calculated from Net Acidity (AN) = $\log_{10}(((-(10^{-6} \cdot \text{AN})) + (\text{SQRT}(10^{-12} \cdot (\text{AN}^2) + 10^{-9.1}))/10^{-9.4}))/0.8$
Ratio of Acidity/Alkalinity	Ratio = $10^{+9.7} \cdot 10^{(-1.501 \cdot \text{pH})}$ or $\text{pH} = -0.667 \cdot \log_{10}(10^{-9.7} \cdot \text{Ratio})$
Sulphate	pH < 5.1, $\log_{10}(\text{SO}_4) = -0.50 \cdot \text{pH} + 5.80$ pH ≥ 5.1, $\log_{10}(\text{SO}_4) = +3.204$ or $\text{SO}_4 = 1600 \text{ mg/L}$
Thiosalts (as S ₂ O ₃)	$\log_{10}(\text{S}_2\text{O}_3) = 2.0 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 5.20$
Chloride	$\log_{10}(\text{Cl}) = +1.602$ or $\text{Cl} = 40 \text{ mg/L}$
Conductivity (in uS/cm)	pH < 5.1, $\log_{10}(\text{Cond}) = -0.60 \cdot \text{pH} + 3.40$ pH ≥ 5.1, $\log_{10}(\text{Cond}) = +3.322$ or $\text{Cond} = 2100 \text{ uS/cm}$
Aluminum	if pH < 5.1, $\log_{10}(\text{Al}) = -0.80 \cdot \text{pH} + 3.40$ if pH ≥ 5.1, $\log_{10}(\text{Al}) = -0.700$ or $\text{Al} = 0.2 \text{ mg/L}$
Antimony	$\log_{10}(\text{Sb}) = -1.700$ or $\text{Sb} = 0.02 \text{ mg/L}$
Arsenic	$\log_{10}(\text{As}) = -1.301$ or $\text{As} = 0.05 \text{ mg/L}$
Boron	$\log_{10}(\text{B}) = -0.155$ or $\text{B} = 0.7 \text{ mg/L}$
Barium	$\log_{10}(\text{Ba}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.80$
Beryllium	if pH < 4.7, $\log_{10}(\text{Be}) = -2.1 \cdot \text{pH} + 5.80$ if pH ≥ 4.7, $\log_{10}(\text{Be}) = -0.3 \cdot \text{pH} - 2.70$
Bismuth	if pH < 5.1, $\log_{10}(\text{Bi}) = -1.3 \cdot \text{pH} + 4.90$ if pH ≥ 5.1, $\log_{10}(\text{Bi}) = -0.700$ or $\text{Bi} = 0.2 \text{ mg/L}$

Cadmium	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Cd}) = -0.30 \cdot \text{pH} - 0.35$ if pH ≥ 6.8, $\log_{10}(\text{Cd}) = -0.600 \cdot \text{pH} + 1.70$
Calcium	$\log_{10}(\text{Ca}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) + 0.2$
Chromium	if pH<7.1, $\log_{10}(\text{Cr}) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.10$ if pH ≥ 7.1, $\log_{10}(\text{Cr}) = -3.000 \cdot \text{pH} + 22.0$
Cobalt	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Co}) = -0.10 \cdot \text{pH} + 0.10$ if pH ≥ 6.8, $\log_{10}(\text{Co}) = -1.000 \cdot \text{pH} + 6.20$
Copper	if pH<7.25, $\log_{10}(\text{Cu}) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.00$ if pH ≥ 7.25, $\log_{10}(\text{Cu}) = -3.100 \cdot \text{pH} + 23.0$
Iron	if pH<6.0, $\log_{10}(\text{Fe}) = -0.60 \cdot \text{pH} + 5.70$ if pH ≥ 6.0, $\log_{10}(\text{Fe}) = -1.400 \cdot \text{pH} + 10.5$
Lead	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Pb}) = -0.15 \cdot \text{pH} - 0.10$ if pH ≥ 6.8, $\log_{10}(\text{Pb}) = -1.000 \cdot \text{pH} + 5.7$
Lithium	$\log_{10}(\text{Li}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 3.0$
Magnesium	$\log_{10}(\text{Mg}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 0.2$
Manganese	$\log_{10}(\text{Mn}) = +1.1 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.5$
Mercury	$\log_{10}(\text{Hg}) = -0.05 \cdot \text{pH} - 3.00$
Molybdenum	$\log_{10}(\text{Mo}) = +0.70 \cdot \text{pH} - 6.20$
Nickel	if pH<7.5, $\log_{10}(\text{Ni}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 2.4$ if pH ≥ 7.5, $\log_{10}(\text{Ni}) = -3.000 \cdot \text{pH} + 22.7$
Phosphorus	if pH<5.0, $\log_{10}(\text{P}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 1.4$ if pH ≥ 5.0, $\log_{10}(\text{P}) = -0.097$ or P = 0.8 mg/L
Potassium	if pH<4.5, $\log_{10}(\text{K}) = -0.40 \cdot \text{pH} + 3.0$ if pH ≥ 4.5, $\log_{10}(\text{K}) = +1.204$ or K = 16 mg/L
Selenium	$\log_{10}(\text{Se}) = -0.1 \cdot \text{pH} - 1.0$
Silicon	if pH<5.1, $\log_{10}(\text{Si}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 2.3$ if pH ≥ 5.1, $\log_{10}(\text{Si}) = +0.7788$ or Si = 6 mg/L
Silver	$\log_{10}(\text{Ag}) = -0.10 \cdot \text{pH} - 2.3$
Sodium	$\log_{10}(\text{Na}) = +0.40 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 0.10$
Strontium	$\log_{10}(\text{Sr}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.0$
Thallium	$\log_{10}(\text{Tl}) = -3.222$ or Tl = 0.0006 mg/L
Tin	$\log_{10}(\text{Sn}) = -2.523$ or Sn = 0.003 mg/L
Titanium	$\log_{10}(\text{Ti}) = -3.000$ or Ti = 0.001 mg/L
Uranium	if pH<6.1, $\log_{10}(\text{U}) = -0.50 \cdot \text{pH} - 0.20$ if pH ≥ 6.1, $\log_{10}(\text{U}) = +0.90 \cdot \text{pH} - 8.7$

Vanadium	$\log_{10}(V) = -0.699$ or $V = 0.2 \text{ mg/L}$
Zinc	$\text{if } \text{pH} < 7.4, \log_{10}(\text{Zn}) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.4$ $\text{if } \text{pH} \geq 7.4, \log_{10}(\text{Zn}) = -1.80 \cdot \text{pH} + 14.2$

1. INTRODUCTION

This document is Appendix A of *Matawinie Graphite Project - Predicted Pit-Water Source Terms during Operation and Closure, and Groundwater Transport from the Pit Area*.

This appendix is a major step in predictions and modelling of future water chemistry from full-scale minesite components at the Matawinie Graphite Project. These components include pit walls, on-land co-disposal stockpiles, potential co-disposal backfill in the open pit, any waste-rock piles, and ore stockpiles.

This appendix contains a “water-quality model”, consisting of a series of logarithmic equations relating pH, sulphate, and many other water-quality elements and parameters. The model is based on all available laboratory-scale kinetic testing with humidity cells and leach columns, including first flushes and highest measured aqueous concentrations.

For some parameters, additional water analyses were available from approximately 3000 tonnes of well-oxidized scavenger tailings stored on site. These additional larger-scale on-site water analyses showed that the laboratory-based maximum concentrations are likely representative of the much larger scale, on-site concentrations expected upon mining. Additional larger-scale on-site kinetic testing is recommended to refine and confirm this model.

The important conditions and rationale of the model are explained next.

2. IMPORTANT CONDITIONS OF THIS FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL

Important Modelling Condition 1: This model applies to partially and fully oxidized conditions under variable pH at the Matawinie Project.

This model applies to partially and fully oxidized full-scale conditions under acidic to alkaline pH conditions. If oxygen is strongly restricted from a full-scale minesite component, then the full-scale aqueous chemistry could differ. The effect of strongly restricted oxygen on full-scale chemistry is discussed further in Appendices B and D of the main report.

Important Modelling Condition 2: This model is based on laboratory-scale testwork and is considered applicable to full-scale minesite components at the Matawinie Project. Some parameters were confirmed by larger-scale on-site oxidized tailings. This model should be refined and confirmed by additional larger-scale on-site testwork.

This document primarily uses existing laboratory-scale testwork of humidity cells and leach columns for predictions of full-scale pH-dependent aqueous chemistry. These predictions are considered reasonable and applicable to full-scale components as explained below. Nevertheless, they should be confirmed and adjusted as needed by larger-scale on-site kinetic testwork which is currently planned for 2020. Approximately 3000 tonnes of well-oxidized on-site tailings have already shown some parameters are reasonably predicted for full scale.

Important Modelling Condition 3: This model predicts dissolved concentrations. Total concentrations (dissolved plus suspended) require estimates of total suspended solids.

3. RATIONALE FOR THE FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL

Because laboratory tests are relatively small scale, they can require adjustments to larger scales (“scale up”). However, near-neutral leaching rates such as for copper in the International Kinetic Database (currently containing 644 cells and 93 columns from 82 sites around the world) show that vertical heights as low as 2 cm, and as high as 20 m, for rock or tailings can produce these “maximum” equilibrium concentrations (Morin and Hutt, 2007). These maximum equilibrium concentrations are the same as full-scale predictions, unless full-scale conditions are significantly different from laboratory testing conditions (see Important Conditions 1 and 2 in Section 2 above).

Leach columns for the Matawinie Project exceeded 2 cm in height. As a result, some columns can produce aqueous concentrations (in mg/L) that are representative of full-scale conditions (in mg/L). In fact, this turns out to be the case for the Matawinie Project, as shown below.

The rationale used here to evaluate scale up of Matawinie Project laboratory concentrations (in mg/L) to full-scale conditions is based on two simple observations illustrated in Figures 3-1 and 3-2. They are based on considering an individual liter of water inside a full-scale minesite component.

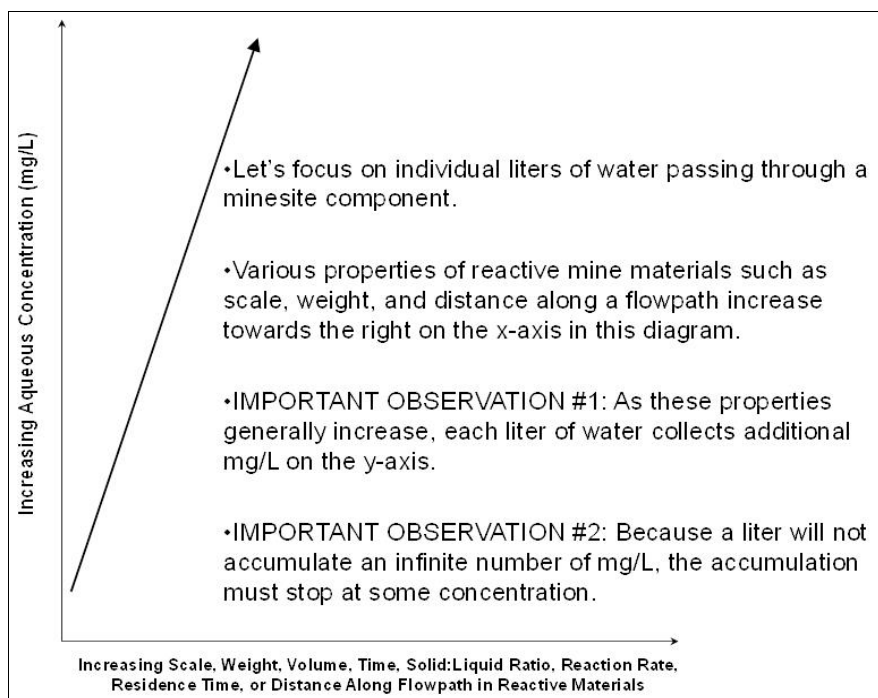


Figure 3-1. The two important observations used to adjust Matawinie laboratory tests to full-scale conditions, with these two observations leading to the scaling trend in Figure 3-2.

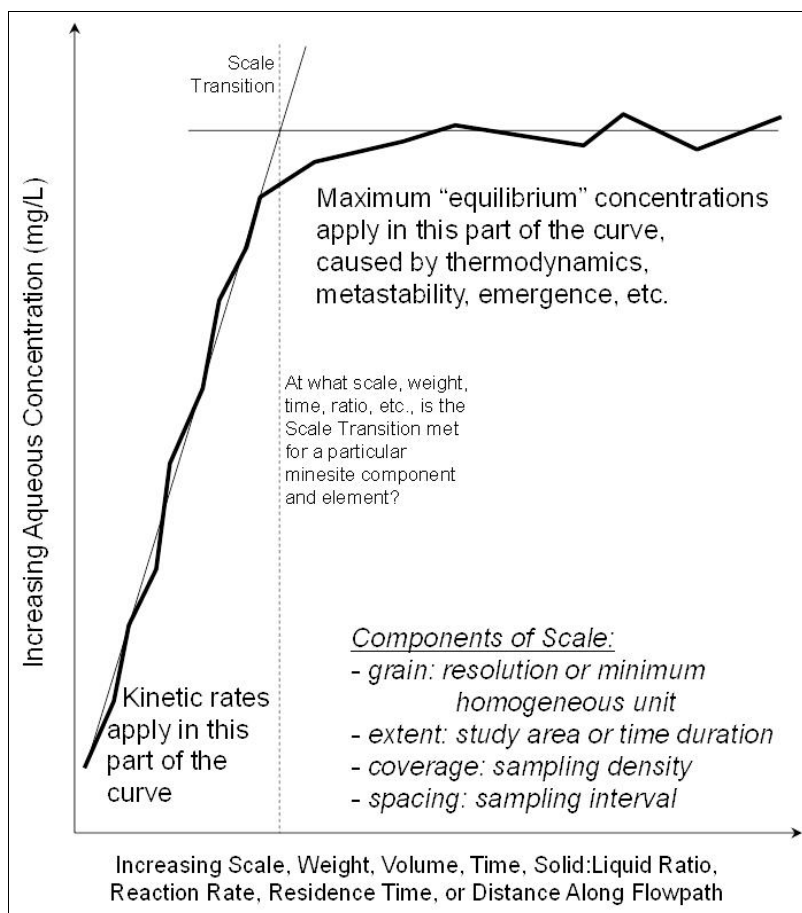


Figure 3-2. The two important observations in Figure 3-1 lead to this trend, where aqueous concentrations (in mg/L) generally level off at maximum "equilibrium" concentrations above the "Scale Transition" and do not increase significantly more as scale (x-axis) increases further. For full-scale water quality predictions at the Matawinie Project, the equilibrium concentrations above the Scale Transition have been identified based on the information below.

Important Water-Quality Observation 1: As these properties on the x-axis generally increase, each liter of water collects additional mg/L on the y-axis (Figures 3-1 and 3-2).

If the liter of water is flowing, it comes into contact with more and more rock or tailings, as time and distance increase (x-axis of Figure 3-1). Alternatively, if the liter is stagnant and not moving, it remains in contact with mined materials, as contact time increases (x-axis of Figure 3-1). Other properties and factors, like increasing weight and reaction rate, also follow the x-axis.

Important Water-Quality Point 2: Because a liter will not accumulate an infinite number of mg/L, the accumulation must stop at some concentration (Figures 3-2 and 3-3) at the maximum “equilibrium” concentration above the Scale Transition.

Important Water-Quality Point 3: Aqueous concentrations of many elements can be dependent on pH and/or the aqueous sulphate concentrations from sulphide oxidation.

Figure 3-3 is a common way of illustrating Figure 3-2. However, Figure 3-3 is overly simplified.

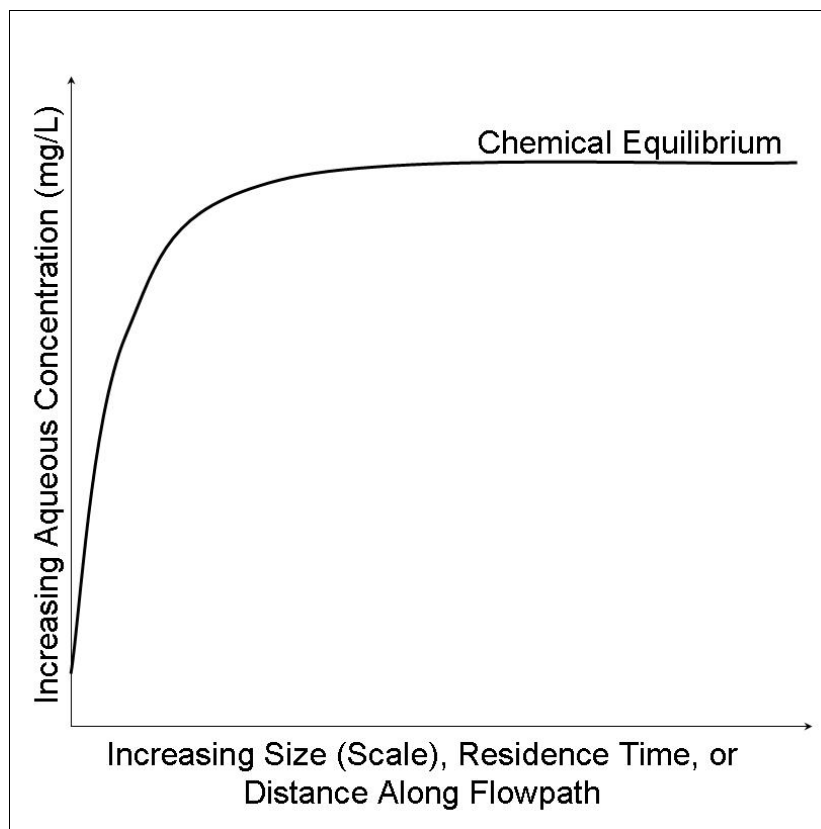


Figure 3-3. A common, but overly simplified, version of Figure 3-2.

Therefore, the rationale used here for the full-scale water-quality model for the Matawinie Project is to search for any full-scale equilibrium concentrations (in mg/L) already detected in laboratory testwork. These should be confirmed by larger-scale on-site testwork (see Important Modelling Condition 2 in Section 2 above), and in fact some have been confirmed by approximately 3000 tonnes of well-oxidized on-site tailings.

In this document, the maximum measured concentrations were evaluated with three approaches to determine whether they represented full-scale concentrations.

First, scatterplots of aqueous concentrations with pH were created, looking for correlations such as those shown in Figures 3-4 and 3-5 that depict full-scale concentrations. Such correlations are seen in scatterplots from the Matawinie laboratory testwork (Appendix A below). However, because humidity cells are often more diluted than columns (lower solid:liquid ratio on the x-axis of Figure 3-2), concentrations (in mg/L) from cells are often lower than columns. Thus, by design, humidity cells have a lower probability of reaching equilibrium, providing bulk reaction rates instead.

Second, at pH 4, pH 6, and pH 8, aqueous concentrations considered maximum, full-scale concentrations at Matawinie were evaluated for mineral solubility using a geochemical speciation model. Minteq was used for speciation and solubility calculations here.

Third, approximately 3000 tonnes of Matawinie scavenger tailings oxidized and generated acidity for several weeks or months under open-environment, on-site conditions. Contact waters were analyzed for a few parameters, and these concentrations showed that the preceding two approaches were providing reasonable predictions of large-scale aqueous concentrations. Further validation of this Matawinie water-quality model will be part of additional on-site studies in 2020.

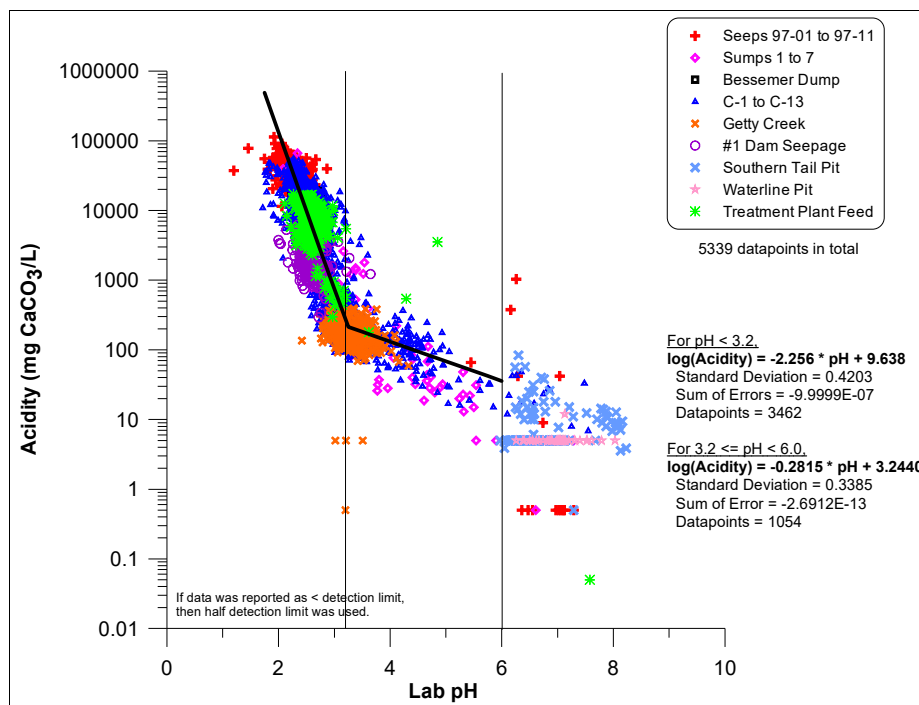


Figure 3-4. A full-scale example of pH-dependent trends in aqueous concentrations of acidity, based on 5339 analyses (from Morin et al., 2010 and 2012); also called an Empirical Drainage-Chemistry Model (EDCM); compare with Figure A5 in Appendix A from the Matawinie kinetic tests.

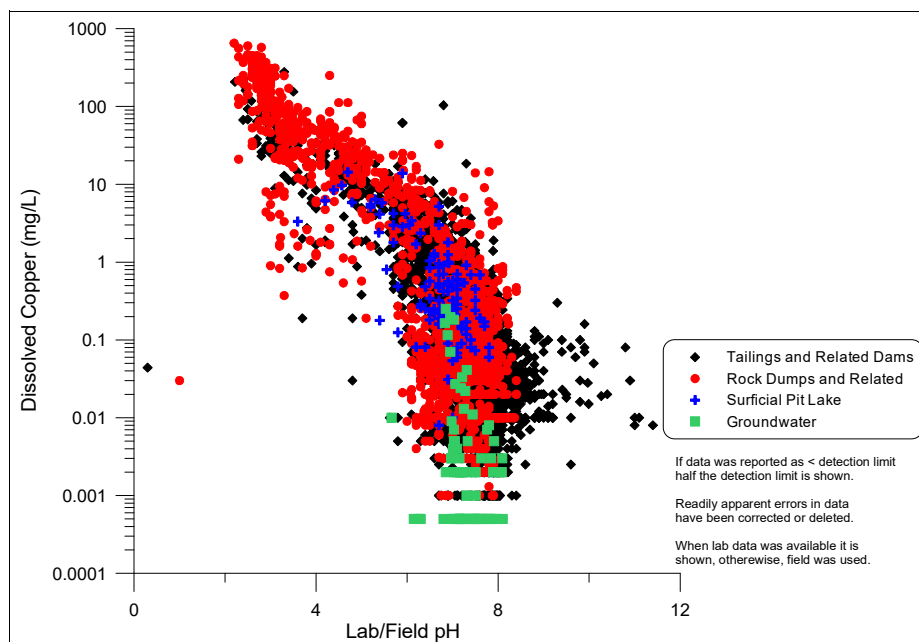


Figure 3-5. A full-scale example of pH-dependent trends in aqueous concentrations of copper, based on approximately 640 analyses (from Morin and Hutt, 2010); also called an Empirical Drainage-Chemistry Model (EDCM); compare with Figure A21 in Appendix A from the Matawinie kinetic tests.

4. OXYGENATED CONDITIONS OF THE LABORATORY KINETIC TESTWORK

The normal operating conditions for humidity cells include exposure to excess air and oxygen, with air pumped through and across samples on a near-continuous basis. Leach columns are also typically operated with exposure to laboratory air. However, oxygen may not always be fully available inside the walls of the columns, which happened for a few Matawinie columns.

Any restriction to air and oxygen can affect the results of the kinetic testing. The results of the Matawinie kinetic testing show some samples were not exposed to full oxygenated conditions, particularly during initial periods (Figure A1 in Appendix A of this document). This resulted in some elevated concentrations not expected under fully aerated kinetic testing.

For example, at near-neutral and mildly acidic conditions, ferrous iron under more reducing conditions is typically much more soluble than oxidized ferric iron. Thus, under these partially oxidized conditions, some leached iron occurred as ferrous iron (Figure A1). As a result, some ferrous iron was not allowed to oxidize to ferric iron, precipitate as ferric oxyhydroxides, create additional acidity, and lower pH to levels equivalent to full oxygen exposure. In other words, some partially oxidizing columns (and apparently even some humidity cells) produced anomalously higher pH than expected relative to the aqueous concentrations of some elements. This is noted on some scatterplots in Appendix A where it makes a significant difference.

Because of the partially oxidizing conditions, partially oxidized sulphur species known as thiosalts (such as S_2O_3 and S_4O_8) were detected in some column effluents (Figure A2). Trends with elapsed time of testing (Figure A2) indicate the thiosalts may have been present in the samples prior to testing, and their concentrations were generally proportional to solid-phase sulphide minerals (Figure A3).

5. SUMMARY OF FULL-SCALE WATER-QUALITY MODEL UNDER RELATIVELY OXIDIZING CONDITIONS

For the Matawinie laboratory kinetic testwork, scatterplots with pH are compiled in Appendix A of this document. Based on correlations in these scatterplots, the Matawinie Graphite Project pH-dependent water-quality model for full-scale minesite components is compiled in Table 5-1. Where a parameter correlated better with aqueous sulphate, sulphate was first predicted from pH, and then the parameter was calculated from that predicted sulphate. These predictions are for dissolved concentrations, and any suspended solids could increase some aqueous concentrations significantly above these dissolved levels.

Table 5-1. Full-scale water-quality model for the Matawinie Graphite Project under relatively oxidizing conditions; see Appendix A for details	
<u>Dissolved Parameter (mg/L)</u>	<u>Equation</u>
Alkalinity	$\log_{10}(\text{Alk}) = 0.80 \cdot \text{pH} - 3.70$
Acidity	$\log_{10}(\text{Acid}) = -0.70 \cdot \text{pH} + 6.00$
Net Acidity ("AN")	$\text{AN} = \text{Acidity} - \text{Alkalinity}$ $\text{pH calculated from Net Acidity (AN)} = \log_{10}(\frac{((-(10^{-6} \cdot \text{AN})) + (\text{SQRT}(10^{-12} \cdot (\text{AN}^2) + 10^{-9.1})))}{10^{-9.4}})/0.8$
Ratio of Acidity/Alkalinity	$\text{Ratio} = 10^{+9.7} \cdot 10^{(-1.501 \cdot \text{pH})}$ or $\text{pH} = -0.667 \cdot \log_{10}(10^{-9.7} \cdot \text{Ratio})$
Sulphate	$\text{pH} < 5.1, \log_{10}(\text{SO}_4) = -0.50 \cdot \text{pH} + 5.80$ $\text{pH} \geq 5.1, \log_{10}(\text{SO}_4) = +3.204$ or $\text{SO}_4 = 1600 \text{ mg/L}$
Thiosalts (as S_2O_3)	$\log_{10}(\text{S}_2\text{O}_3) = 2.0 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 5.20$
Chloride	$\log_{10}(\text{Cl}) = +1.602$ or $\text{Cl} = 40 \text{ mg/L}$
Conductivity (in uS/cm)	$\text{pH} < 5.1, \log_{10}(\text{Cond}) = -0.60 \cdot \text{pH} + 3.40$ $\text{pH} \geq 5.1, \log_{10}(\text{Cond}) = +3.322$ or $\text{Cond} = 2100 \text{ uS/cm}$
Aluminum	if $\text{pH} < 5.1, \log_{10}(\text{Al}) = -0.80 \cdot \text{pH} + 3.40$ if $\text{pH} \geq 5.1, \log_{10}(\text{Al}) = -0.700$ or $\text{Al} = 0.2 \text{ mg/L}$
Antimony	$\log(\text{Sb}) = -1.700$ or $\text{Sb} = 0.02 \text{ mg/L}$
Arsenic	$\log_{10}(\text{As}) = -1.301$ or $\text{As} = 0.05 \text{ mg/L}$
Boron	$\log_{10}(\text{B}) = -0.155$ or $\text{B} = 0.7 \text{ mg/L}$
Barium	$\log_{10}(\text{Ba}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.80$
Beryllium	if $\text{pH} < 4.7, \log_{10}(\text{Be}) = -2.1 \cdot \text{pH} + 5.80$ if $\text{pH} \geq 4.7, \log_{10}(\text{Be}) = -0.3 \cdot \text{pH} - 2.70$

Bismuth	if pH<5.1, $\log_{10}(\text{Bi}) = -1.3 \cdot \text{pH} + 4.90$ if pH $\Rightarrow$ 5.1, $\log_{10}(\text{Bi}) = -0.700$ or Bi = 0.2 mg/L
Cadmium	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Cd}) = -0.30 \cdot \text{pH} - 0.35$ if pH $\Rightarrow$ 6.8, $\log_{10}(\text{Cd}) = -0.600 \cdot \text{pH} + 1.70$
Calcium	$\log_{10}(\text{Ca}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) + 0.2$
Chromium	if pH<7.1, $\log_{10}(\text{Cr}) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.10$ if pH $\Rightarrow$ 7.1, $\log_{10}(\text{Cr}) = -3.000 \cdot \text{pH} + 22.0$
Cobalt	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Co}) = -0.10 \cdot \text{pH} + 0.10$ if pH $\Rightarrow$ 6.8, $\log_{10}(\text{Co}) = -1.000 \cdot \text{pH} + 6.20$
Copper	if pH<7.25, $\log_{10}(\text{Cu}) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.00$ if pH $\Rightarrow$ 7.25, $\log_{10}(\text{Cu}) = -3.100 \cdot \text{pH} + 23.0$
Iron	if pH<6.0, $\log_{10}(\text{Fe}) = -0.60 \cdot \text{pH} + 5.70$ if pH $\Rightarrow$ 6.0, $\log_{10}(\text{Fe}) = -1.400 \cdot \text{pH} + 10.5$
Lead	if pH<6.8, $\log_{10}(\text{Pb}) = -0.15 \cdot \text{pH} - 0.10$ if pH $\Rightarrow$ 6.8, $\log_{10}(\text{Pb}) = -1.000 \cdot \text{pH} + 5.7$
Lithium	$\log_{10}(\text{Li}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 3.0$
Magnesium	$\log_{10}(\text{Mg}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 0.2$
Manganese	$\log_{10}(\text{Mn}) = +1.1 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.5$
Mercury	$\log_{10}(\text{Hg}) = -0.05 \cdot \text{pH} - 3.00$
Molybdenum	$\log_{10}(\text{Mo}) = +0.70 \cdot \text{pH} - 6.20$
Nickel	if pH<7.5, $\log_{10}(\text{Ni}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 2.4$ if pH $\Rightarrow$ 7.5, $\log_{10}(\text{Ni}) = -3.000 \cdot \text{pH} + 22.7$
Phosphorus	if pH<5.0, $\log_{10}(\text{P}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 1.4$ if pH $\Rightarrow$ 5.0, $\log_{10}(\text{P}) = -0.097$ or P = 0.8 mg/L
Potassium	if pH<4.5, $\log_{10}(\text{K}) = -0.40 \cdot \text{pH} + 3.0$ if pH $\Rightarrow$ 4.5, $\log_{10}(\text{K}) = +1.204$ or K = 16 mg/L
Selenium	$\log_{10}(\text{Se}) = -0.1 \cdot \text{pH} - 1.0$
Silicon	if pH<5.1, $\log_{10}(\text{Si}) = -0.30 \cdot \text{pH} + 2.3$ if pH $\Rightarrow$ 5.1, $\log_{10}(\text{Si}) = +0.7788$ or Si = 6 mg/L
Silver	$\log_{10}(\text{Ag}) = -0.10 \cdot \text{pH} - 2.3$
Sodium	$\log_{10}(\text{Na}) = +0.40 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 0.10$
Strontium	$\log_{10}(\text{Sr}) = +0.7 \cdot \log_{10}(\text{SO}_4) - 2.0$
Thallium	$\log_{10}(\text{Tl}) = -3.222$ or Tl = 0.0006 mg/L
Tin	$\log_{10}(\text{Sn}) = -2.523$ or Sn = 0.003 mg/L
Titanium	$\log_{10}(\text{Ti}) = -3.000$ or Ti = 0.001 mg/L

Uranium	if pH<6.1, $\log_{10}(U) = -0.50 \cdot \text{pH} - 0.20$ if pH ≥ 6.1, $\log_{10}(U) = +0.90 \cdot \text{pH} - 8.7$
Vanadium	$\log_{10}(V) = -0.699$ or $V = 0.2 \text{ mg/L}$
Zinc	if pH<7.4, $\log_{10}(Zn) = -0.20 \cdot \text{pH} + 2.4$ if pH ≥ 7.4, $\log_{10}(Zn) = -1.80 \cdot \text{pH} + 14.2$

6. SOLUBILITY CALCULATIONS USING MINTEQ

To identify the minerals with which the Matawinie laboratory kinetic tests (Appendix A) may be in equilibrium (Figure 3-2), the geochemical speciation-solubility model called Minteq was used (Visual MINTEQ Version 3.1, February 2019). Minteq was originally developed by the U.S. Environmental Protection Agency, and provides similar results and information as other models like the U.S. Geological Survey PHREEQE.

These geochemical models calculate solubility products based on minerals that are either ideal or specific to one site. In reality, each minesite can produce similar minerals, but with distinctly different solubilities than those in these models (e.g., Morin and Hutt, 2000). As a result, Minteq results were used as general guides for minerals close to, or above, ideal saturation in Matawinie kinetic testwork, rather than as definitive proof.

The water-quality model of Table 5-1 was used to estimate full-scale Matawinie concentrations at pH 4, pH 6, and pH 8 (Table 6-1). These concentrations were entered into Minteq.

Table 6-1. Full-scale water-quality predictions (based on Table 5-1) for the Matawinie Graphite Project at pH 4, 6, and 8			
<u>Dissolved Parameter (mg/L)</u>	<u>pH 4</u>	<u>pH 6</u>	<u>pH 8</u>
Alkalinity	0.31	12.58	501.1
Acidity	1584.8	63.09	2.51
Net Acidity ("AN")	1584.57	50.50	-498.647
Sulphate	6309	1600	1600
Thiosalts (as S ₂ O ₃)	251	16.1	16.1
Chloride	40	40	40
Conductivity (in uS/cm)	10000	2100	2100
Aluminum	1.58	0.2	0.2
Antimony	0.02	0.02	0.02
Arsenic	0.05	0.05	0.05
Boron	0.7	0.7	0.7
Barium	0.724	0.277	0.277
Beryllium	0.00251	3.16E-05	7.94E-06
Bismuth	0.501	0.2	0.2
Cadmium	0.0281	0.00707	0.000794

Calcium	724	277	277
Chromium	19.95	7.94	0.01
Cobalt	0.501	0.316	0.015
Copper	15.8	6.30	0.0158
Iron	1995	125.8	0.199
Lead	0.199	0.1	0.00501
Lithium	0.457	0.174	0.174
Magnesium	288	110	110
Manganese	47.8	10.5	10.5
Mercury	0.000591	0.000454	0.000349
Molybdenum	0.000398	0.01	0.251
Nickel	15.9	3.98	0.05
Phosphorus	1.58	0.8	0.8
Potassium	25.1	16	16
Selenium	0.0398	0.0251	0.0158
Silicon	12.5	6	6
Silver	0.00199	0.00125	0.000794
Sodium	26.3	15.2	15.2
Strontium	4.57	1.75	1.75
Thallium	0.0006	0.0006	0.0006
Tin	0.003	0.003	0.003
Titanium	0.001	0.001	0.001
Uranium	0.00630	0.00063	0.0316
Vanadium	0.2	0.2	0.2
Zinc	39.8	15.8	0.630

This showed minerals close to or above saturation included:

pH 4: barite (BaSO_4), MnHPO_4 , quartz (SiO_2), gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), celestite (SrSO_4), rutile (TiO_2), PbMoO_4 , anglesite (PbSO_4), and AlOHSO_4 .

pH 6: Cr_2O_6 , MnHPO_4 , barite (BaSO_4), PbMoO_4 , $\text{AlPO}_4 \cdot 1.5\text{H}_2\text{O}$, quartz (SiO_2), $\text{VO}(\text{OH})_2$, hydroxyapatite ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), $\text{Al}(\text{OH})_3$ amorphous, rutile (TiO_2), celestite (SrSO_4), NiMoO_4 , NiCO_3 , rhodocrosite (MnCO_3), smithsonite (ZnCO_3), CdMoO_4 , and anglesite (PbSO_4).

pH 8: MnHPO_4 , dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), rhodocrosite (MnCO_3), barite (BaSO_4), $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, calcite (CaCO_3), boehmite (AlOH_3), V_2O_4 , plumbgummite ($\text{PbAl}_3(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot \text{H}_2\text{O}$), smithsonite (ZnCO_3), quartz (SiO_2), gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), PbMoO_4 , strontianite (SrCO_3), rutile (TiO_2), NiCO_3 , CoCO_3 , celestite (SrSO_4), CdMoO_4 , and CaMoO_4 .

Therefore, many minerals were close to or above ideal saturation at pH 4, 6, and 8 based on the Matawinie water-quality model (Tables 5-1 and 6-1). This is an indicator that aqueous concentrations of many elements based on Table 5-1 can represent maximum “equilibrium” concentrations representative of full-scale minesite components (Figure 3-2). In other words, no scaling factors are needed as scale increases.

However, larger-scale on-site kinetic testwork in 2020 will be used to refine and confirm this. Contact water with approximately 3000 tonnes of well-oxidized on-site Matawinie tailings have already shown some parameters to be reasonably predicted as shown in Appendix A below.

7. REFERENCES

- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2010. Thirty-One Years of Monitoring Minesite-Drainage Chemistry, During Operation and After Closure: The Bell Minesite, British Columbia, Canada. MDAG Internet Case Study #33, www.mdag.com/case_studies/cs33.html
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2007. Scaling and Equilibrium Concentrations in Minesite-Drainage Chemistry. MDAG Internet Case Study #26, www.mdag.com/case_studies/cs26.html
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2000. Case studies in metal solubility at minesites. Presented at the 7th Annual British Columbia Metal Leaching/ARD Workshop, Vancouver, November 29-30. MEND 2000 and the British Columbia Ministry of Energy and Mines.
- Morin, K.A., N.M. Hutt, and M. Aziz. 2012. Case studies of thousands of water analyses through decades of monitoring: selected observations from three minesites in British Columbia, Canada. IN: Proceedings of the 2012 International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Canada, May 22-24.
- Morin, K.A., N.M. Hutt, and M.L. Aziz. 2010. Twenty-Three Years of Monitoring Minesite-Drainage Chemistry, During Operation and After Closure: The Equity Silver Minesite, British Columbia, Canada. MDAG Internet Case Study #35, www.mdag.com/case_studies/cs35.html
- Price, W.A. 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. Canadian Mine Environment Neutral Drainage Report 1.20.1, Natural Resources Canada, dated December 2009.
- SNC Lavalin. 2019. Geochemistry Test Work Program Technical Report. Nouveau Monde Graphite, dated 25 March 2019.

APPENDIX A. Compiled Scatterplots from Matawinie Project Kinetic Humidity Cells and Columns

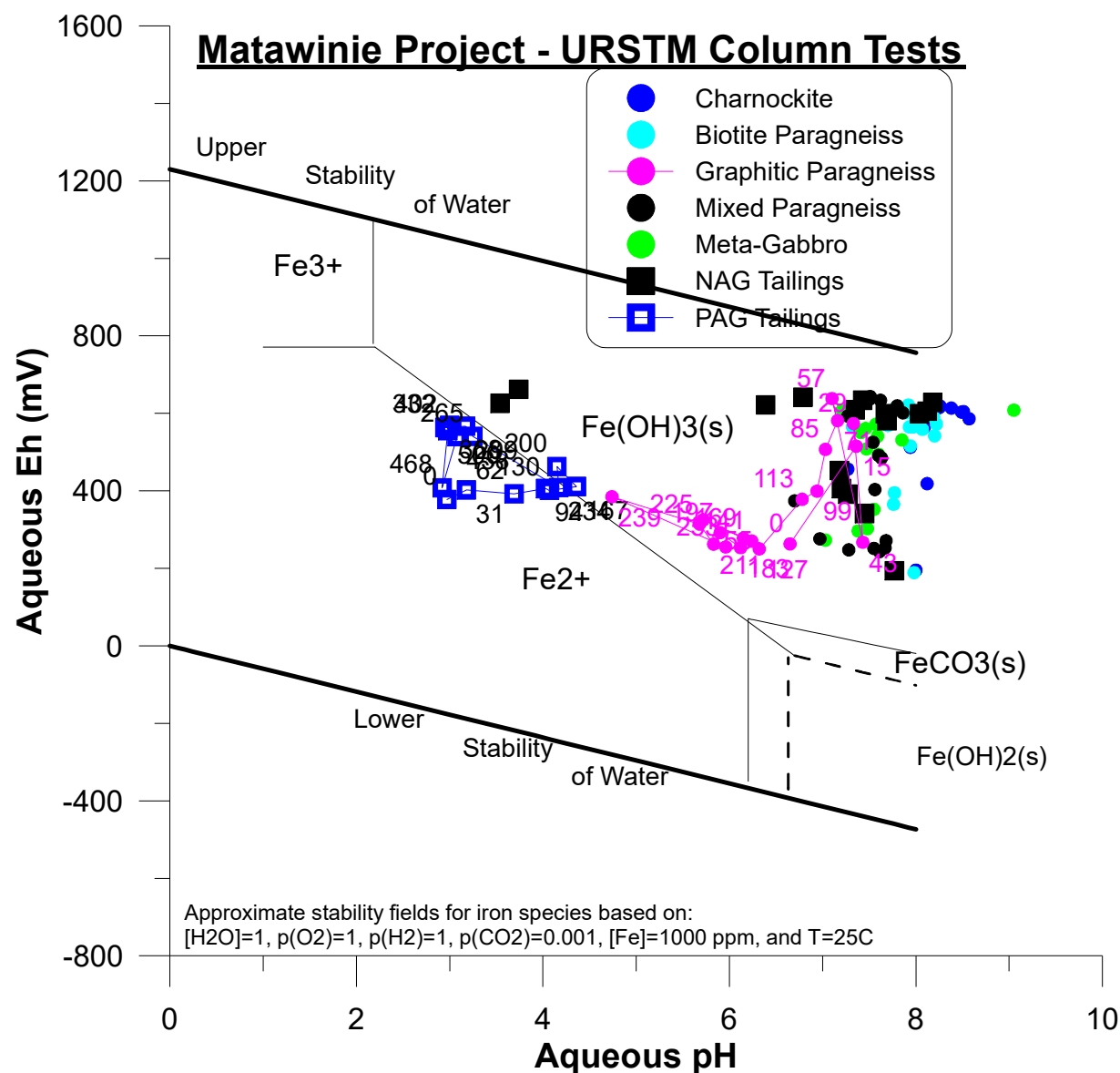


Figure A1. Eh-pH diagram for the column-test results, showing most columns were operated under partly oxidizing conditions; values next to data points are elapsed weeks of testing; Eh was not measured for the humidity cells, but some early weeks were apparently only partially oxidized.

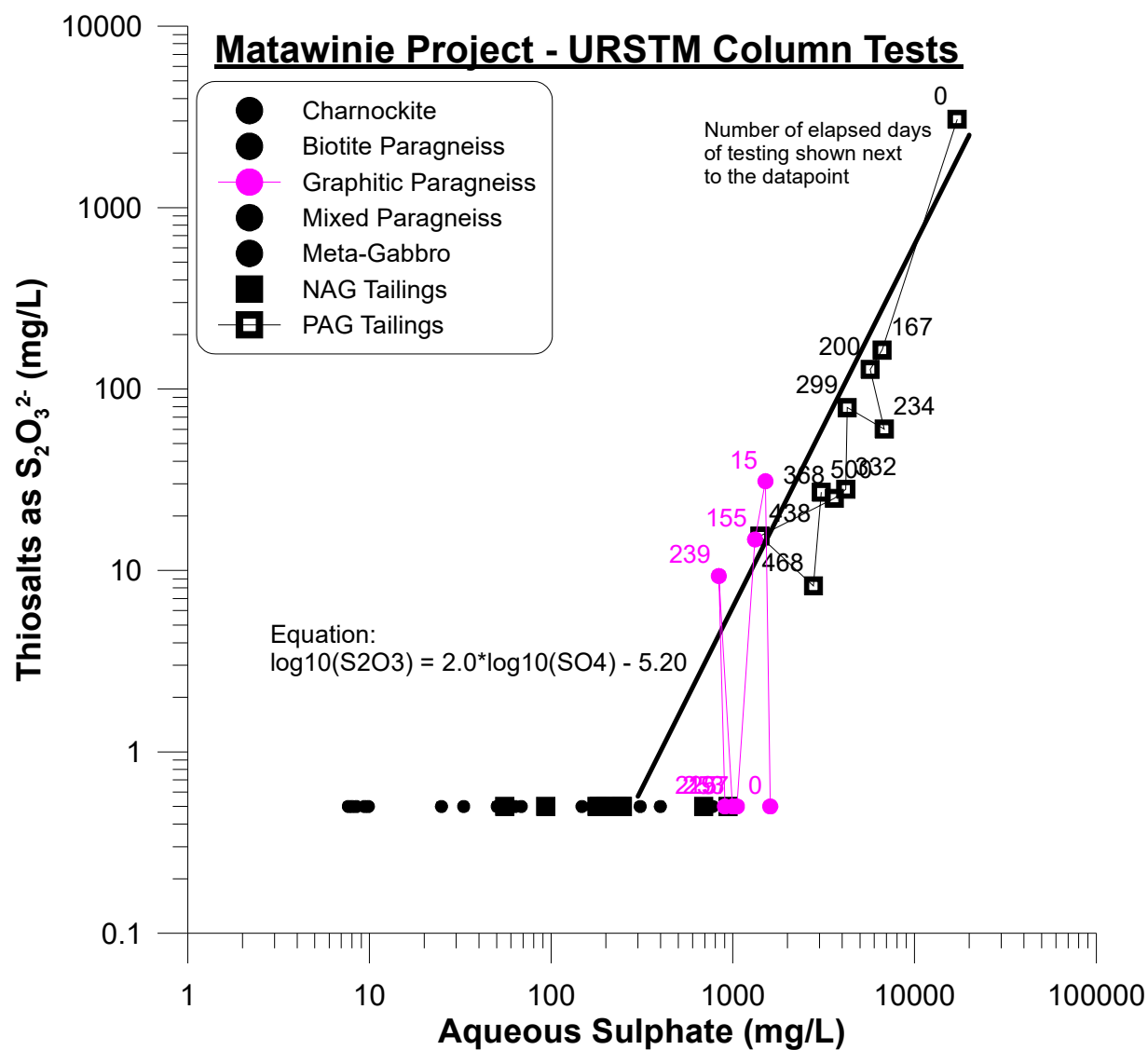


Figure A2. Aqueous thiosalts vs. aqueous sulphate for the column-test results, showing that thiosalts generally decreased as testing continued and also correlated with aqueous sulphate (this figure) and initial solid-phase sulphide (next figure).

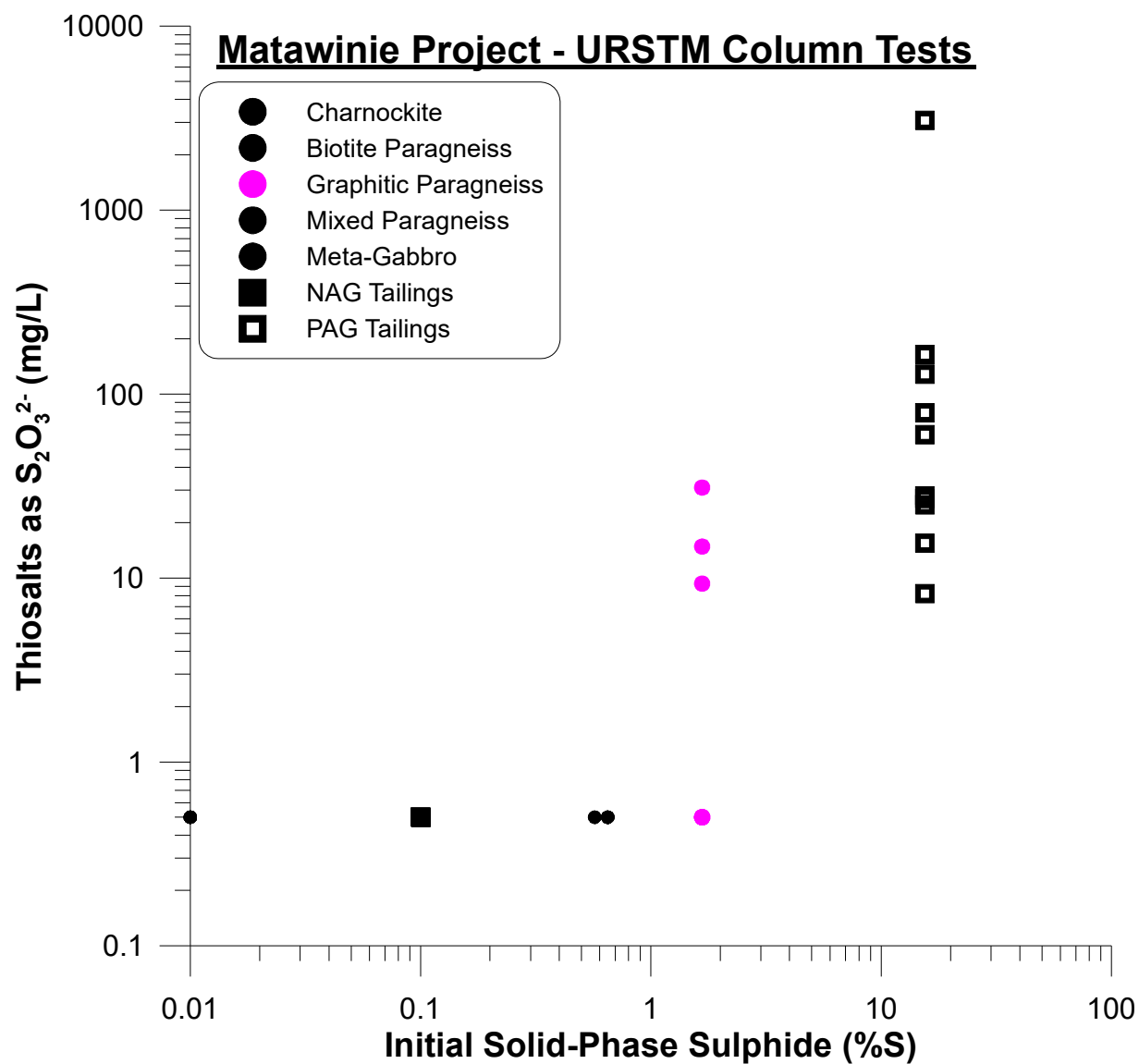


Figure A3. Aqueous thiosalts vs. initial solid-phase sulphide, showing some correlation, but the correlation is stronger with aqueous sulphate in earlier periods of testing (Figure A2).

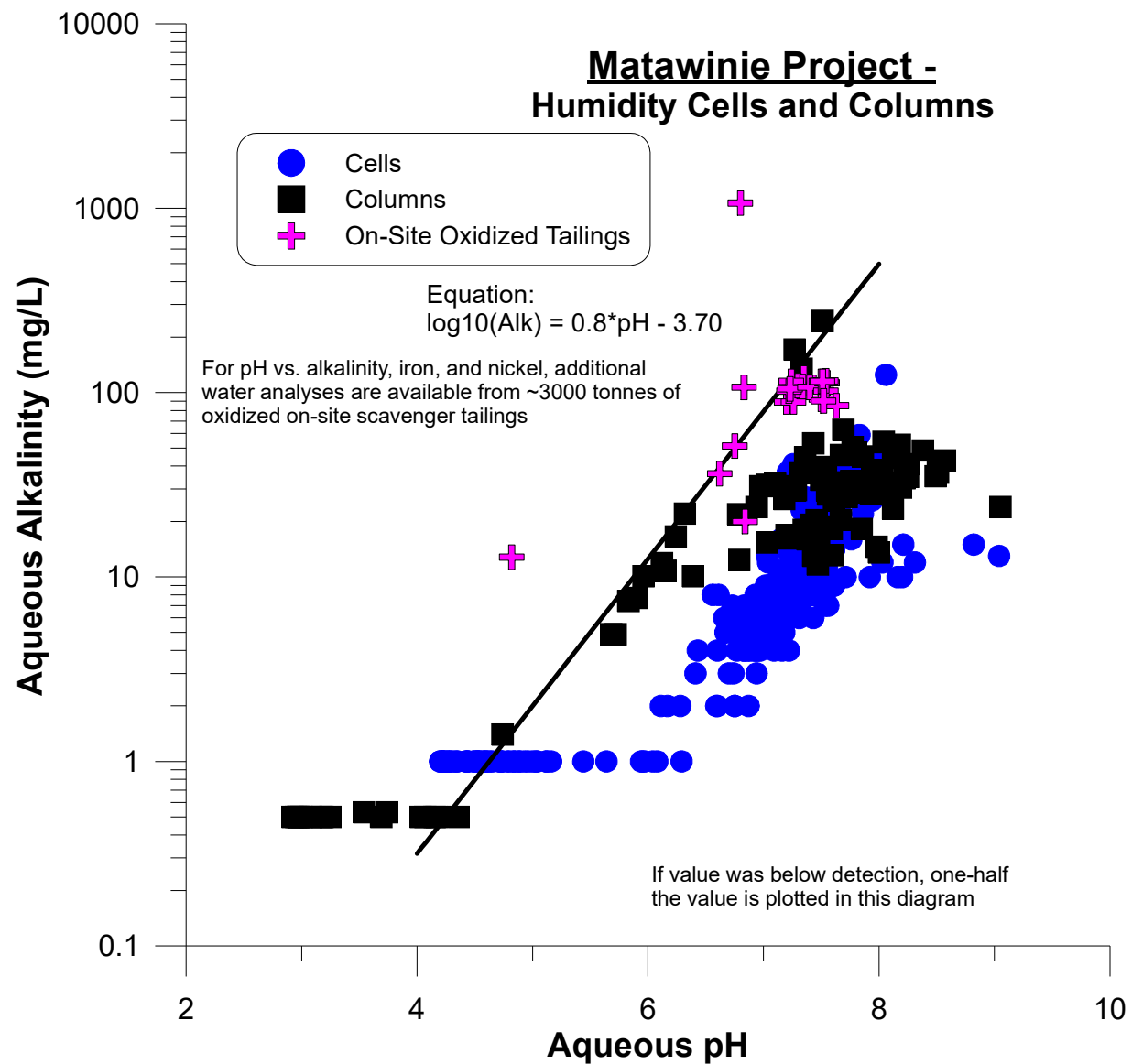


Figure A4. Alkalinity vs. pH from the Matawinie kinetic tests and on-site tailings, showing the pH-dependent full-scale equation.

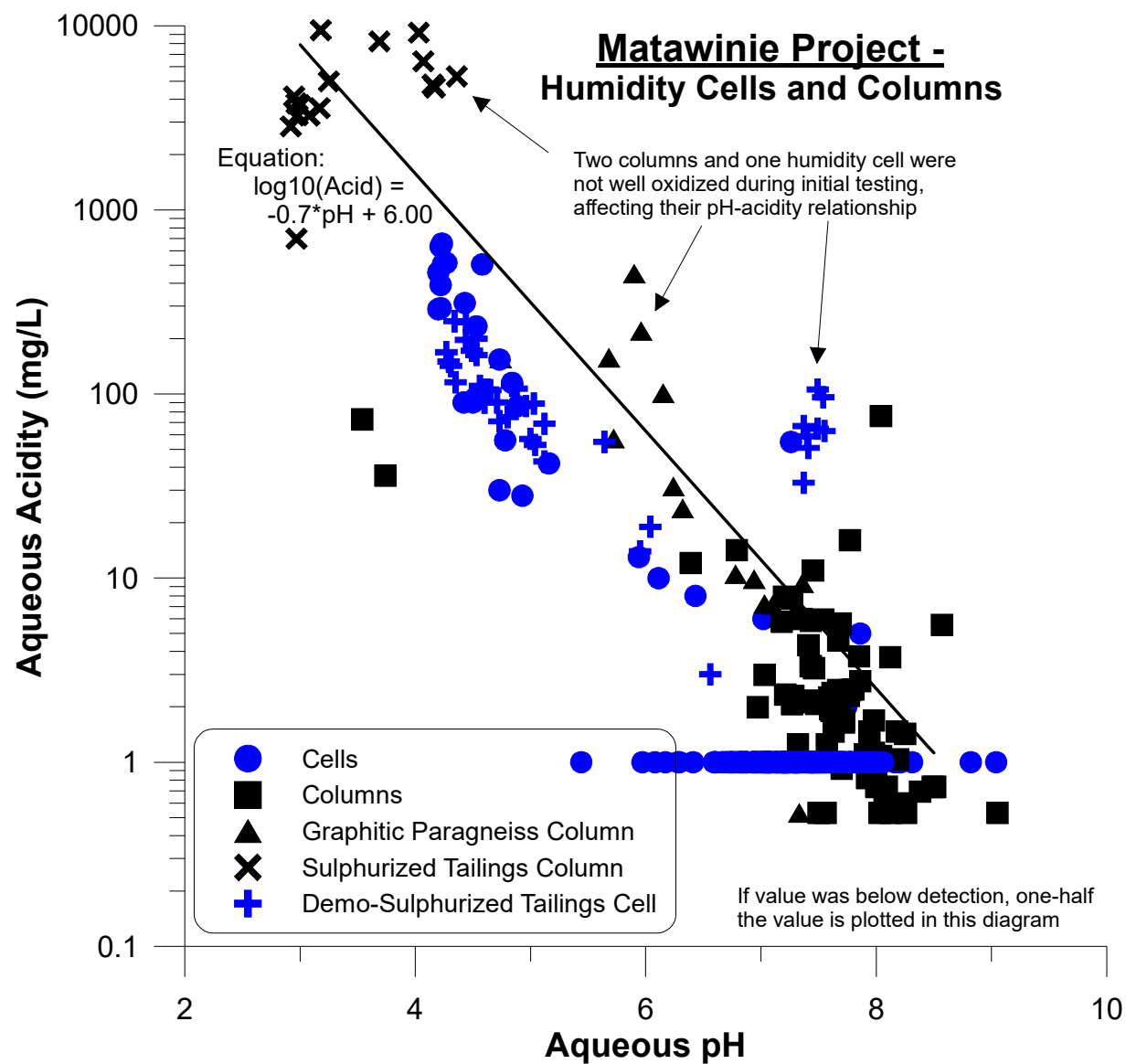


Figure A5. Acidity vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation and ignoring the results that were only partially oxidized (with anomalously higher pH).

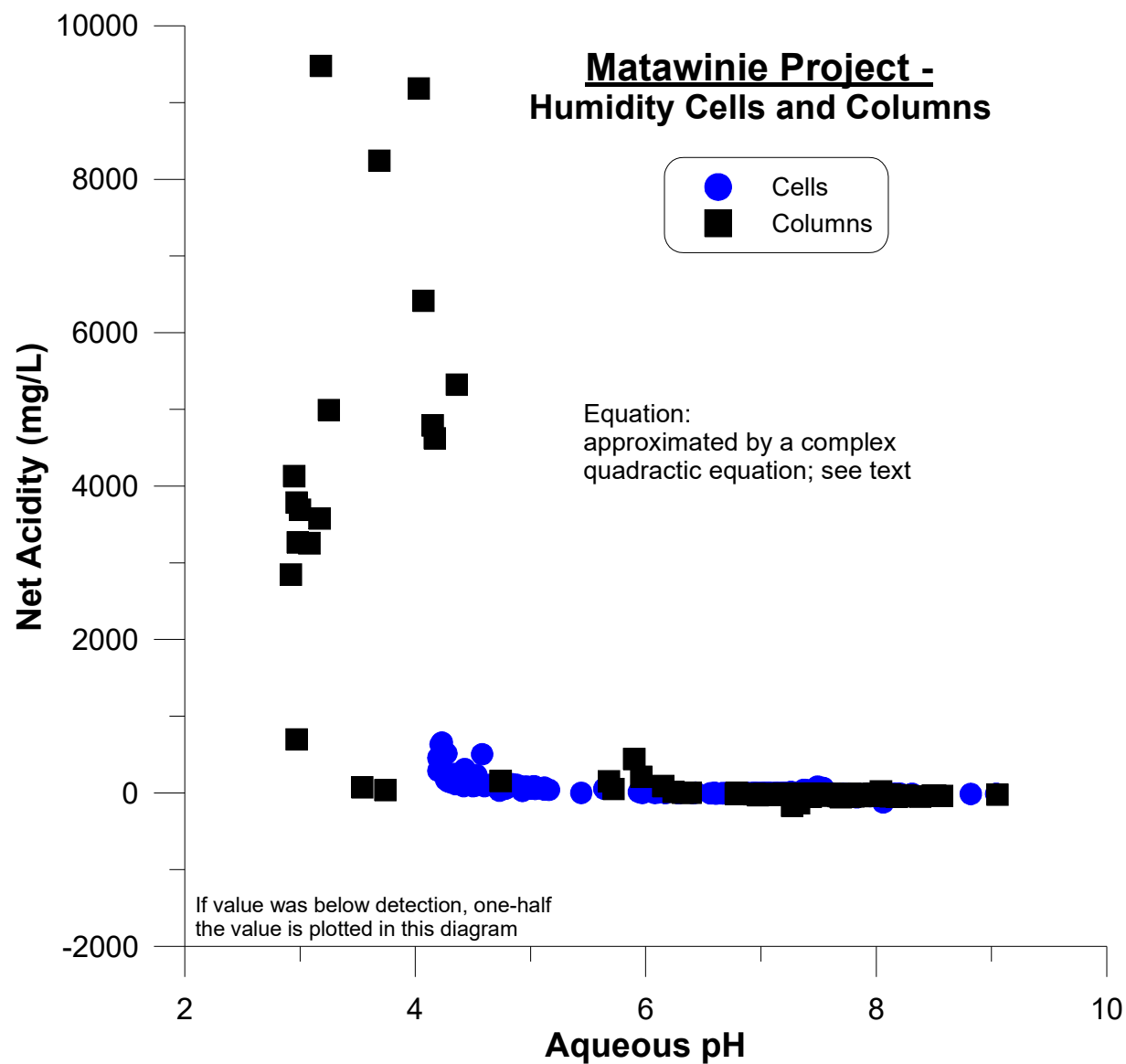


Figure A6a. Net Acidity (acidity minus alkalinity) vs. pH from the Matawinie kinetic tests, the equation relating Net Acidity to pH is approximated by a complex quadratic equation (see Table 1); see also Figure A6b.

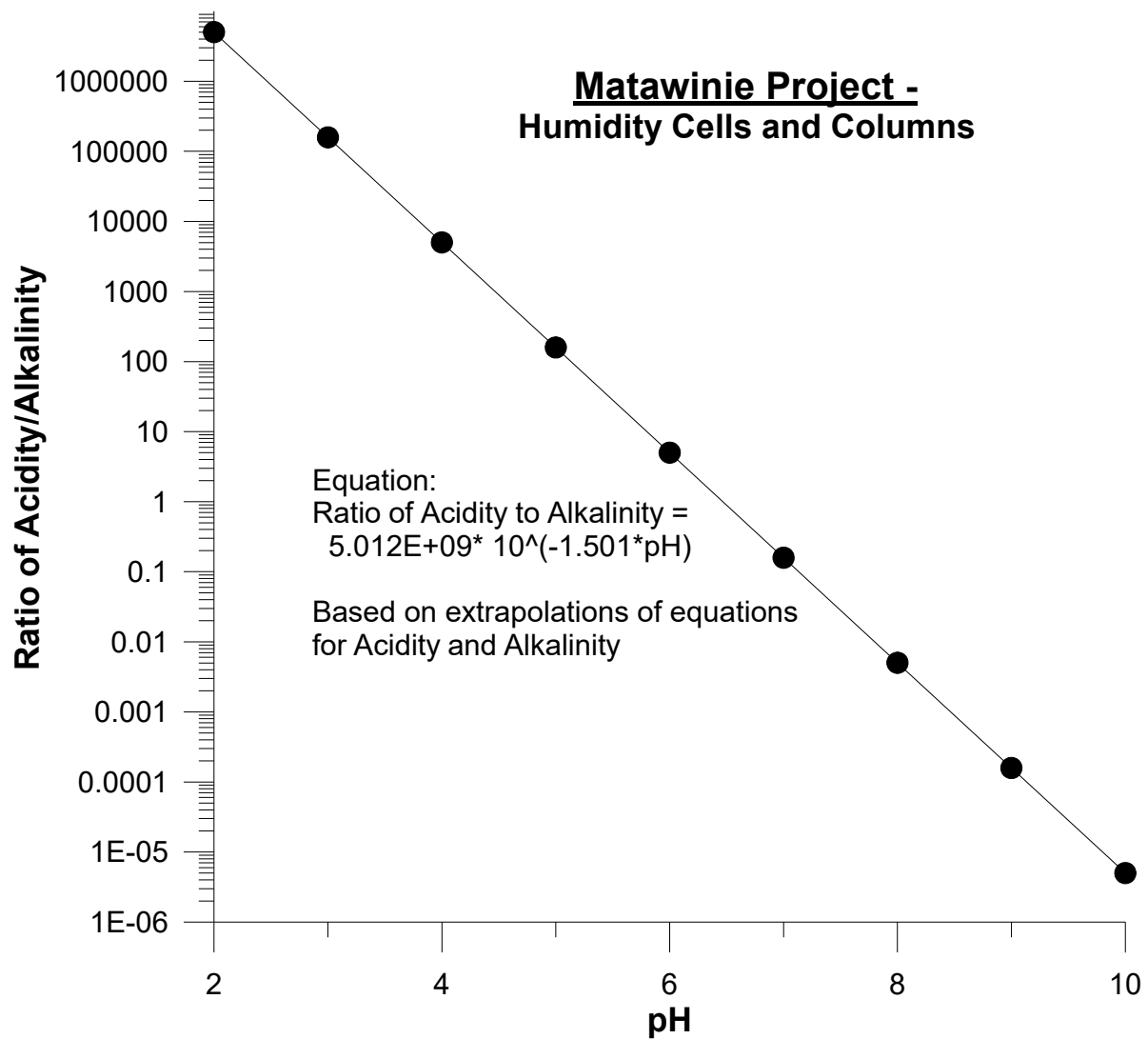


Figure A6b. Ratio of acidity to alkalinity vs. pH from the Matawinie kinetic tests, based on extrapolations of the equations for acidity (Figure A5) and alkalinity (Figure A4).

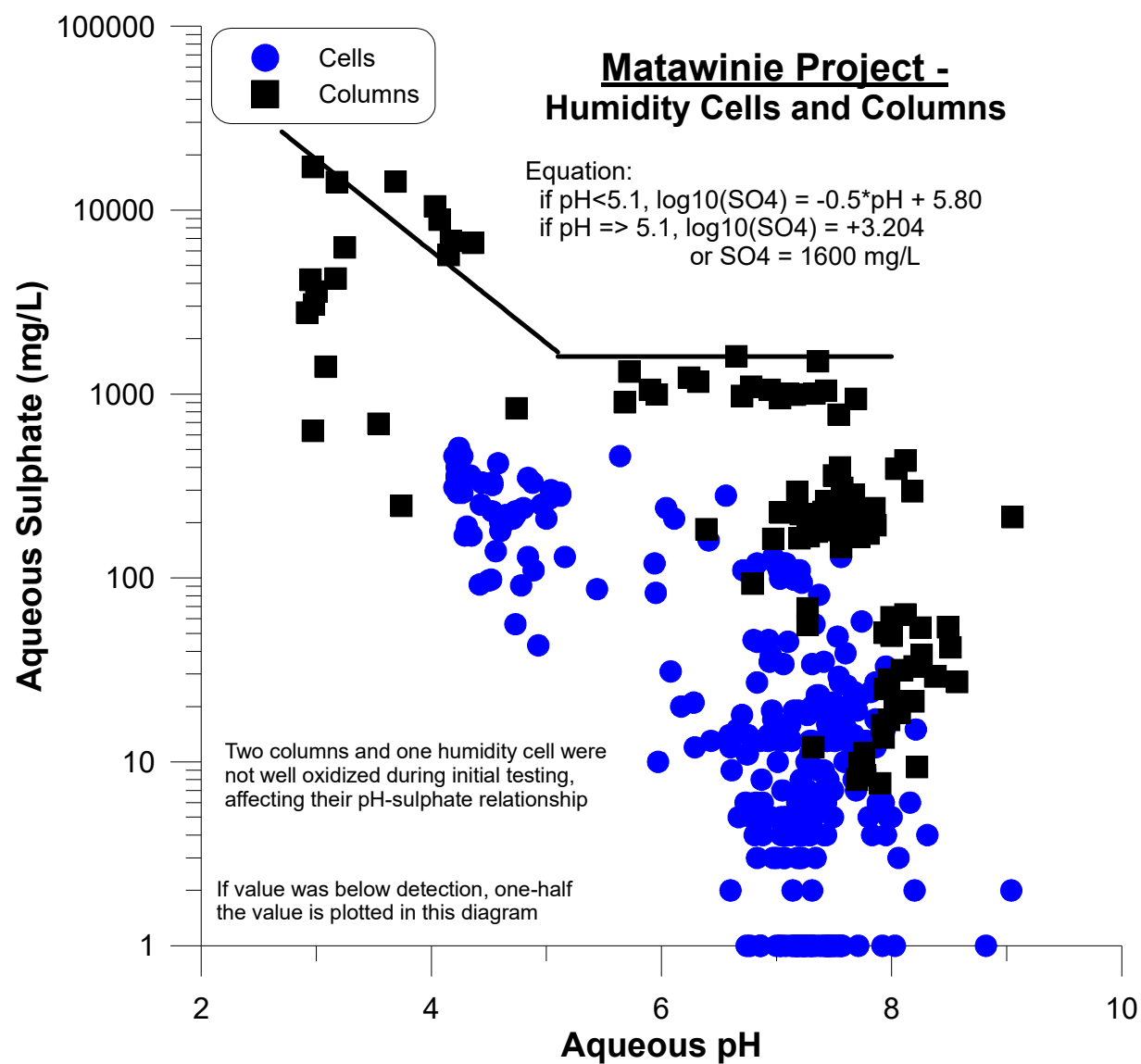


Figure A7. Sulphate vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

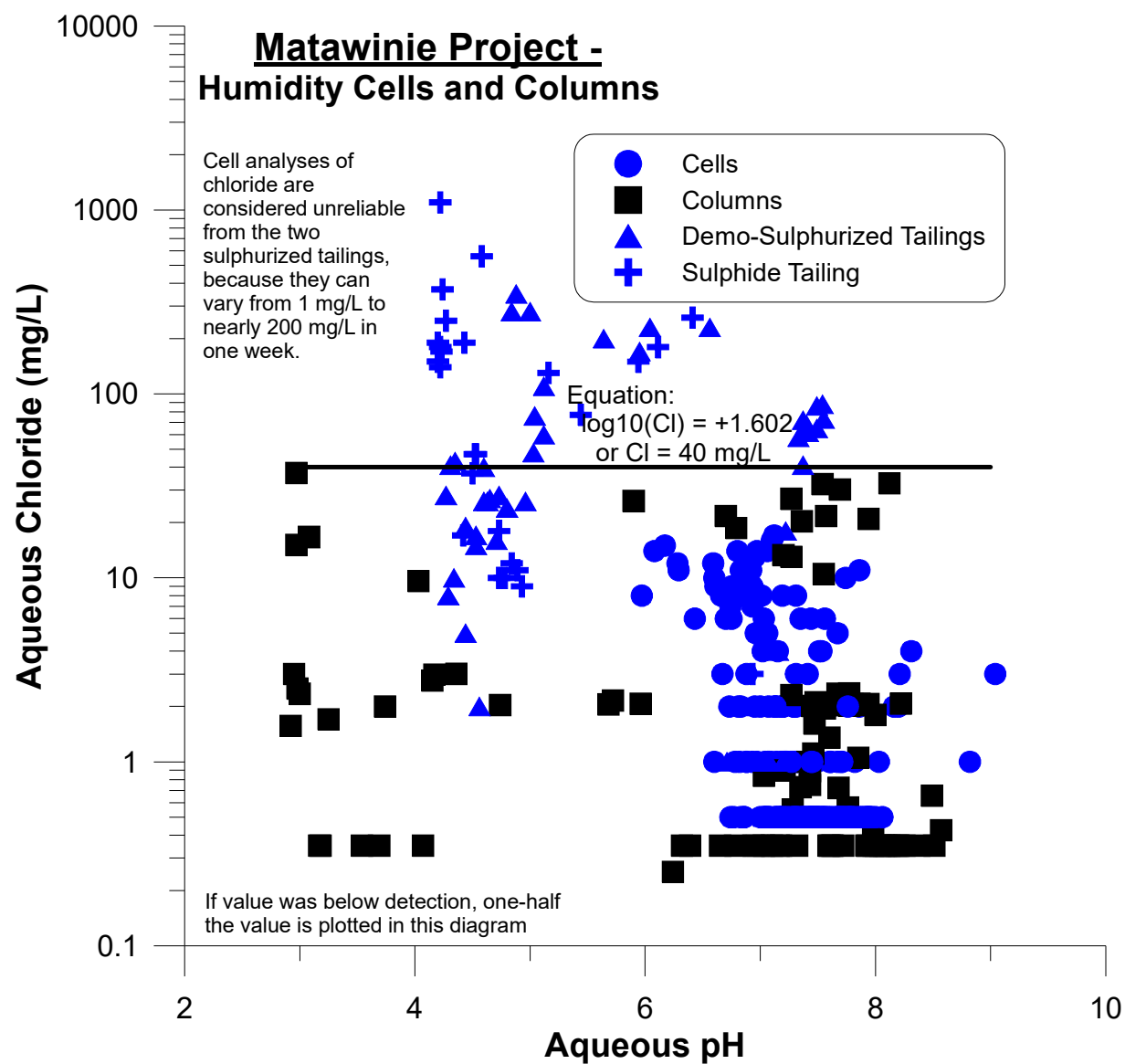


Figure A8. Chloride vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation that might not apply to sulphurized PAG tailings.

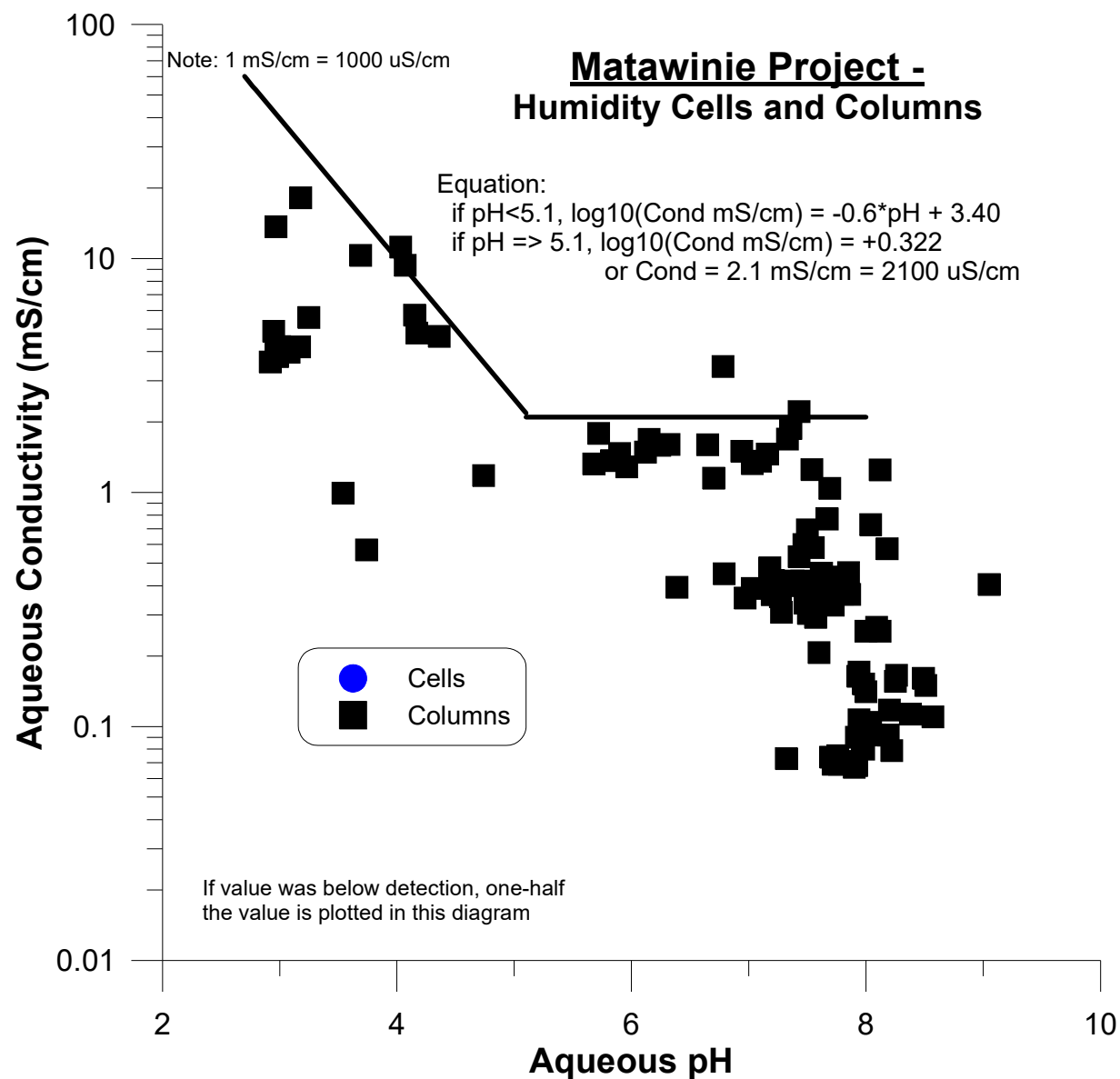


Figure A9. Conductivity vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (not care is needed when converting mS/cm to uS/cm).

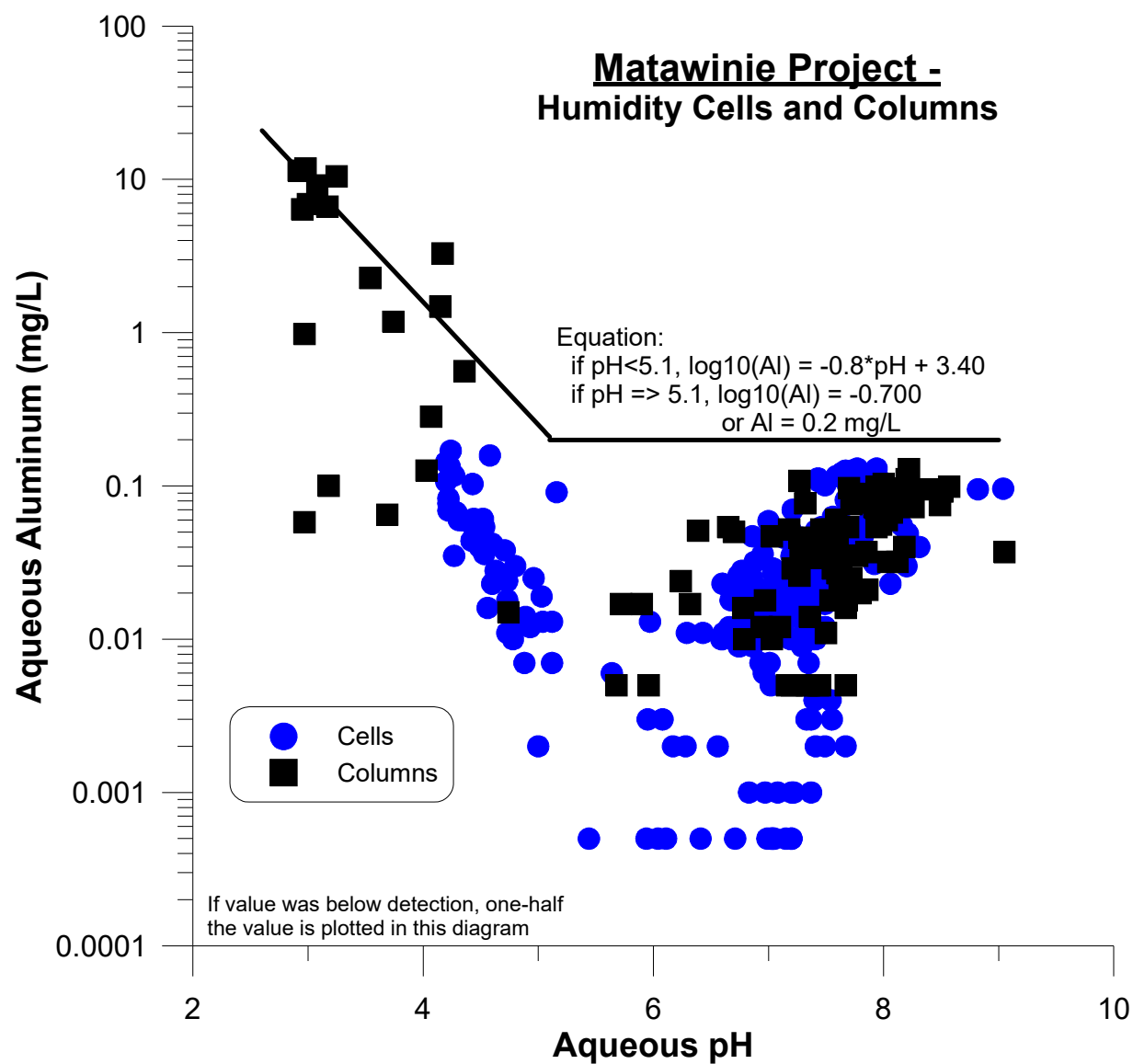


Figure A10. Dissolved aluminum vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

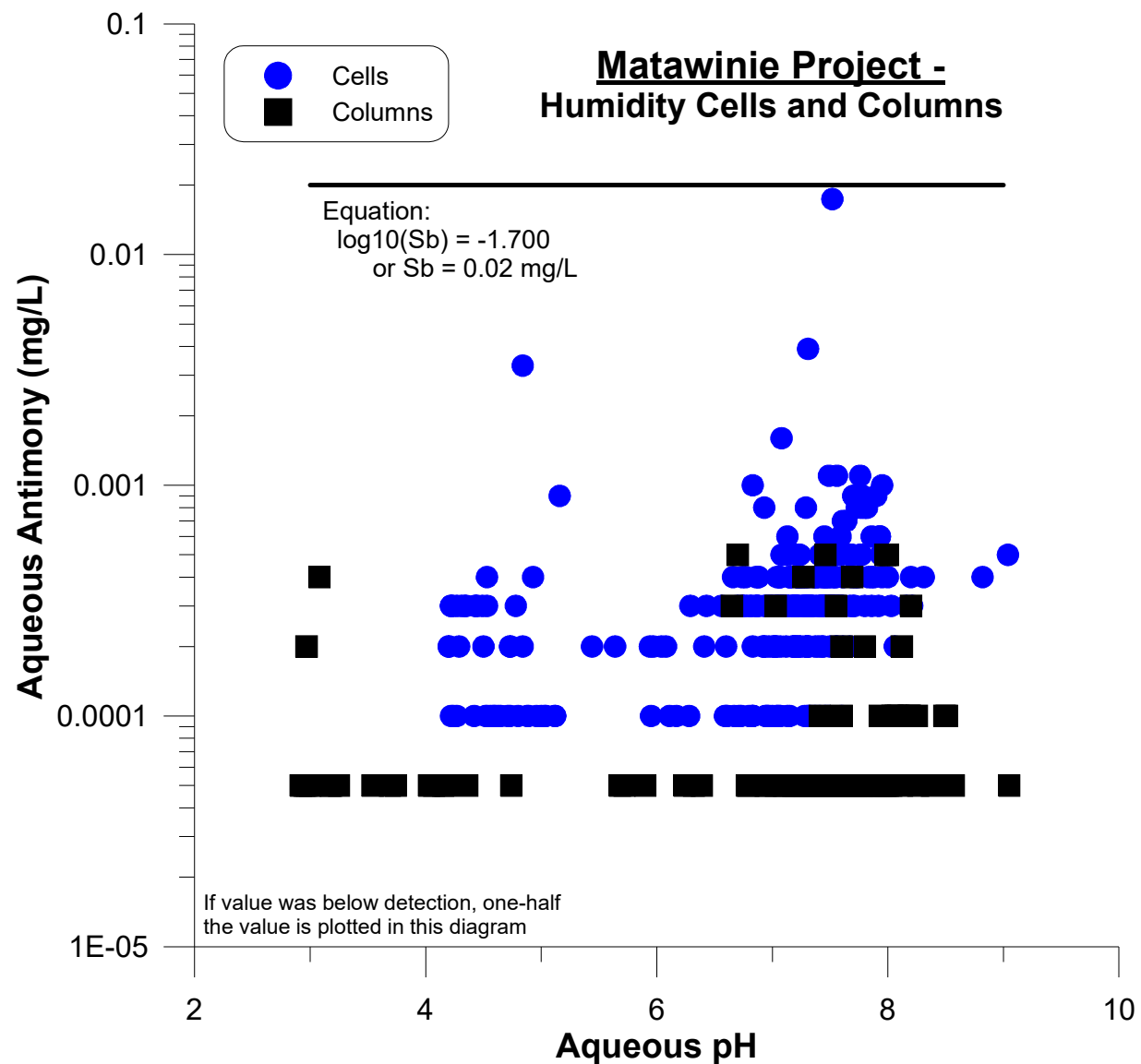


Figure A11. Dissolved antimony vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

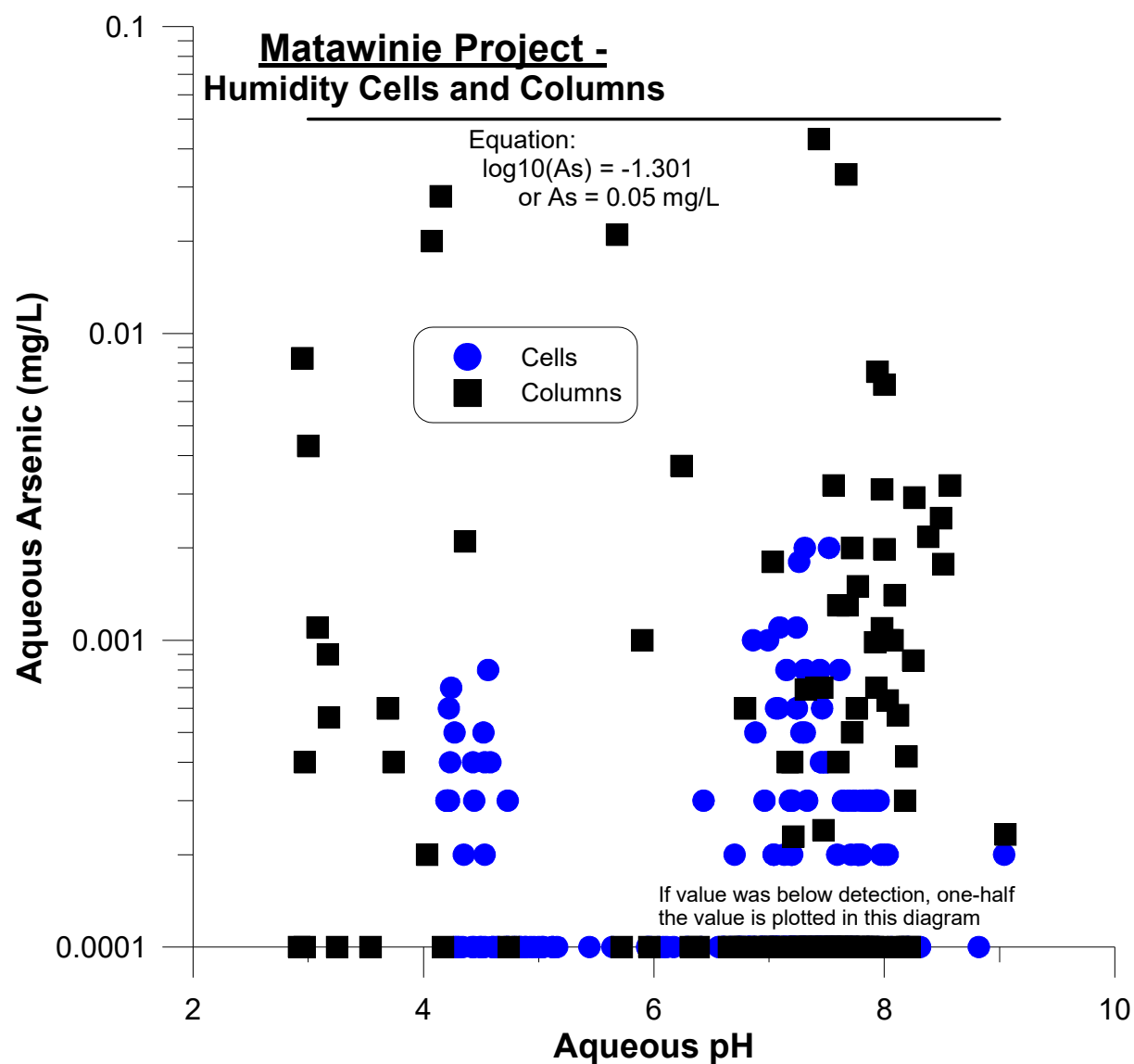


Figure A12. Dissolved arsenic vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

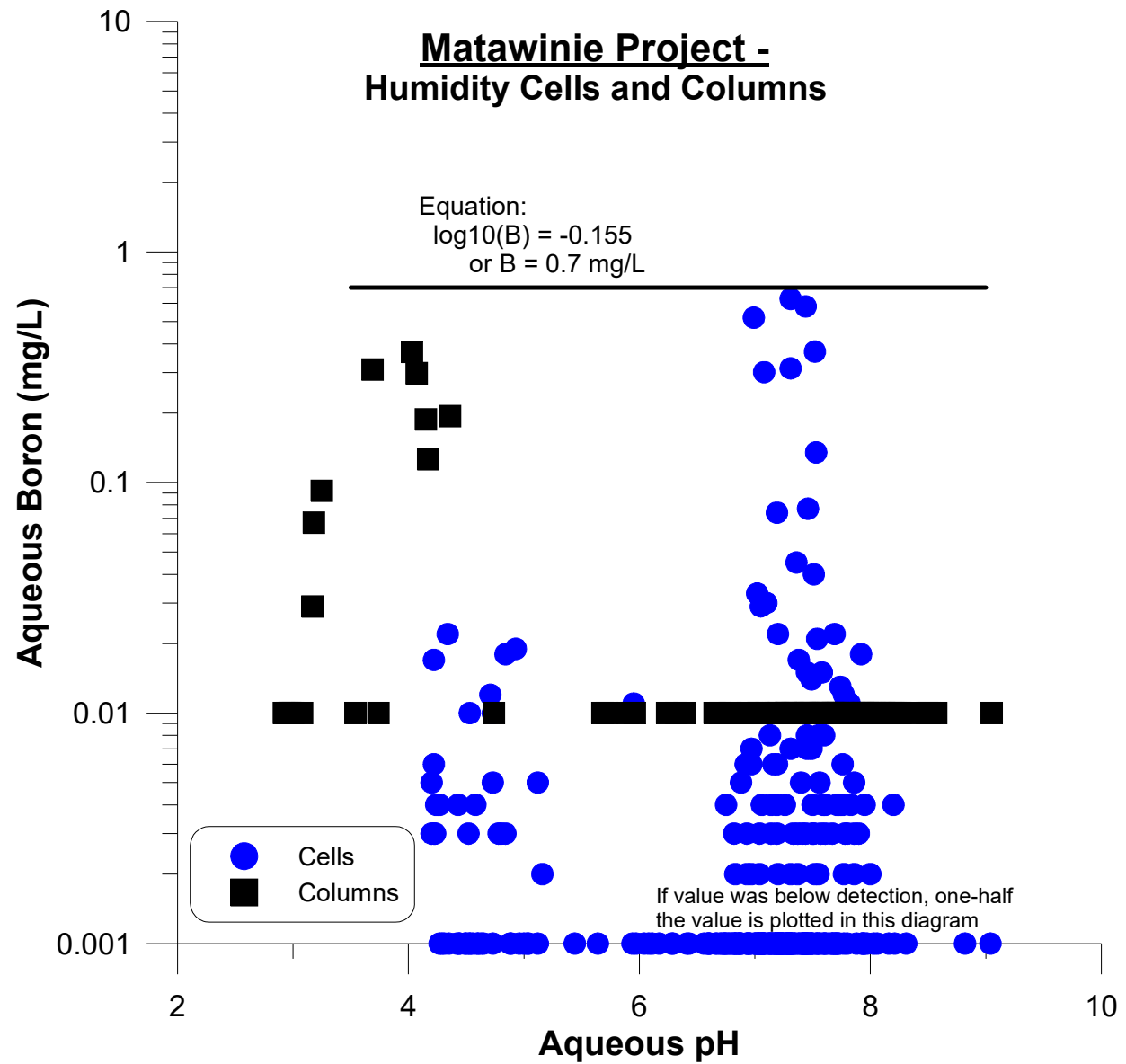


Figure A13. Dissolved boron vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

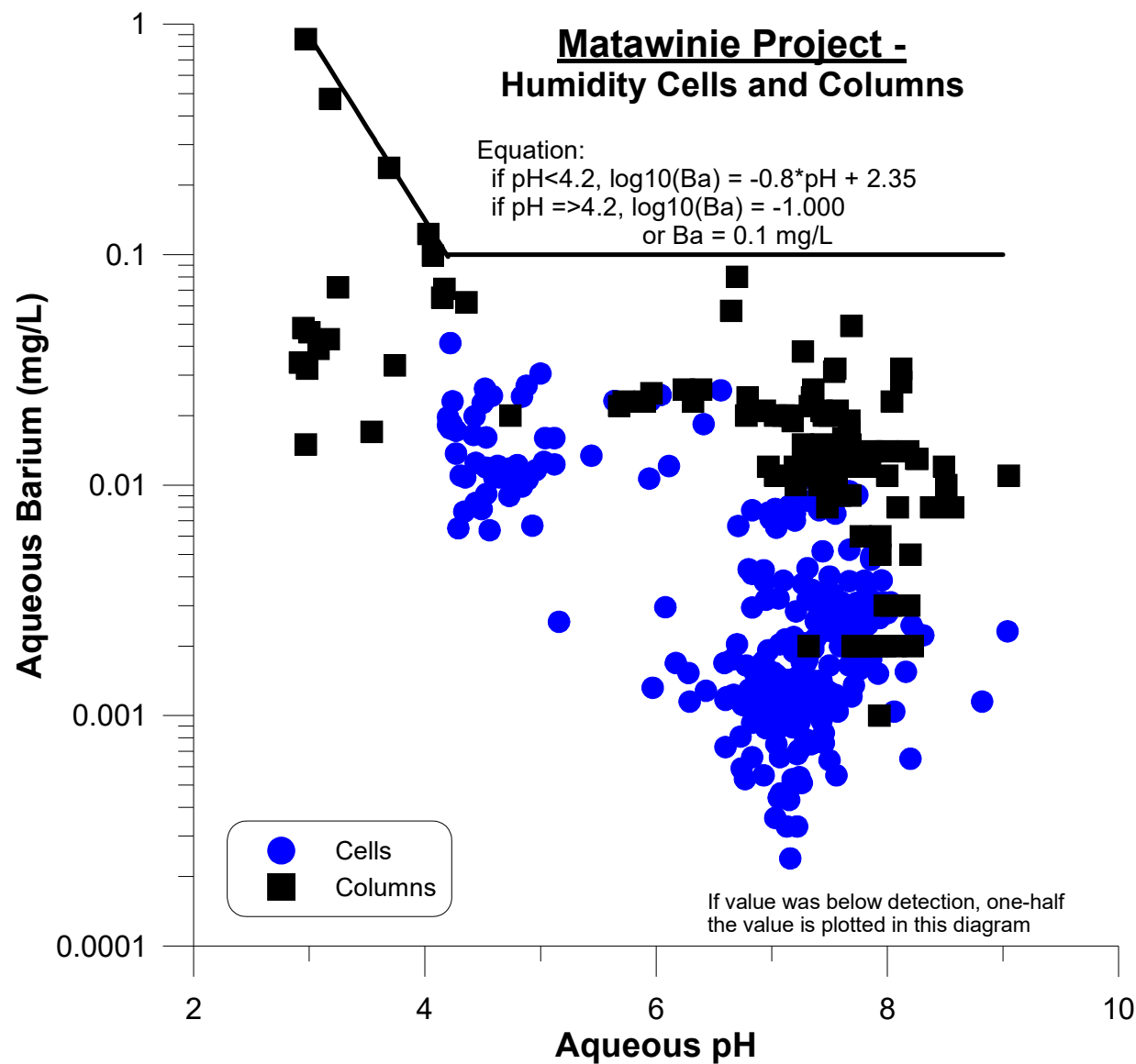


Figure A14a. Dissolved barium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A14b for the better correlation of barium with sulphate).

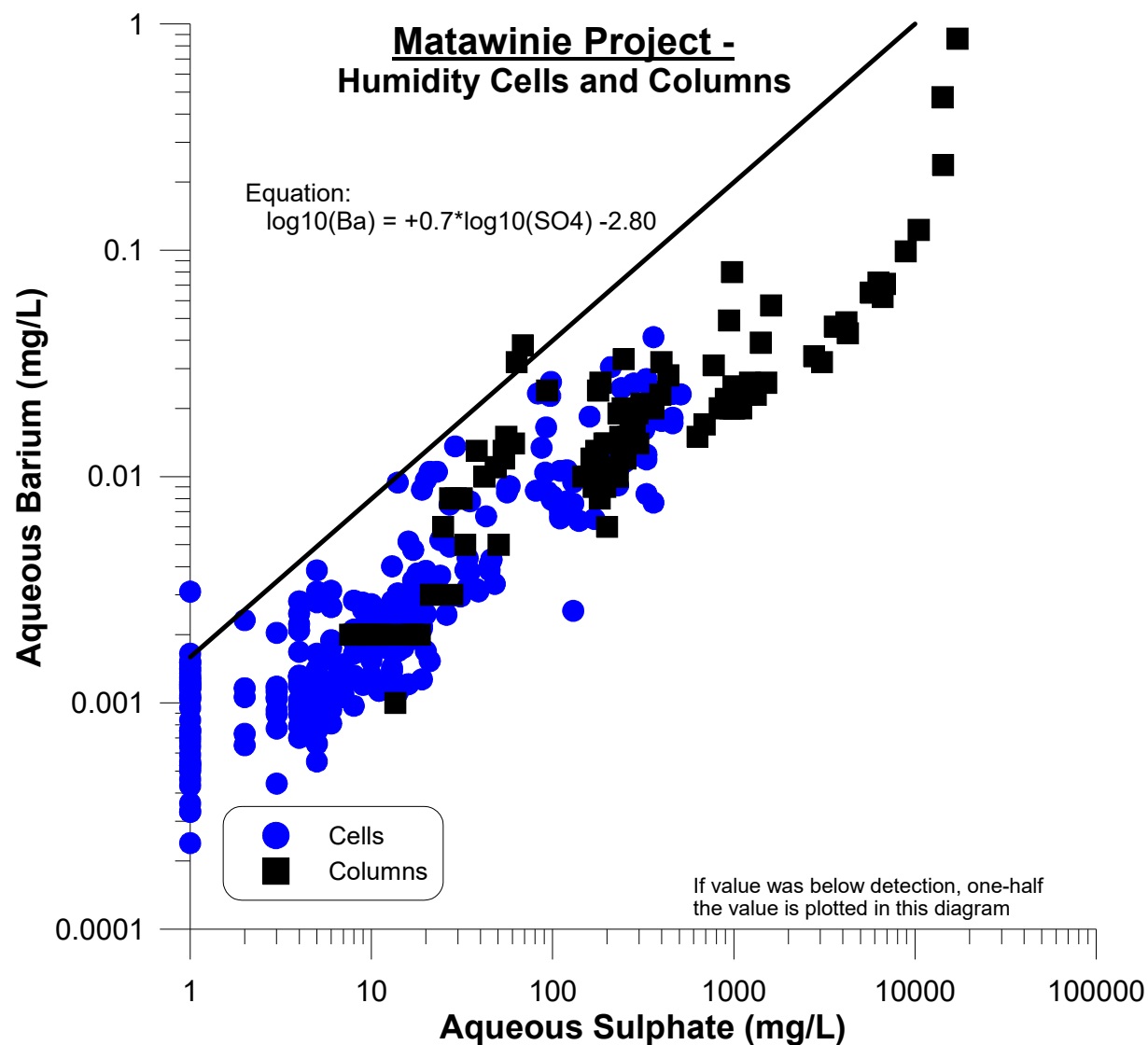


Figure A14b. Dissolved barium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

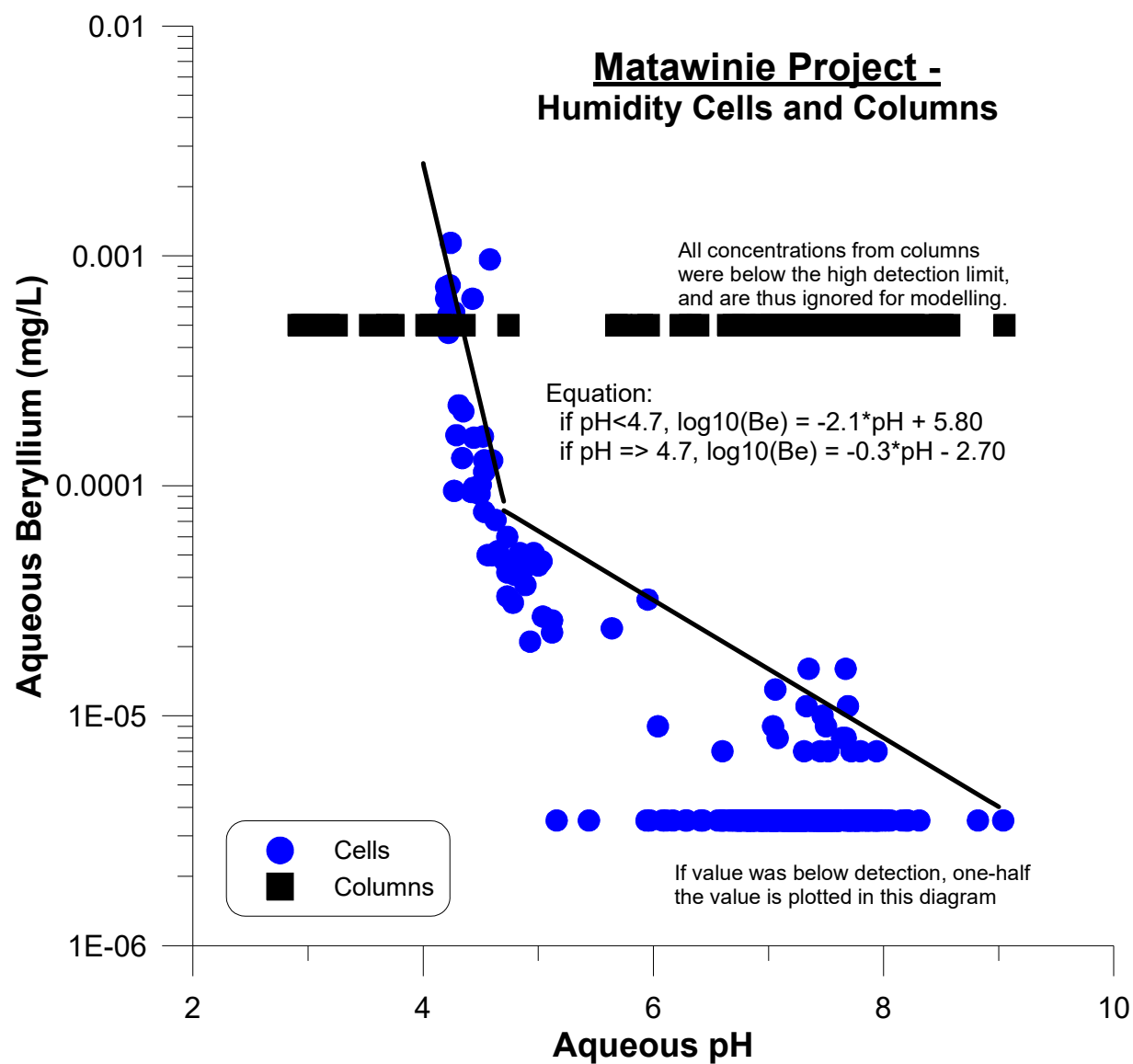


Figure A15. Dissolved beryllium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

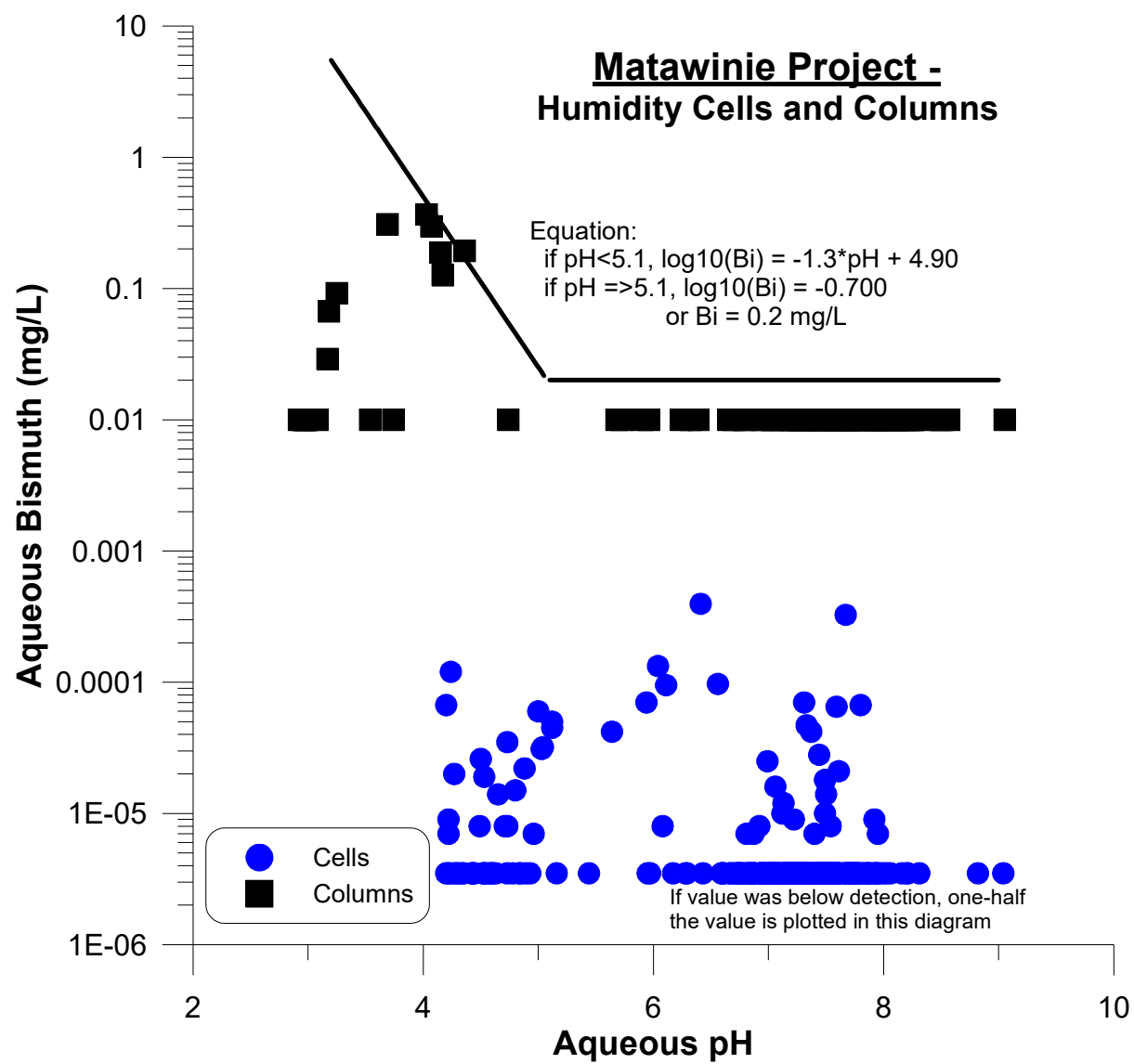


Figure A16. Dissolved bismuth vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

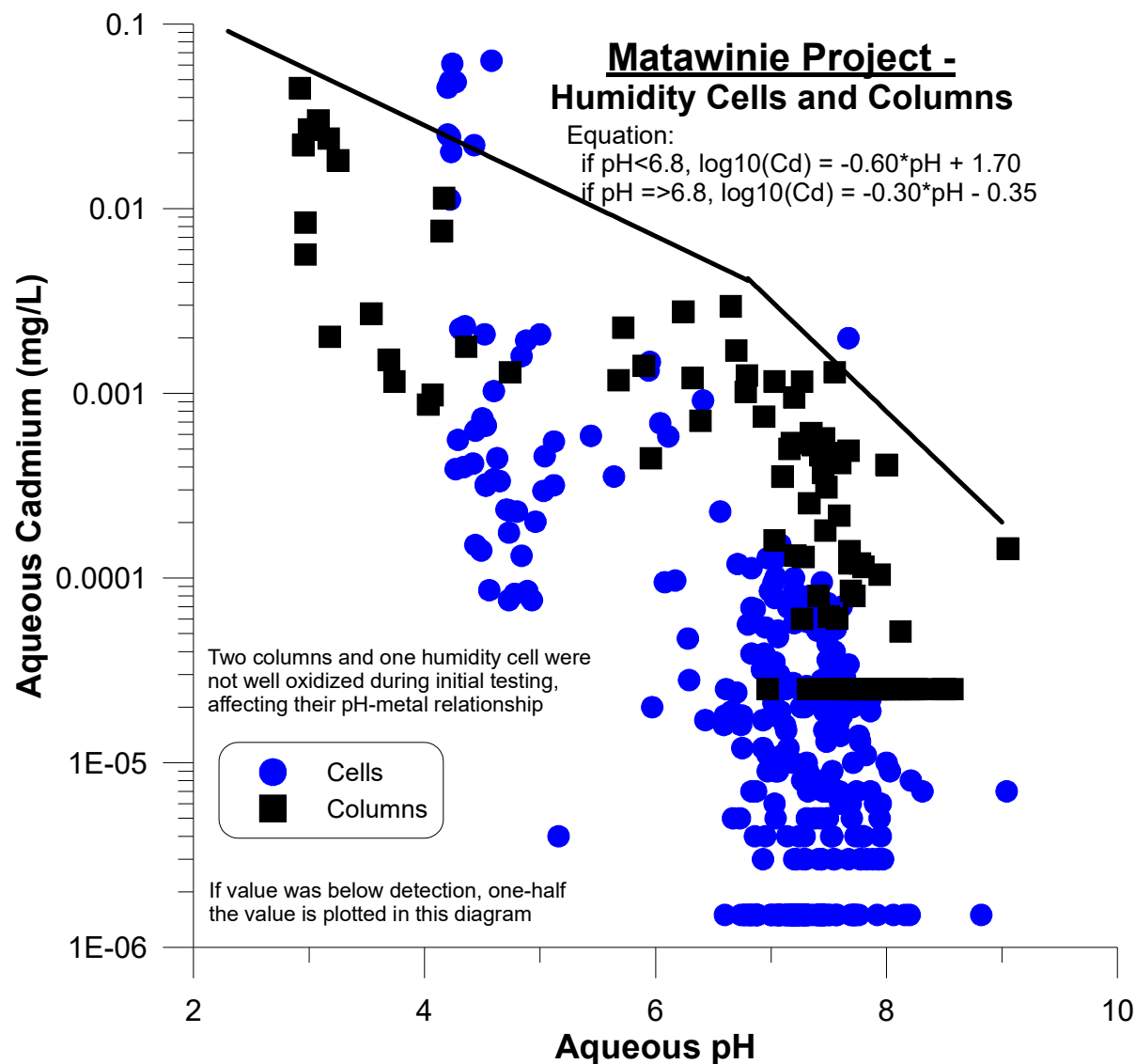


Figure A17. Dissolved cadmium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

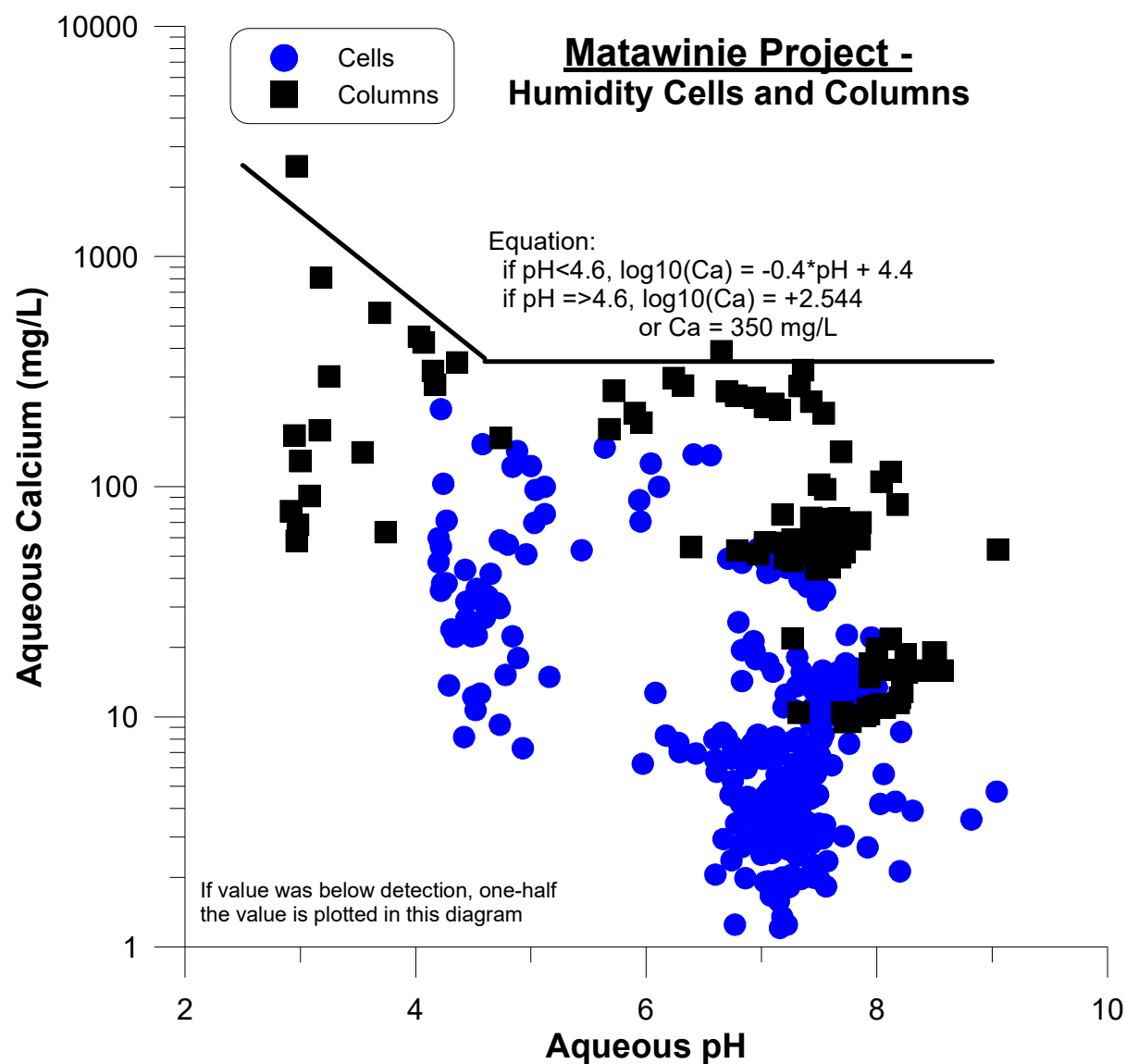


Figure A18a. Dissolved calcium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A18b for the better correlation of calcium with sulphate).

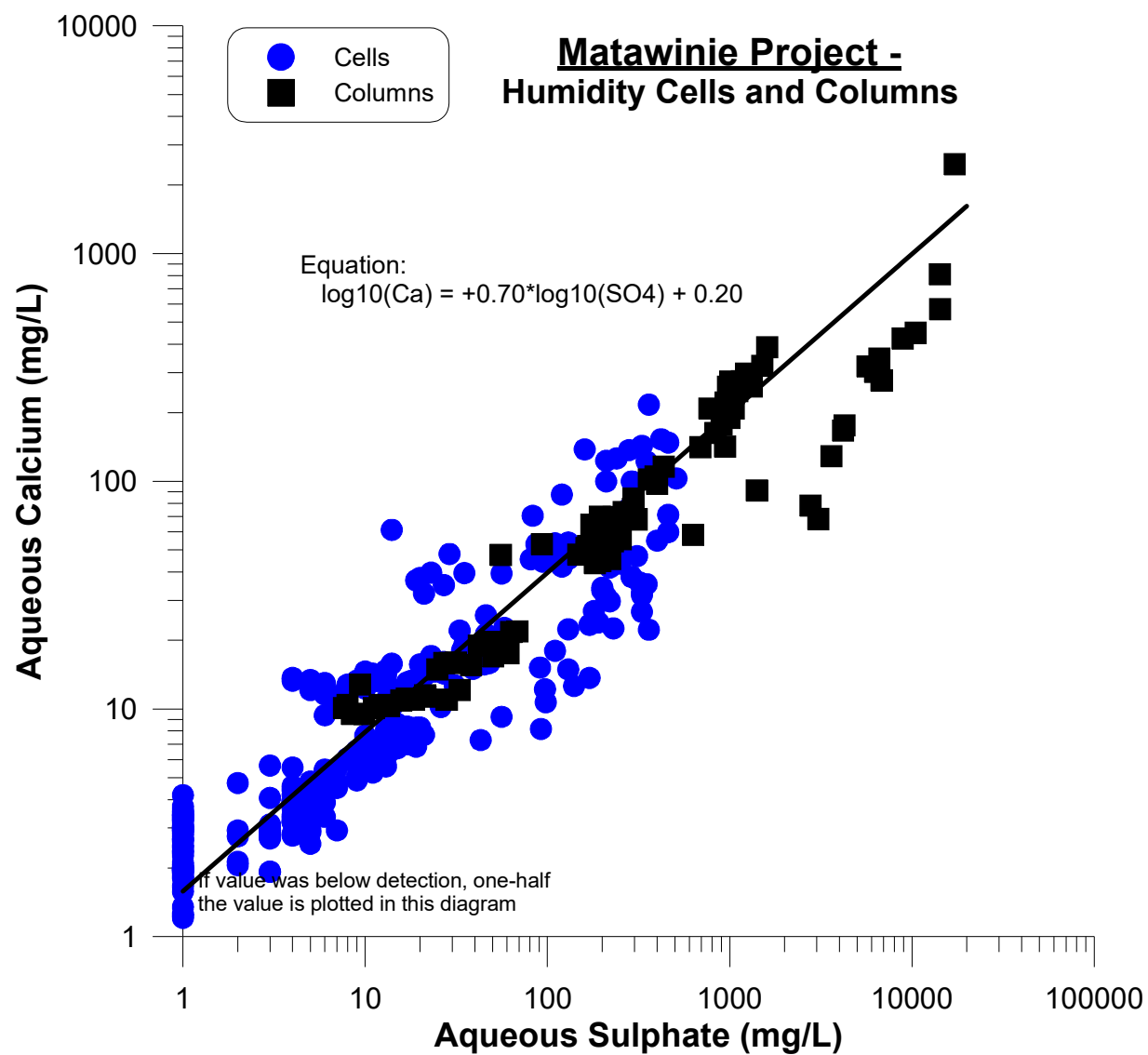


Figure A18b. Dissolved calcium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

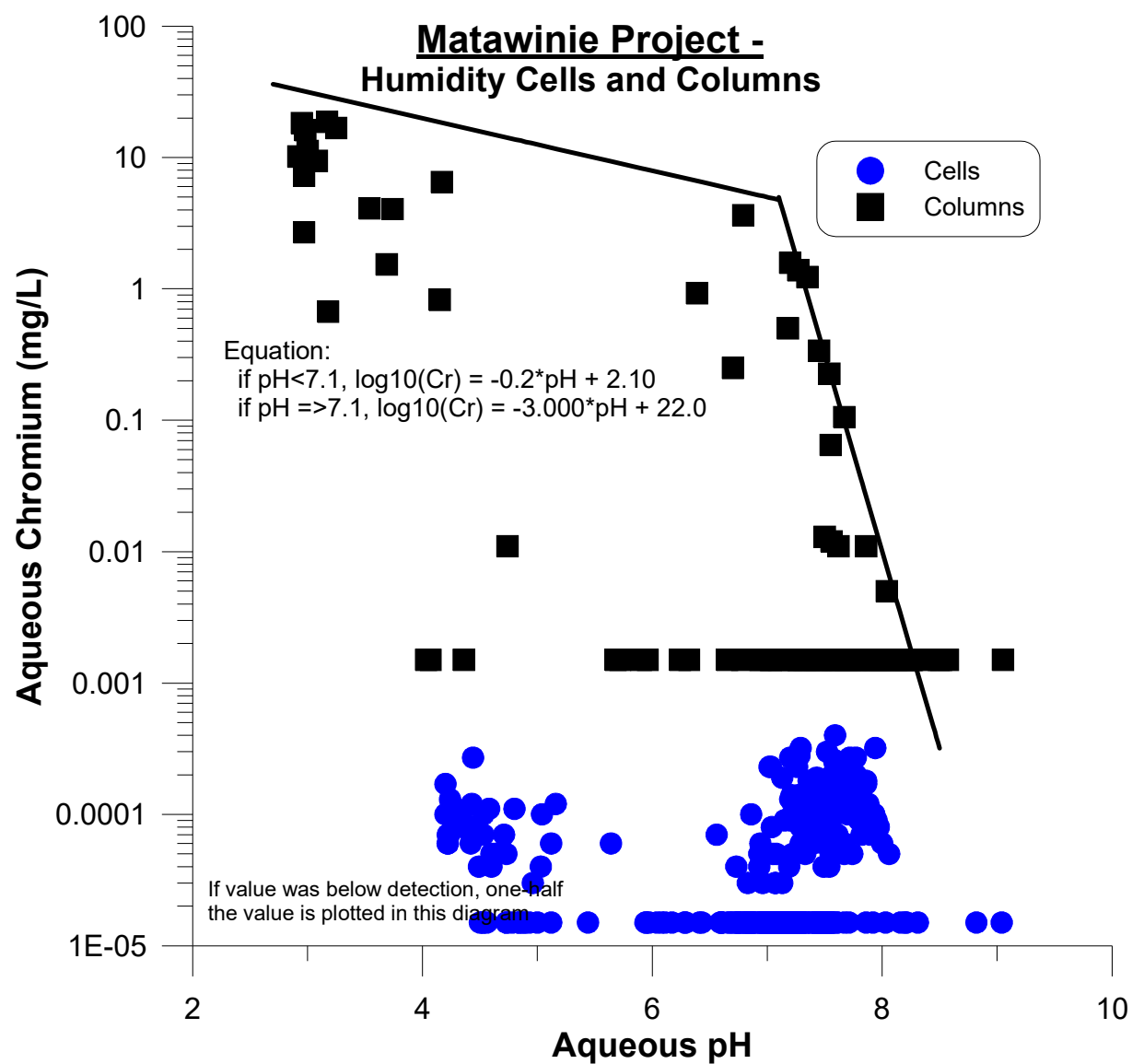


Figure A19. Dissolved chromium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

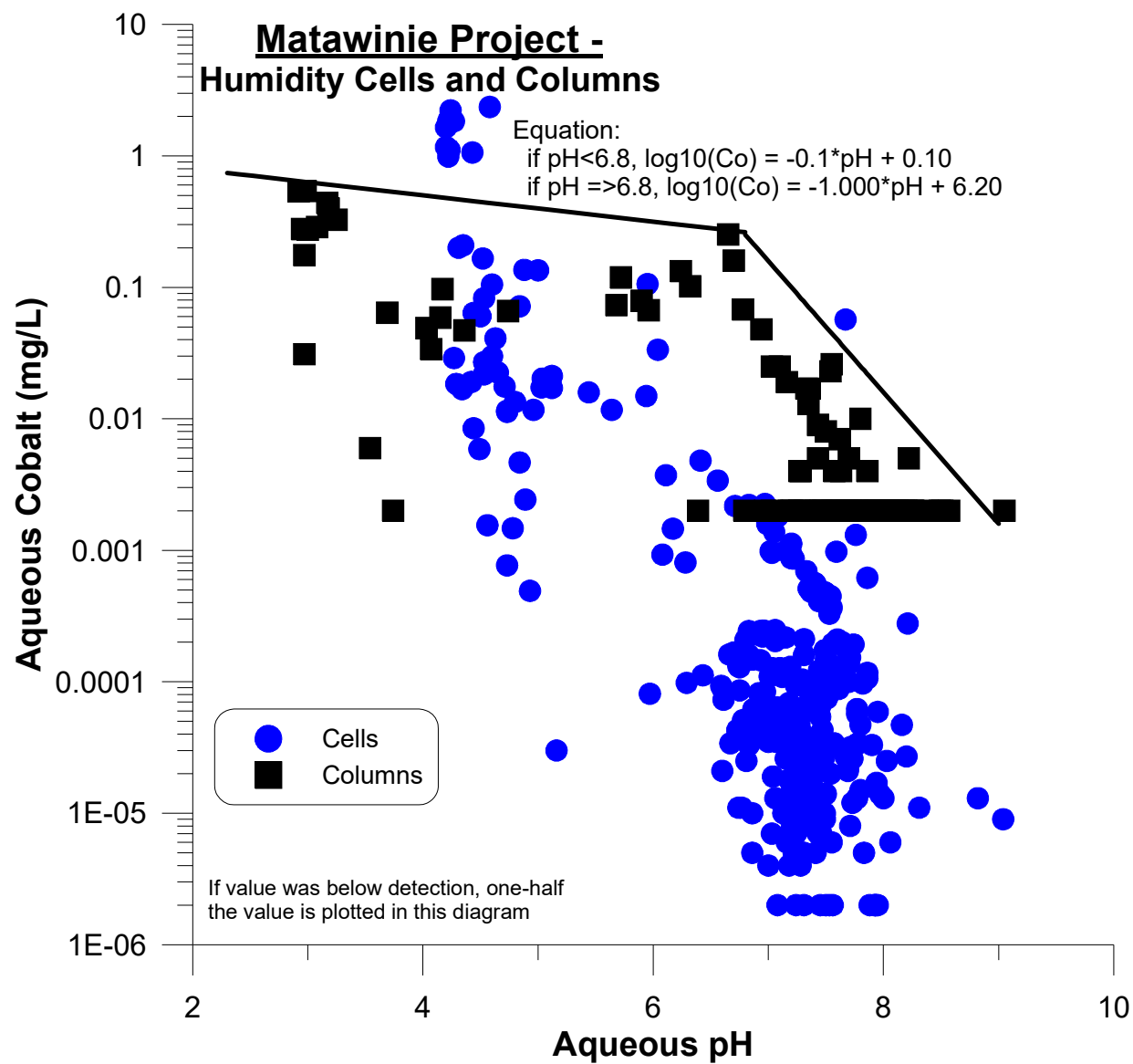


Figure A20. Dissolved cobalt vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

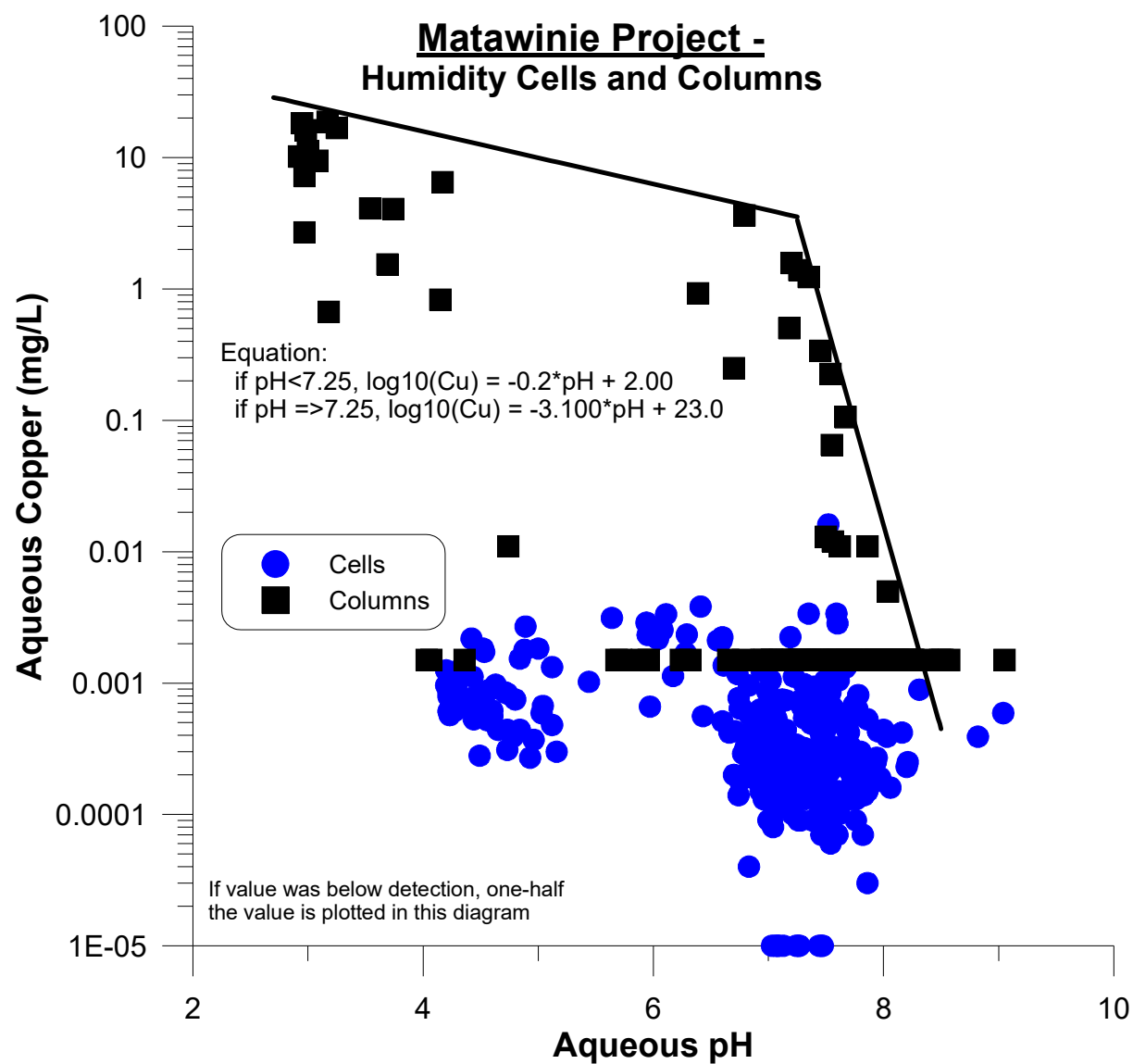


Figure A21. Dissolved copper vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

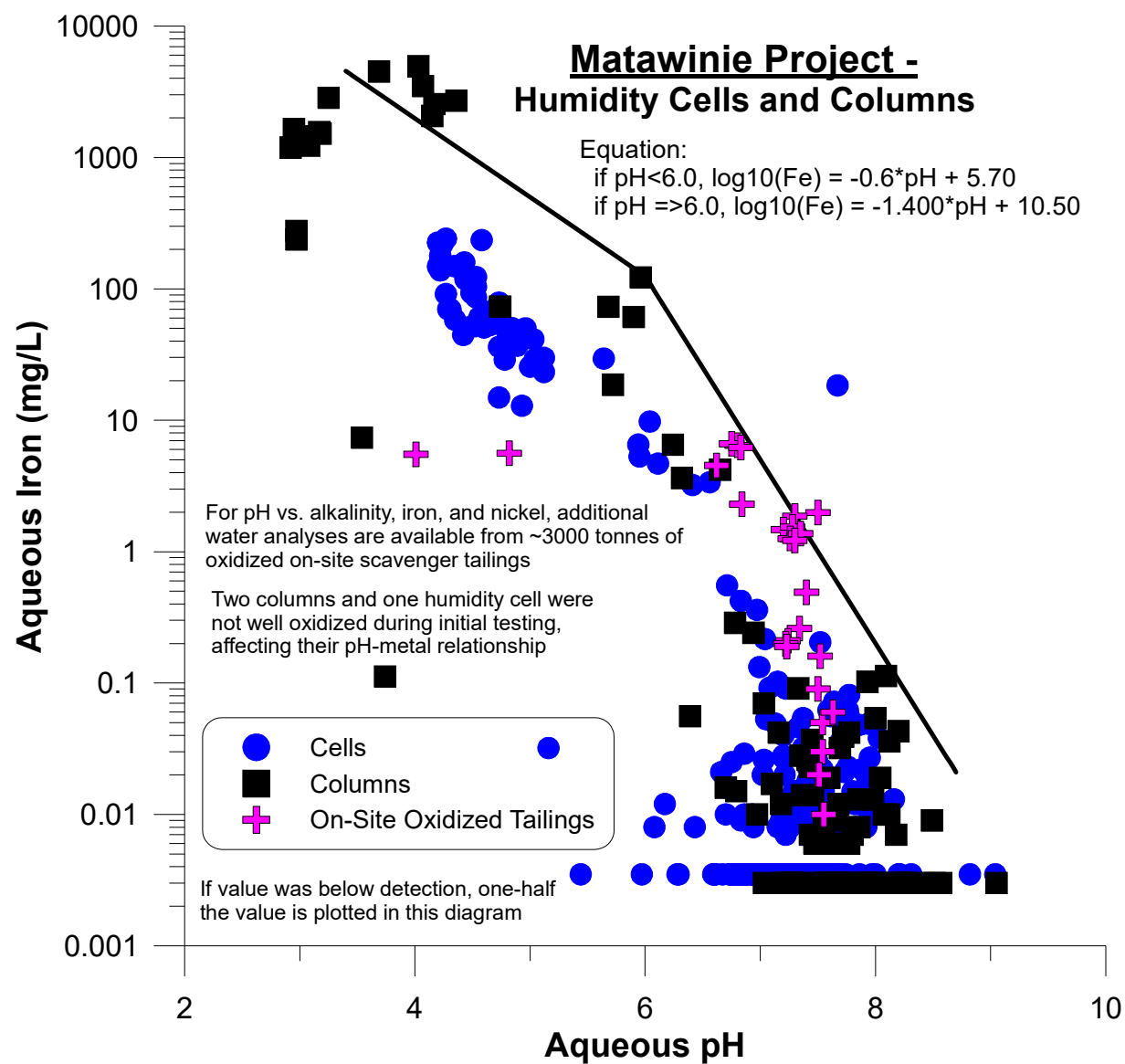


Figure A22. Dissolved iron vs. pH from the Matawinie kinetic tests and on-site tailings, showing the pH-dependent full-scale equation.

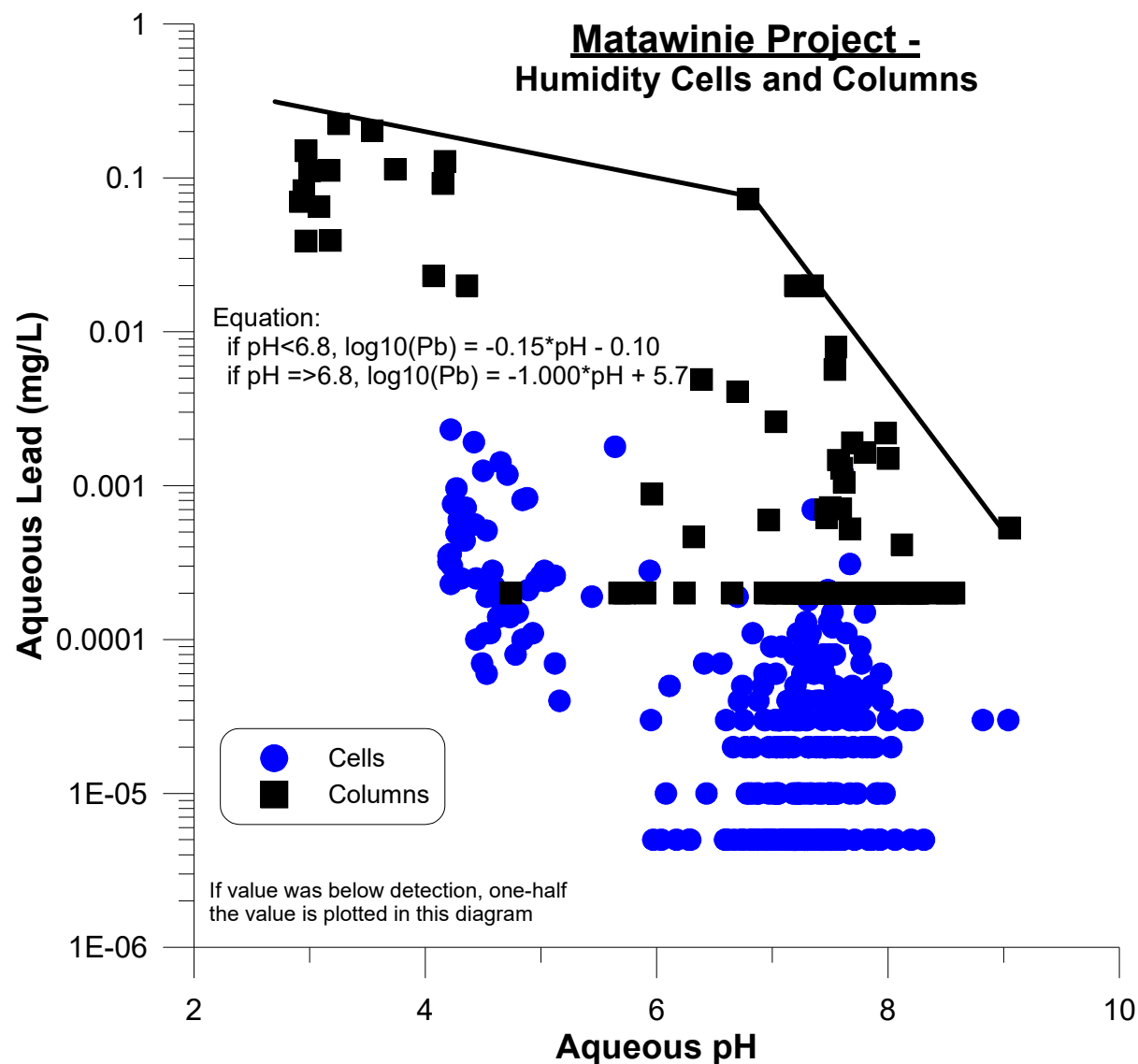


Figure A23. Dissolved lead vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

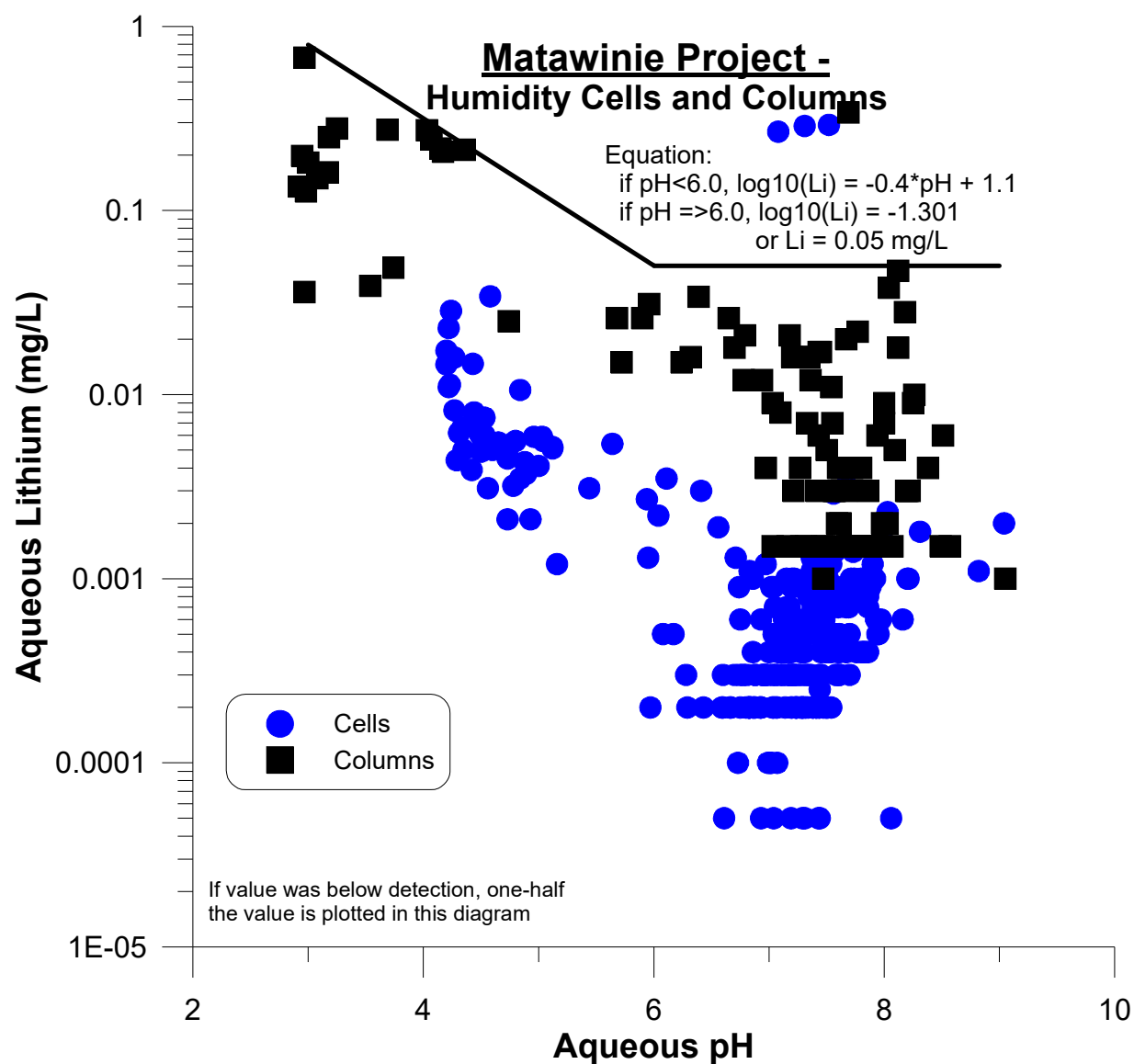


Figure A24a. Dissolved lithium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A24b for the better correlation of lithium with sulphate).

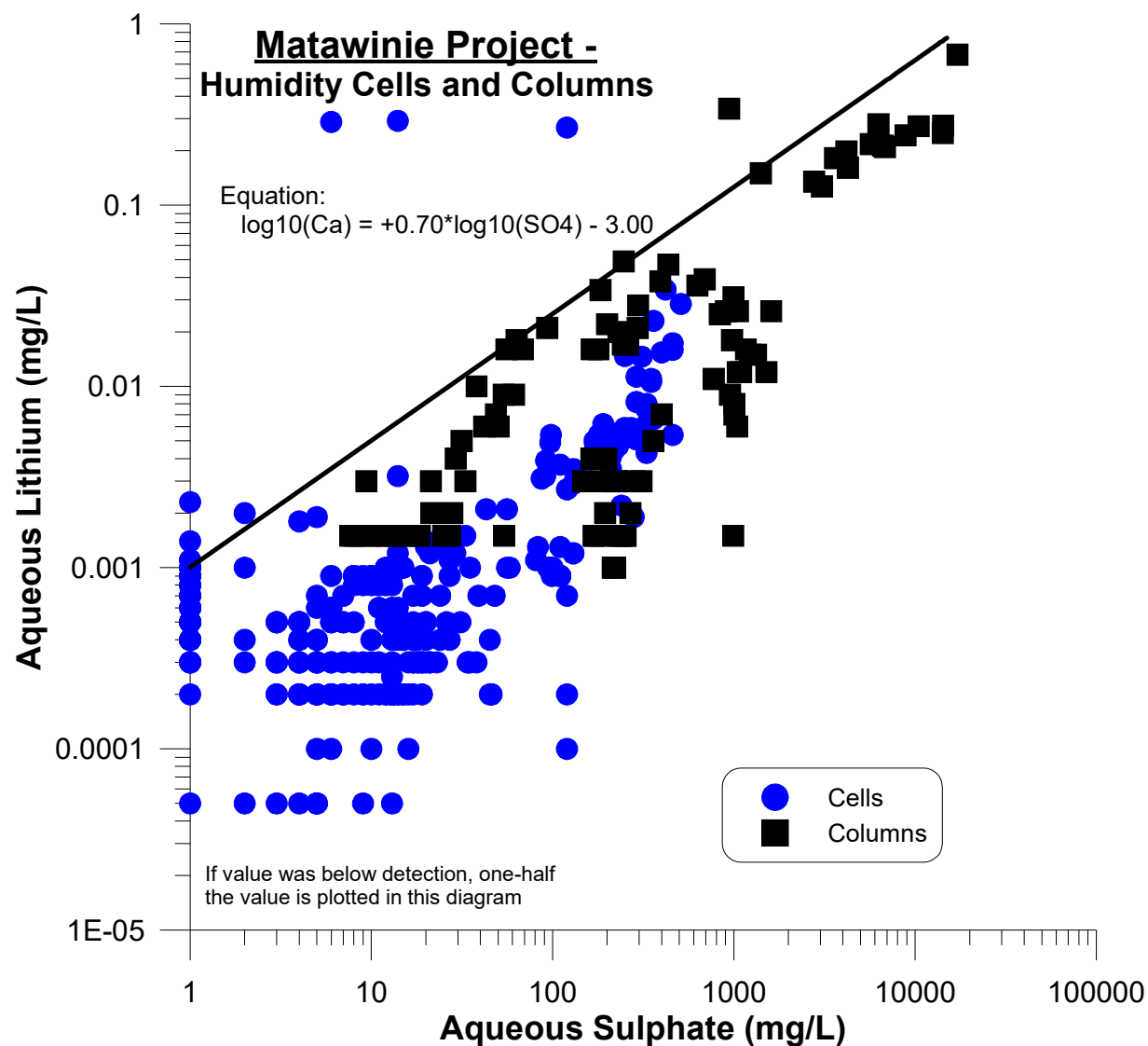


Figure A24b. Dissolved lithium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

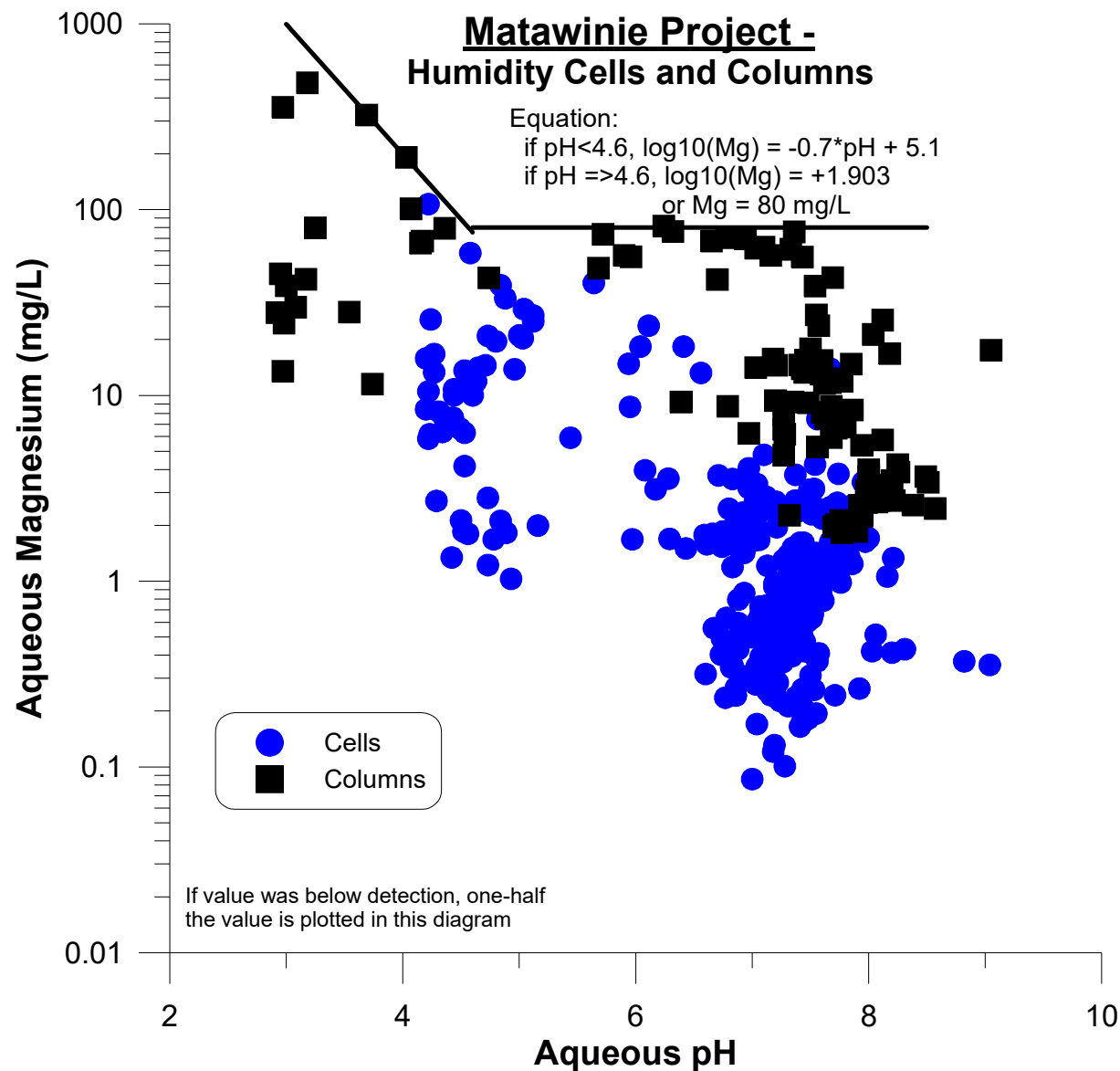


Figure A25a. Dissolved magnesium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A25b for the better correlation of magnesium with sulphate).

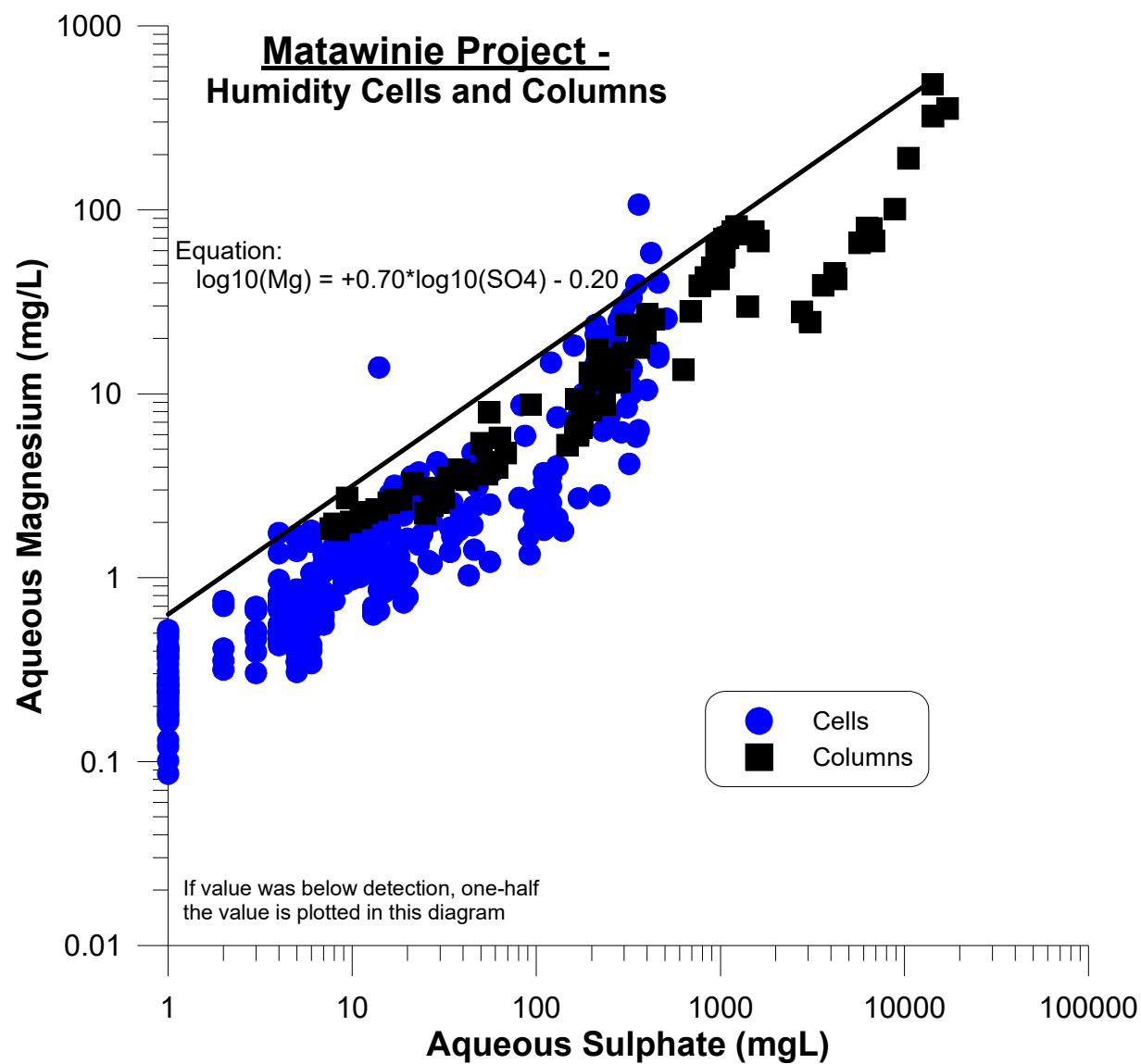


Figure A25b. Dissolved magnesium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

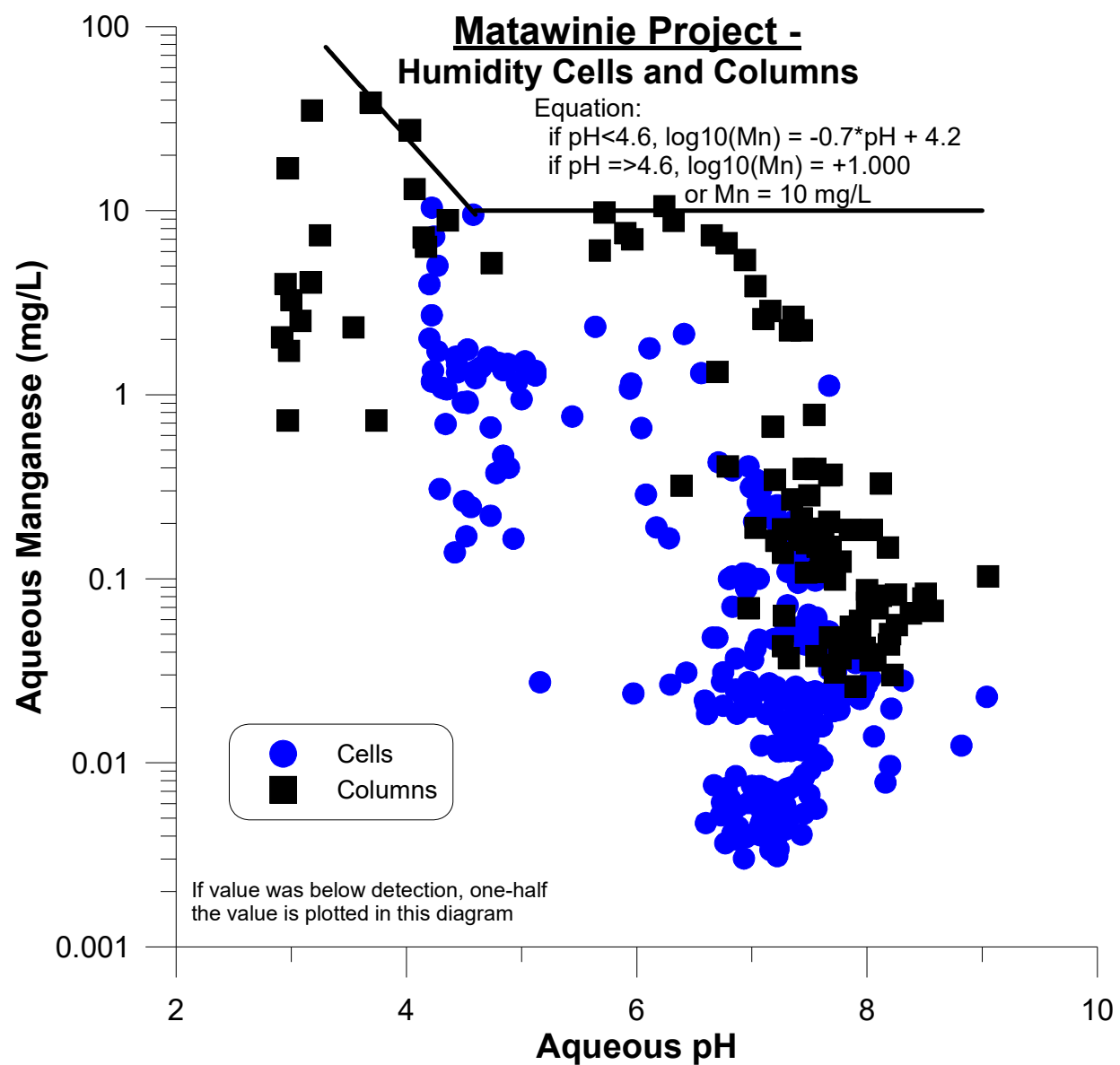


Figure A26a. Dissolved manganese vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A26b for the better correlation of manganese with sulphate).

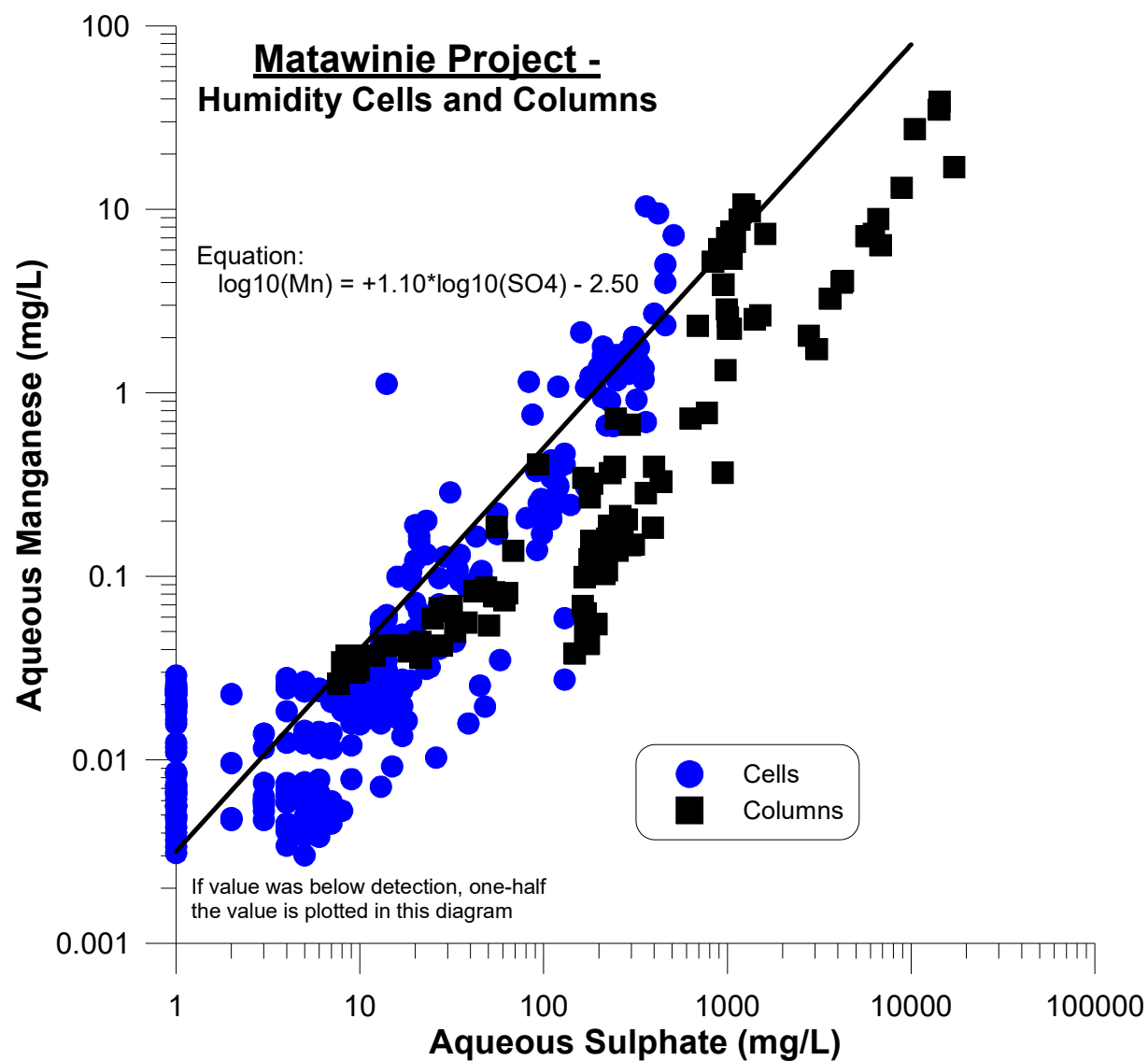


Figure A26b. Dissolved manganese vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

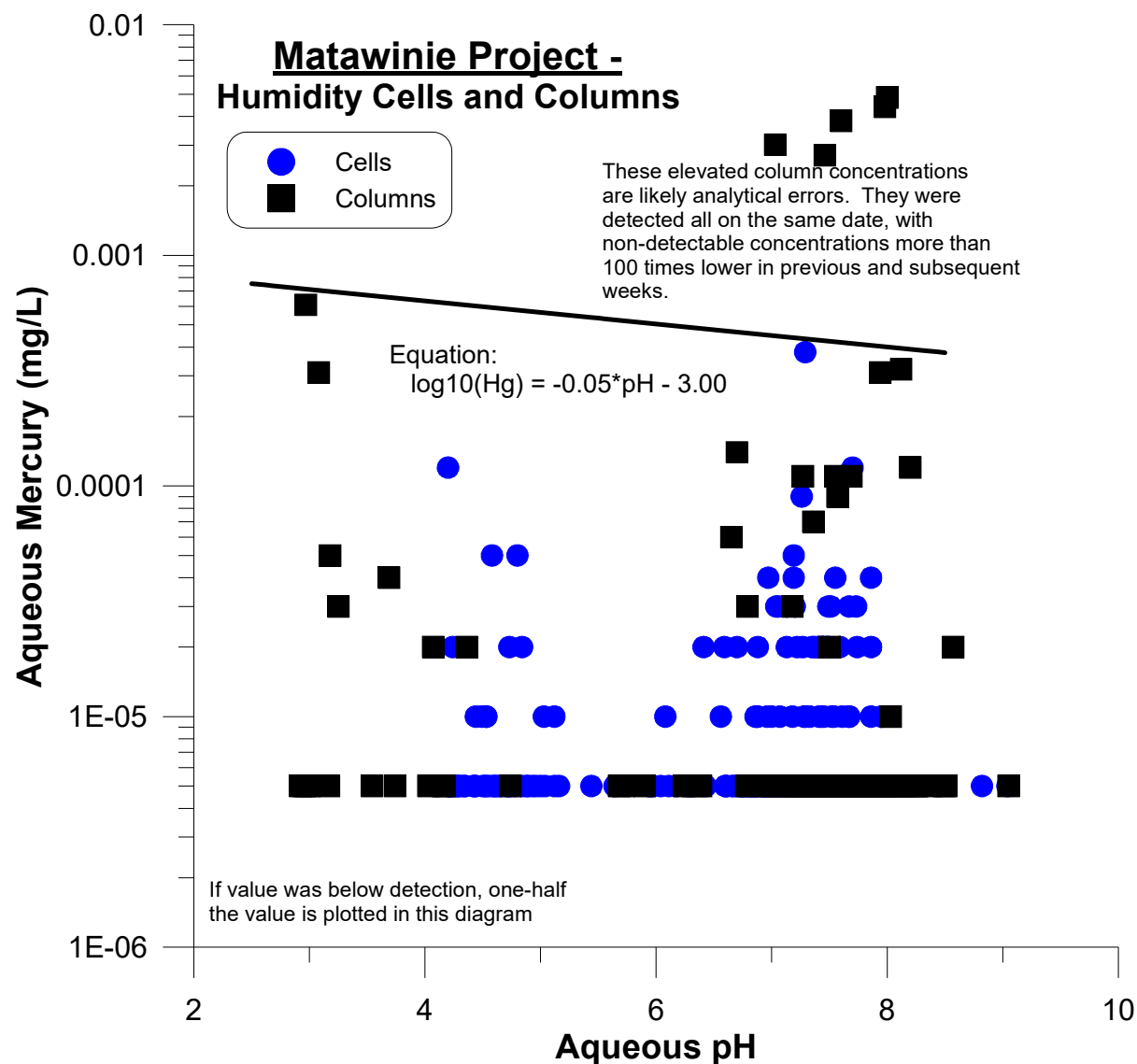


Figure A27. Dissolved mercury vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

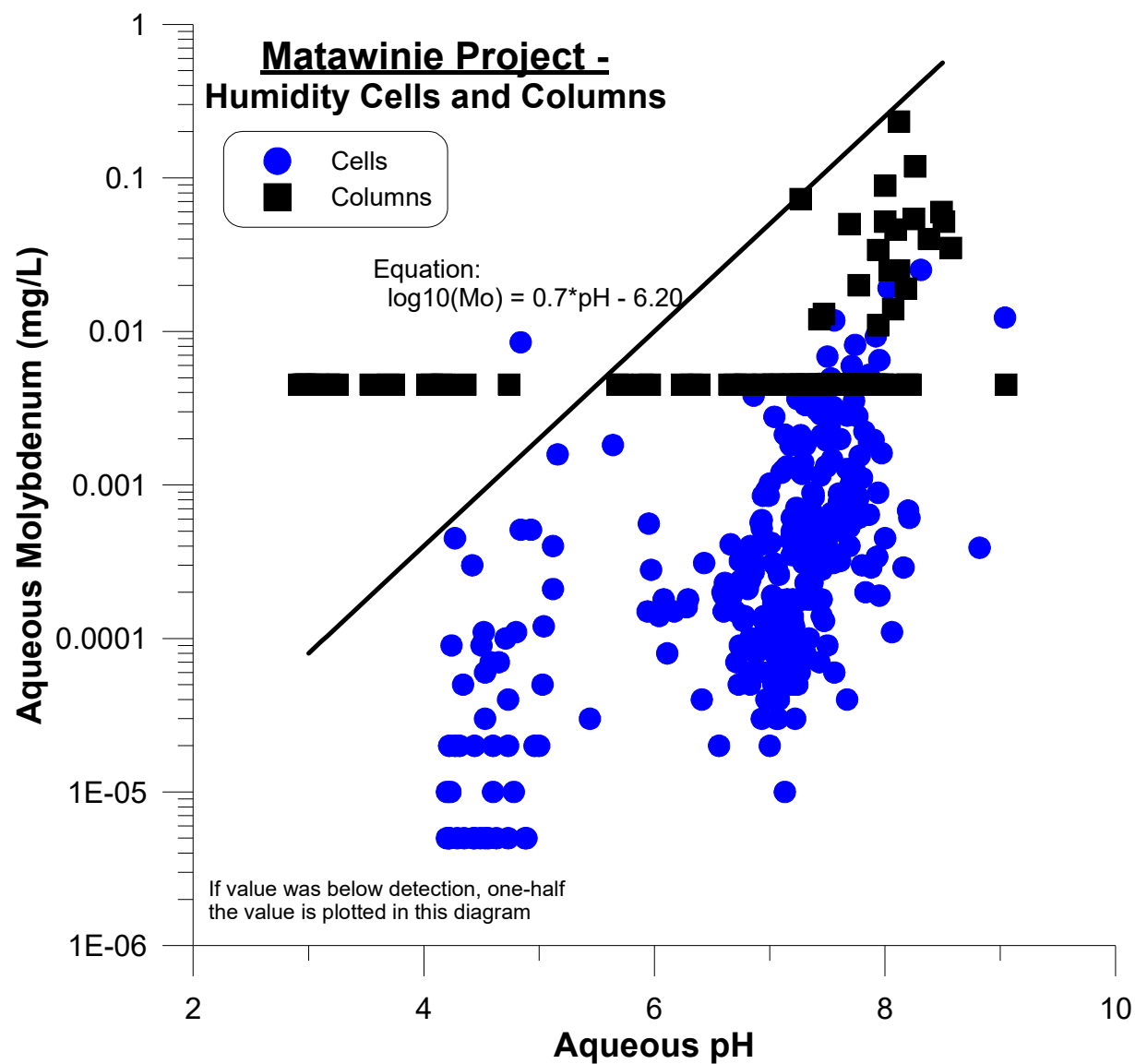


Figure A28. Dissolved molybdenum vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

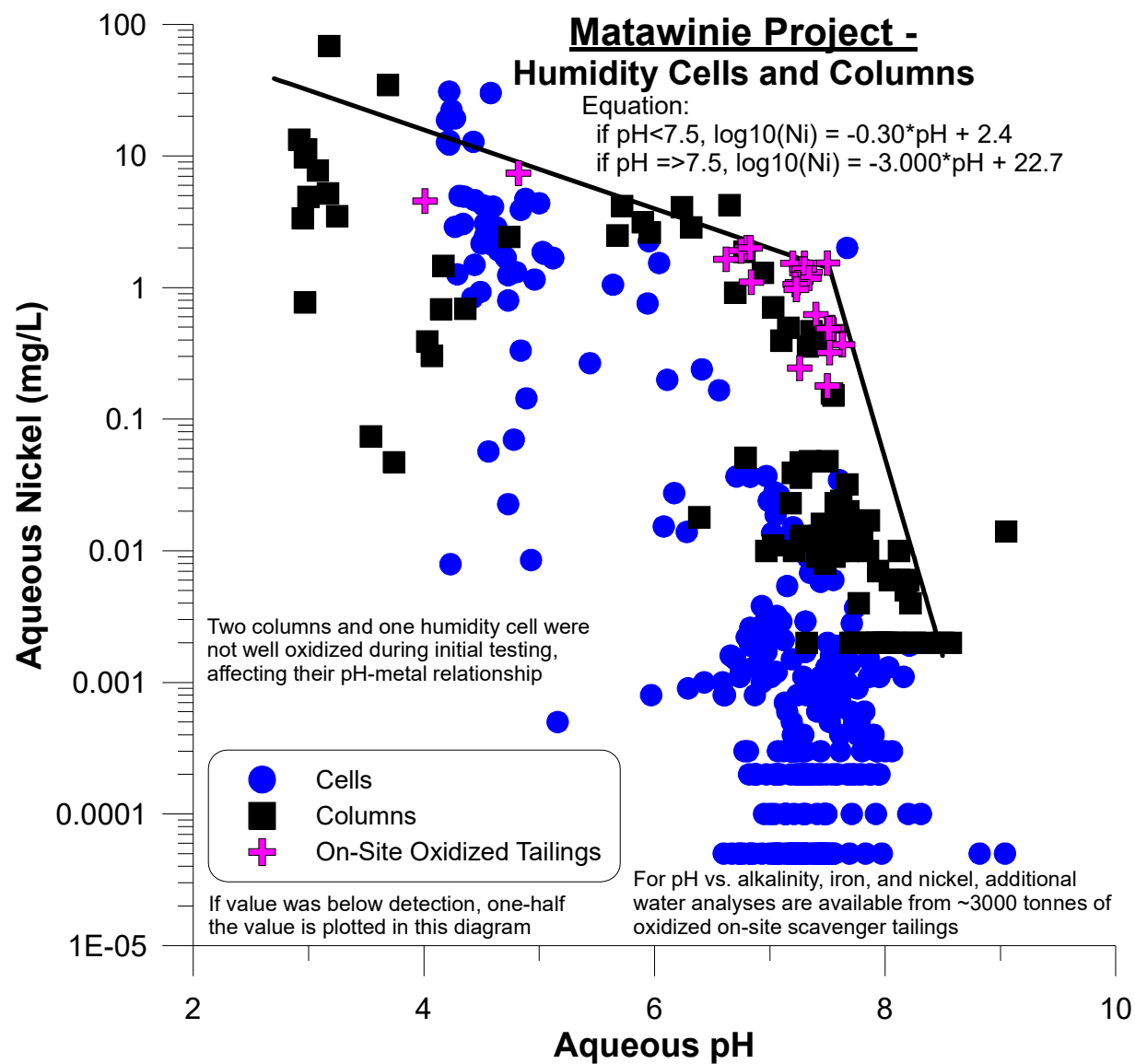


Figure A29. Dissolved nickel vs. pH from the Matawinie kinetic tests and on-site tailings, showing the pH-dependent full-scale equation.

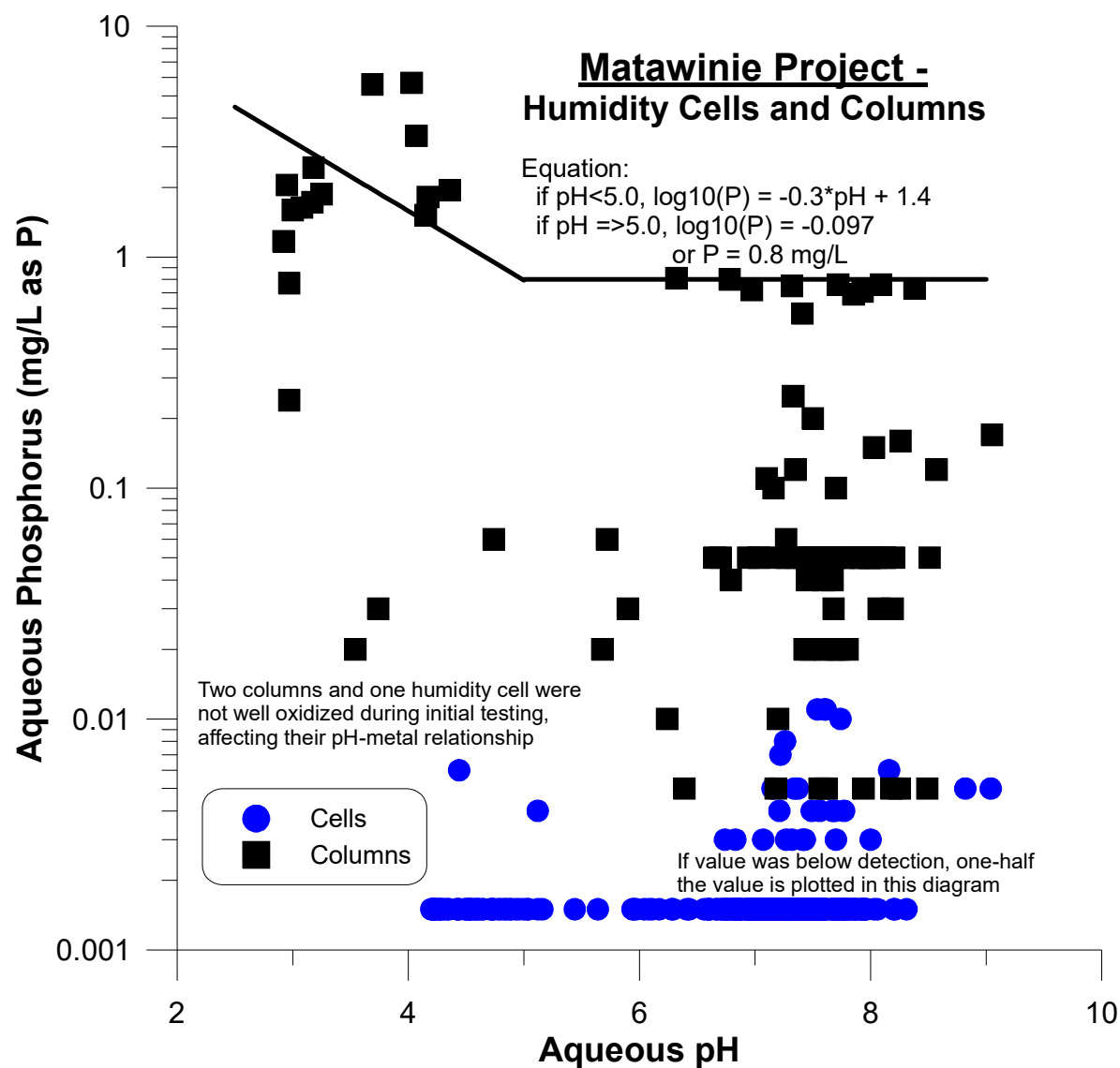


Figure A30. Dissolved phosphorus vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

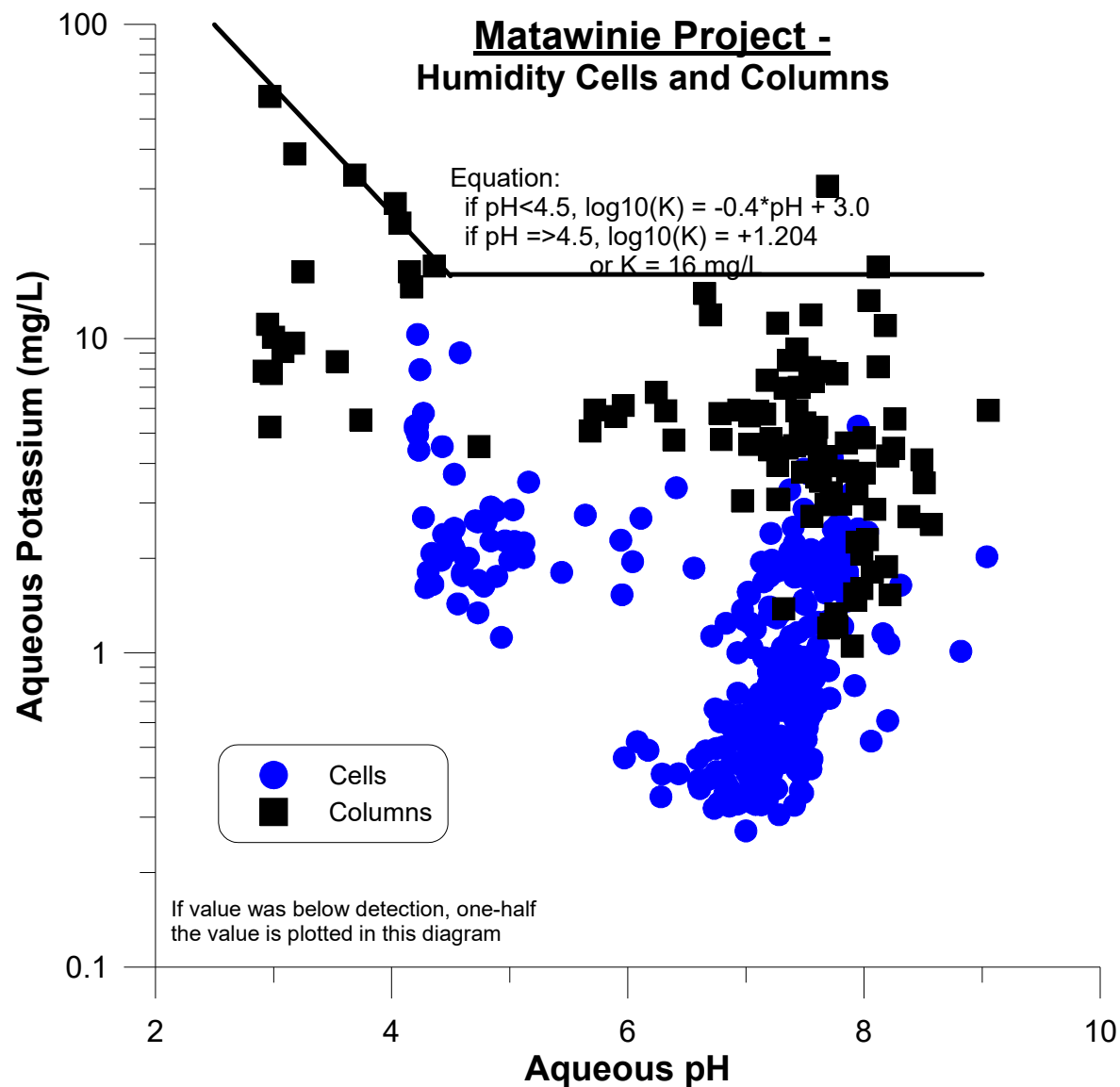


Figure A31a. Dissolved potassium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation (see Figure A31b for an equivalent correlation of potassium with sulphate).

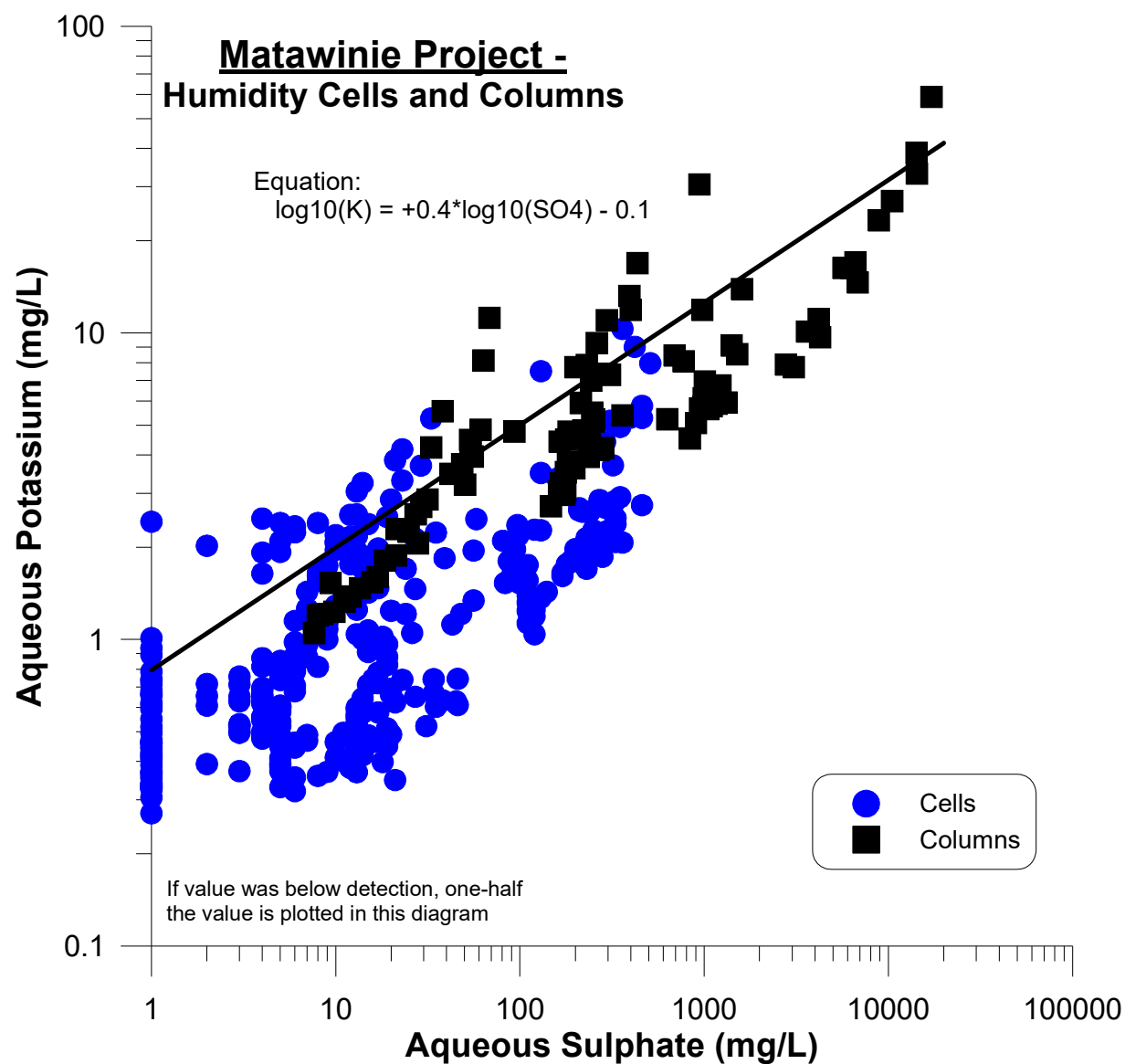


Figure A31b. Dissolved potassium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation (the pH-dependent equations from Figure A31a were used for the water-quality model).

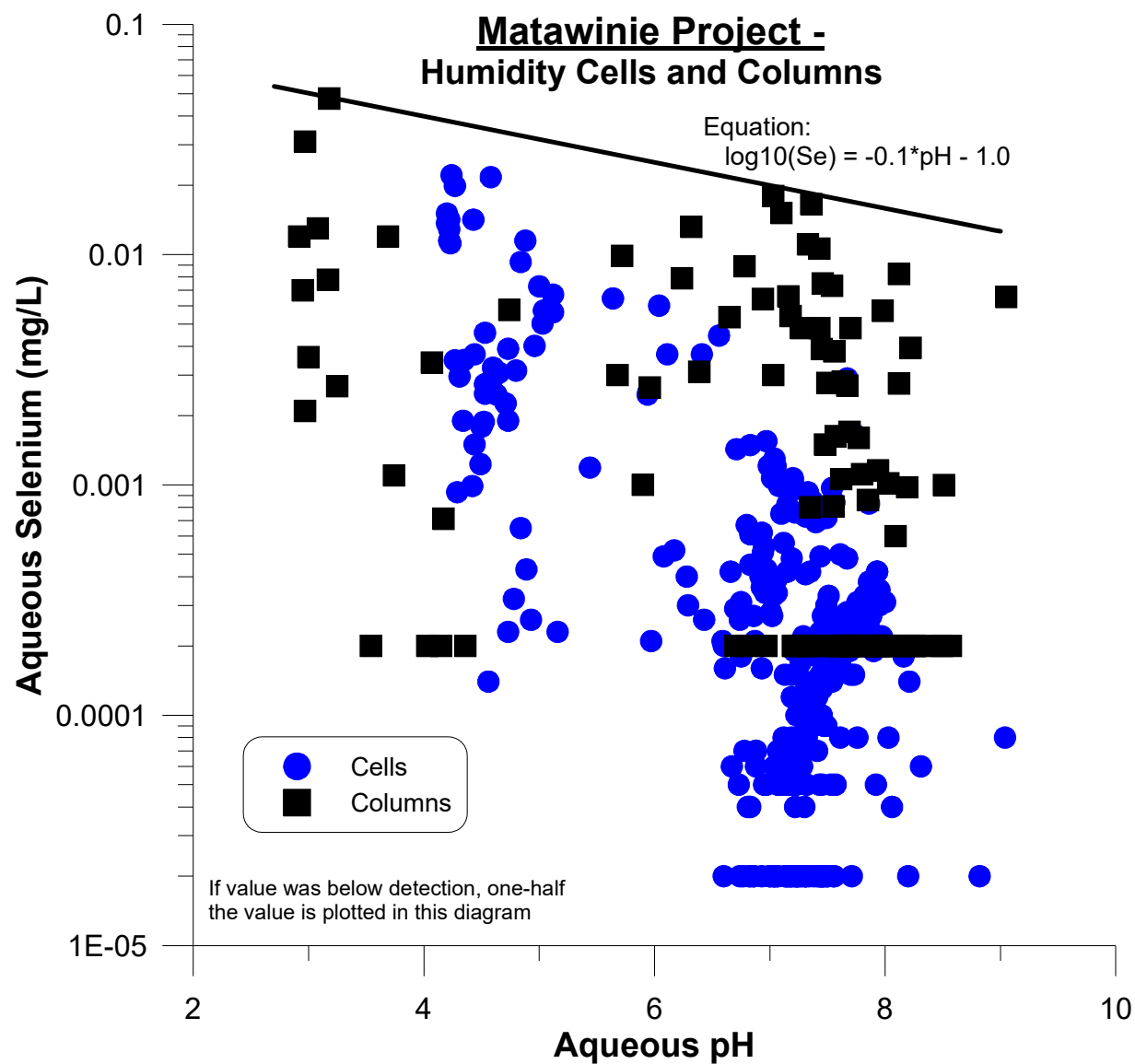


Figure A32. Dissolved selenium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

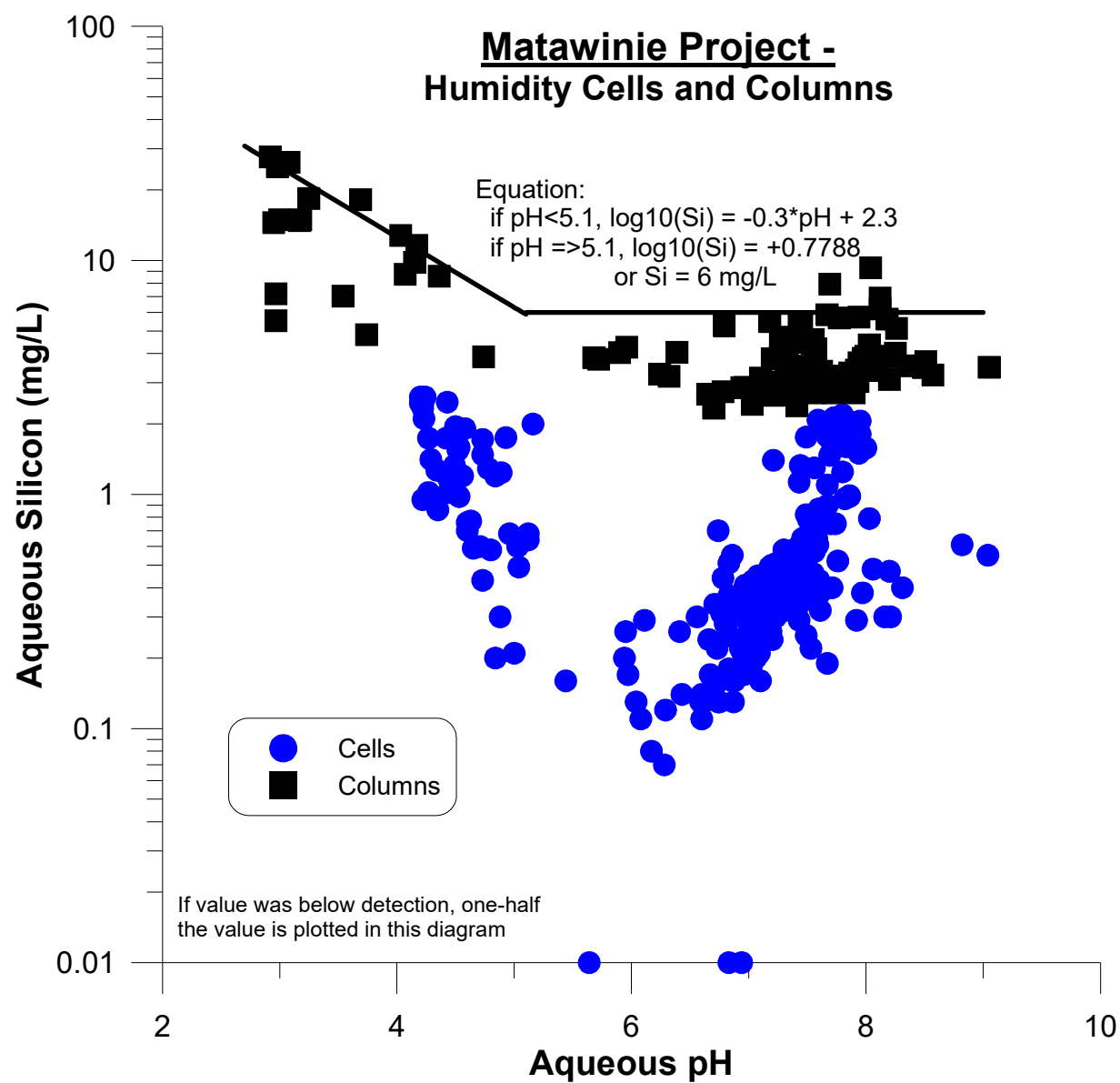


Figure A33. Dissolved silicon vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

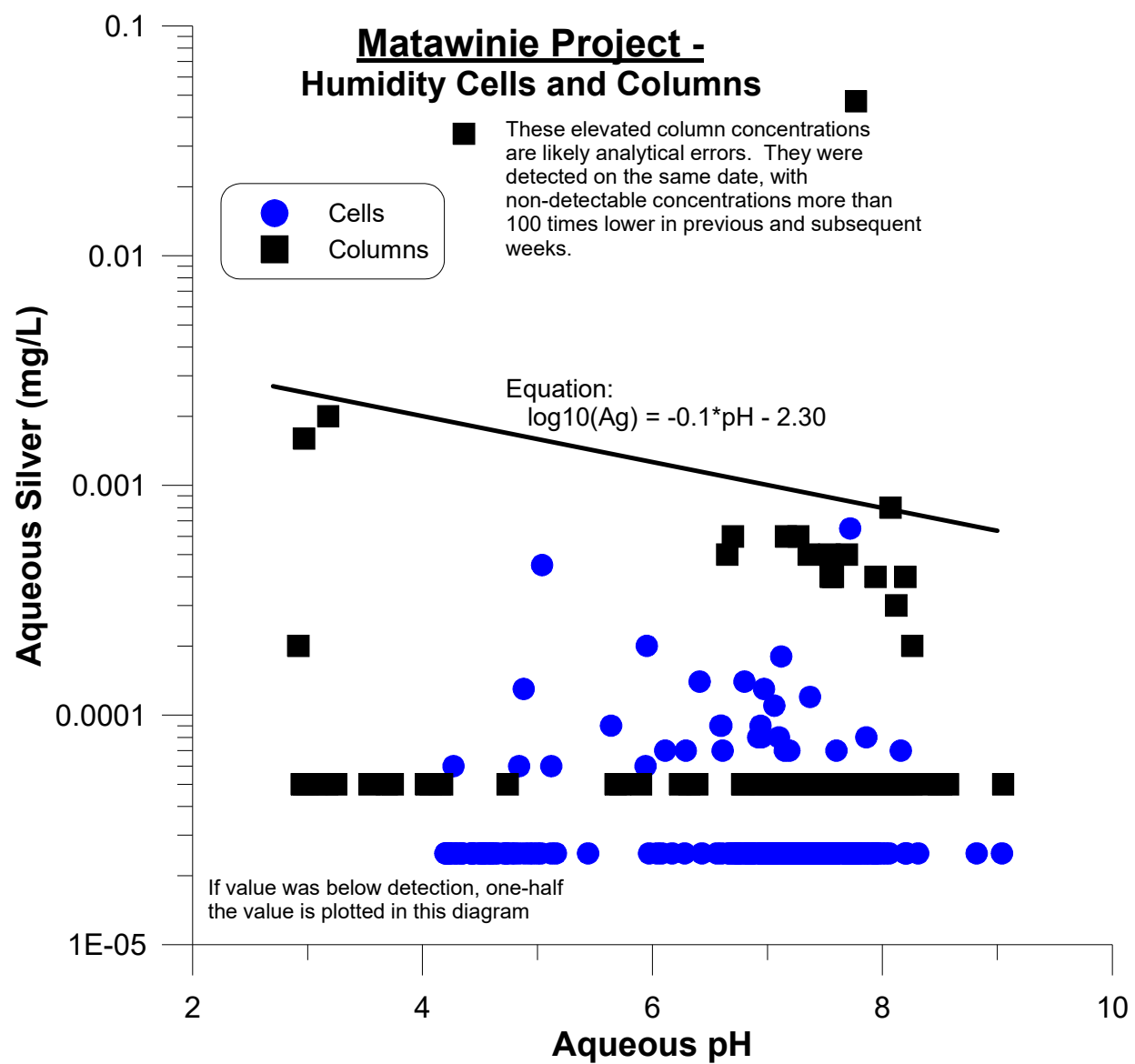


Figure A34. Dissolved silver vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

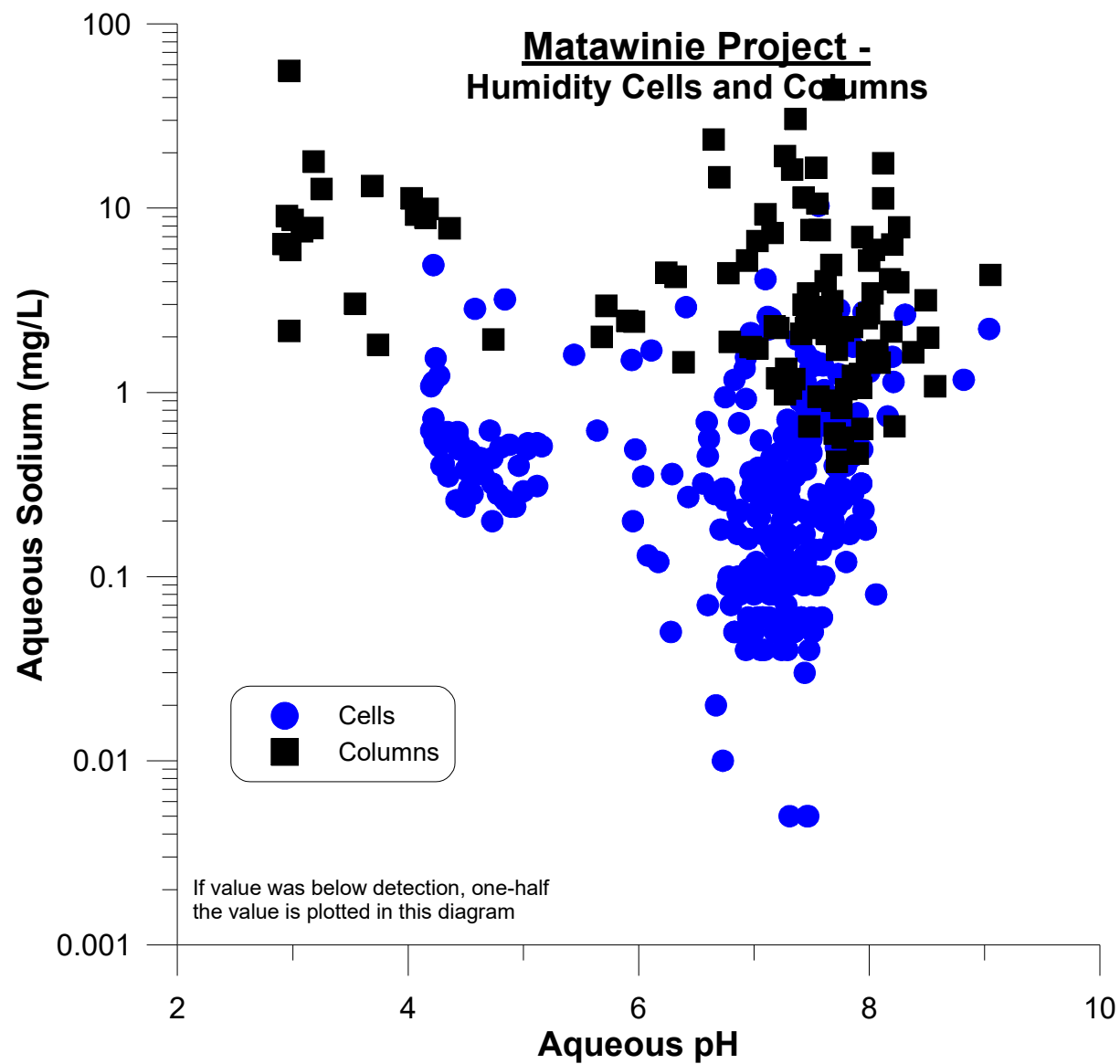


Figure A35a. Dissolved sodium vs. pH from the Matawinie kinetic tests (see Figure A35b for the better correlation of sodium with sulphate).

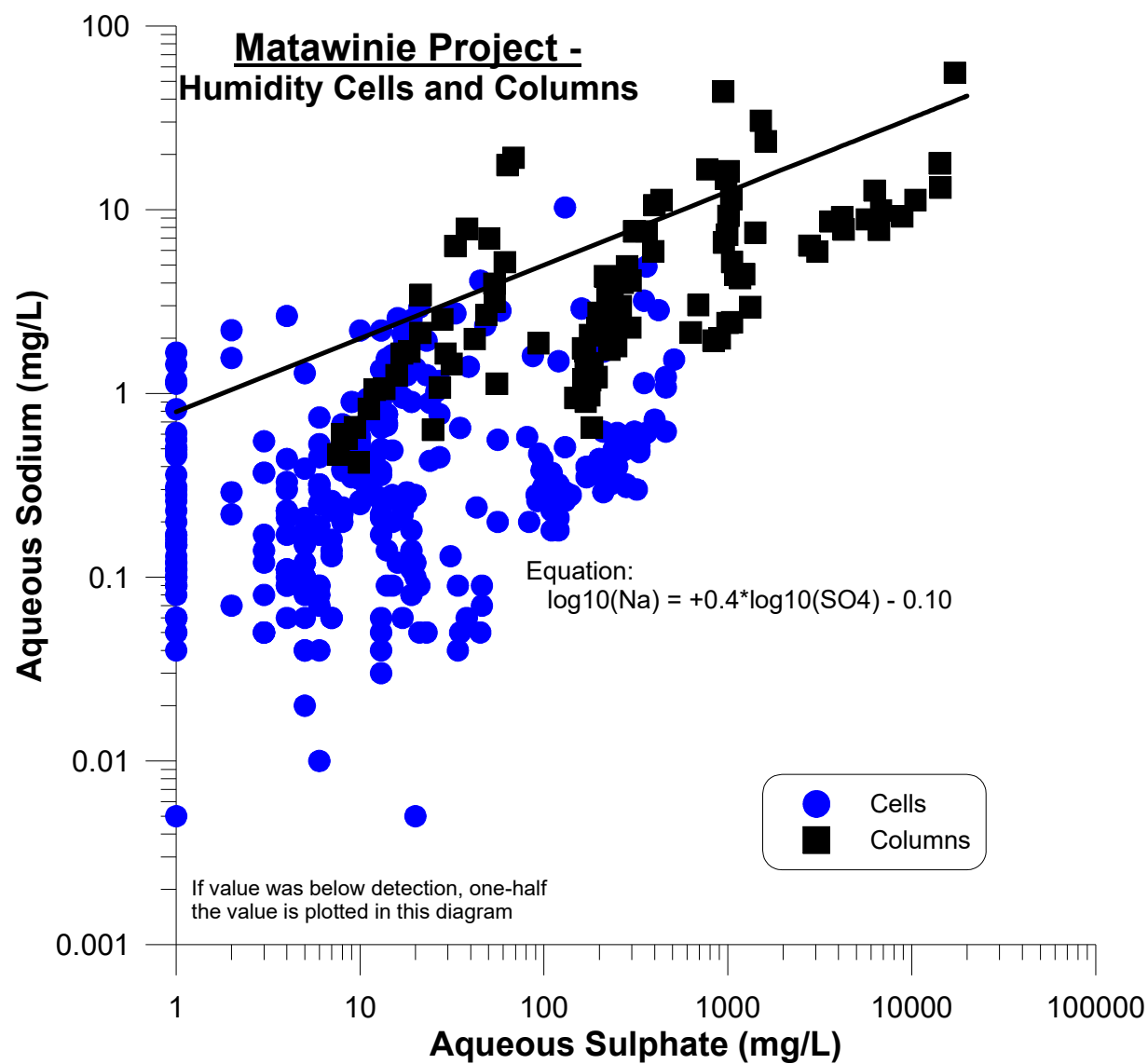


Figure A35b. Dissolved sodium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

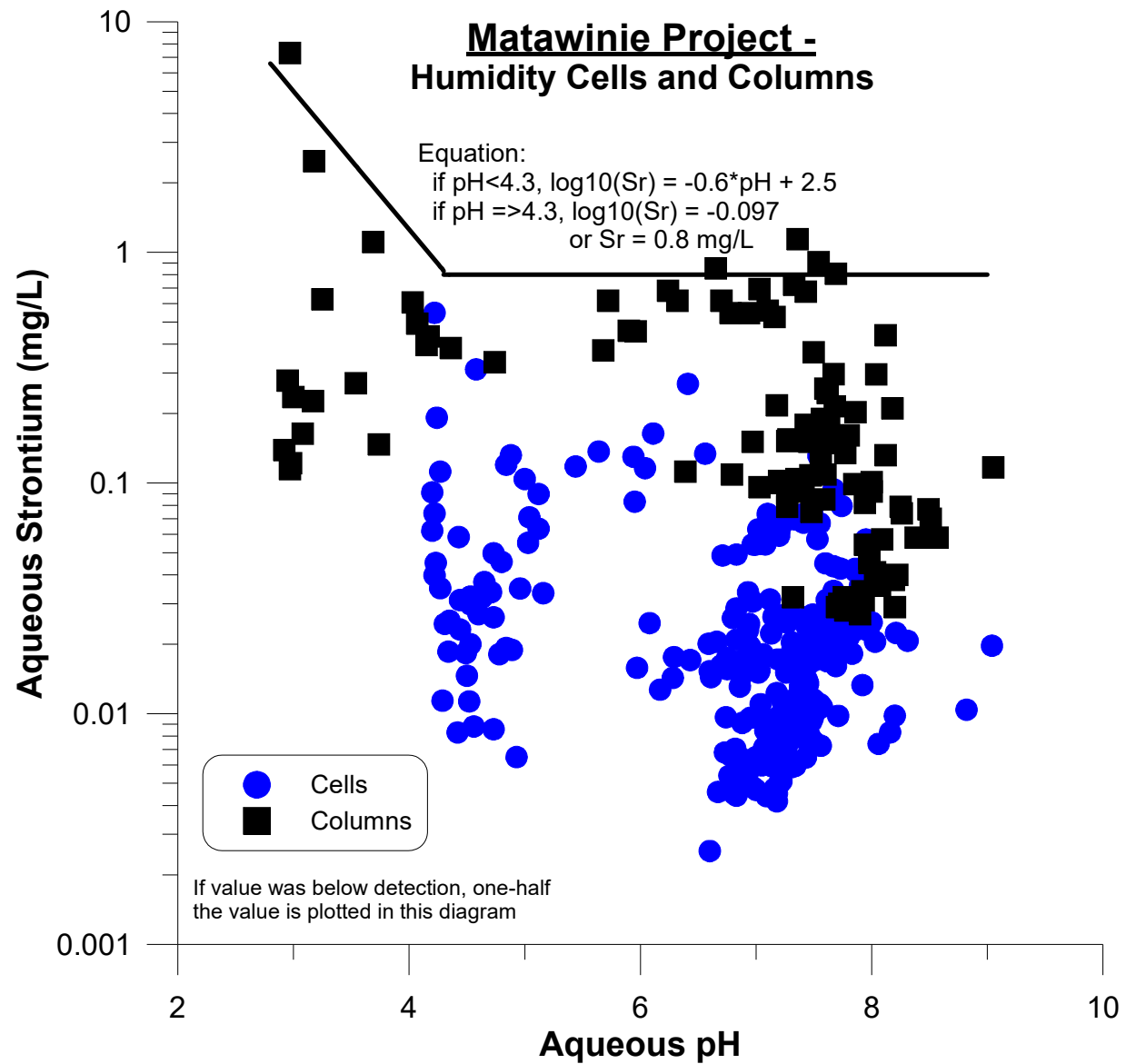


Figure A36a. Dissolved strontium vs. pH from the Matawinie kinetic tests (see Figure A36b for the better correlation of strontium with sulphate).

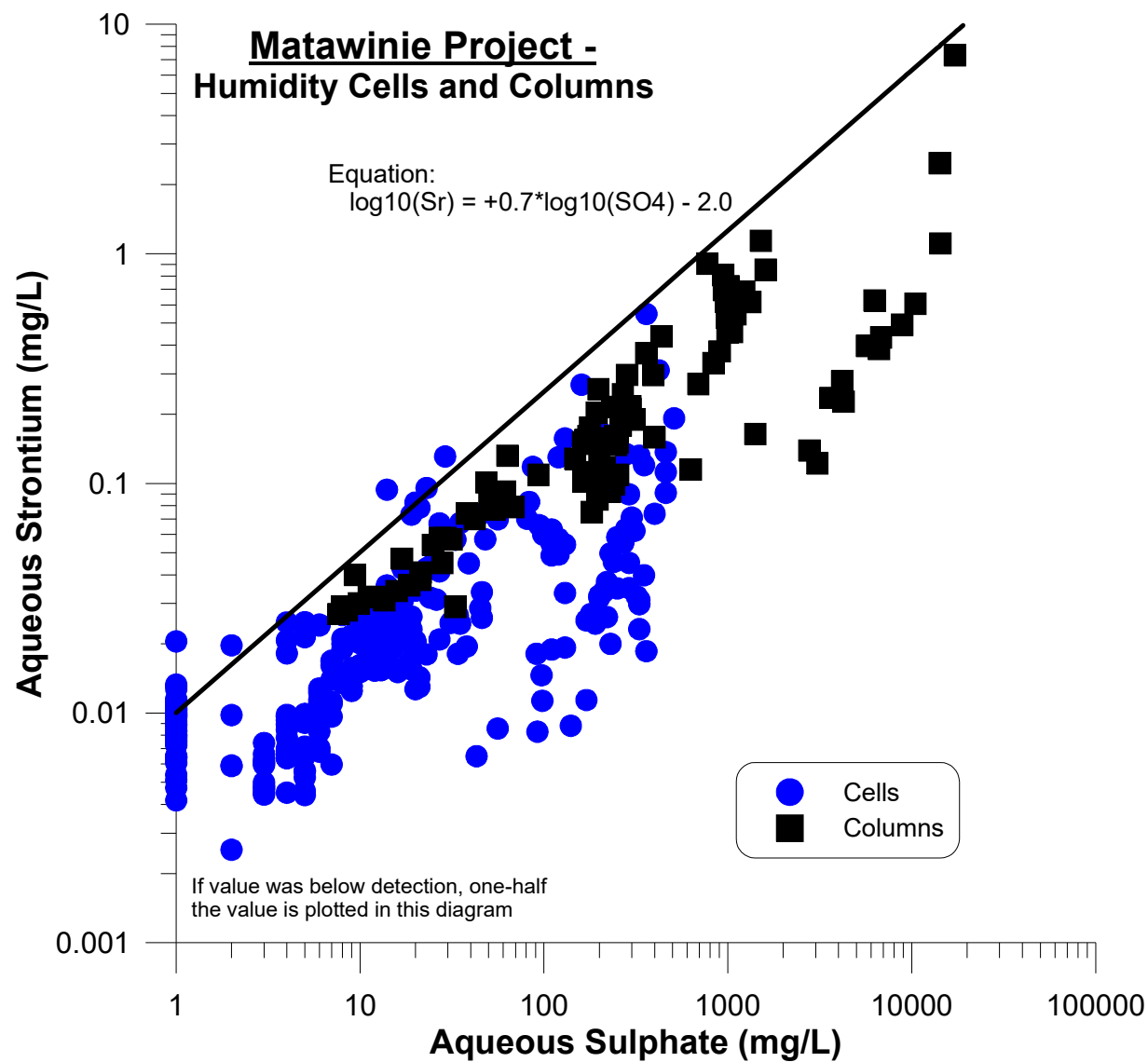


Figure A36b. Dissolved strontium vs. sulphate from the Matawinie kinetic tests, showing the sulphate-dependent full-scale equation.

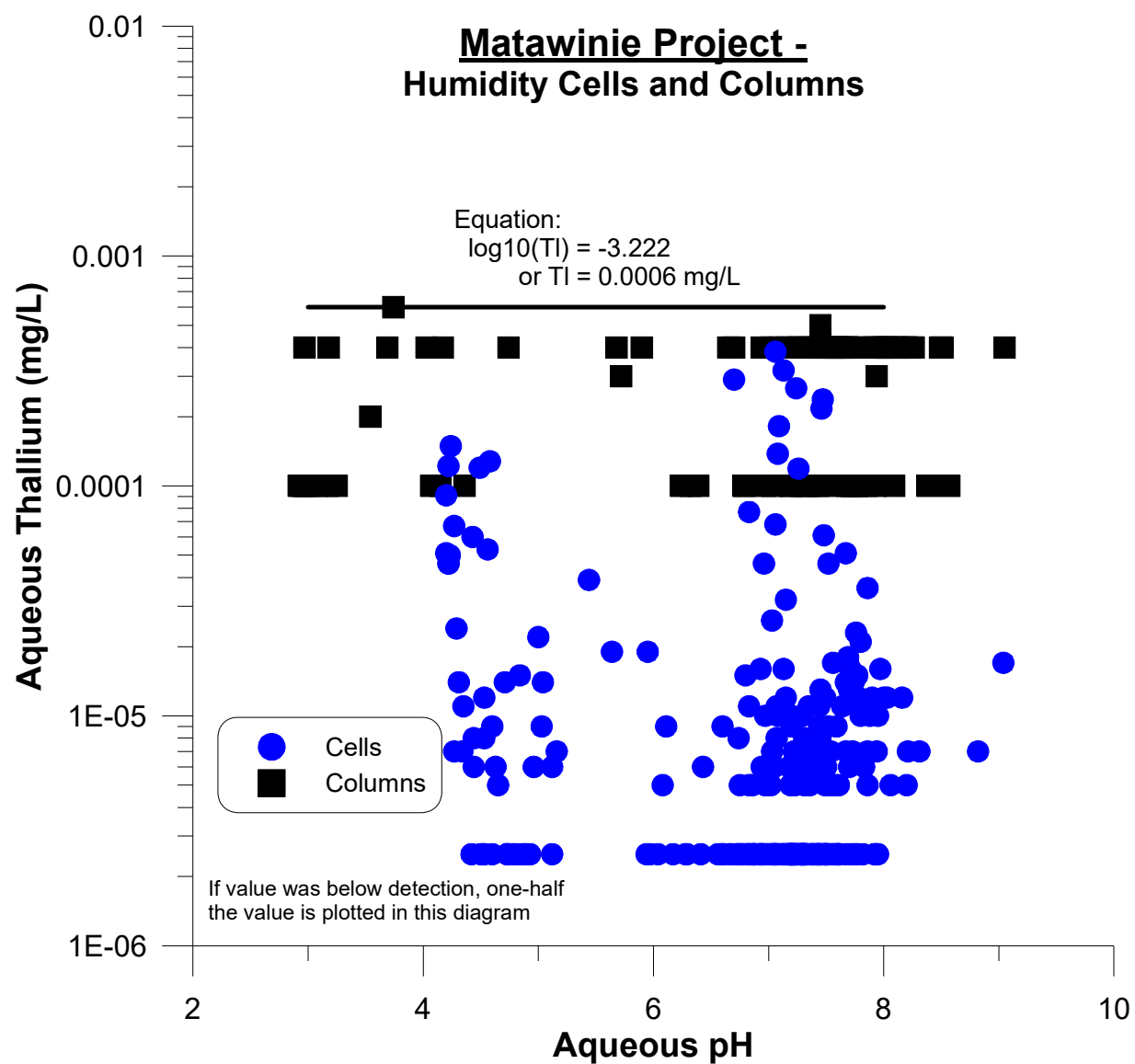


Figure A37. Dissolved thallium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

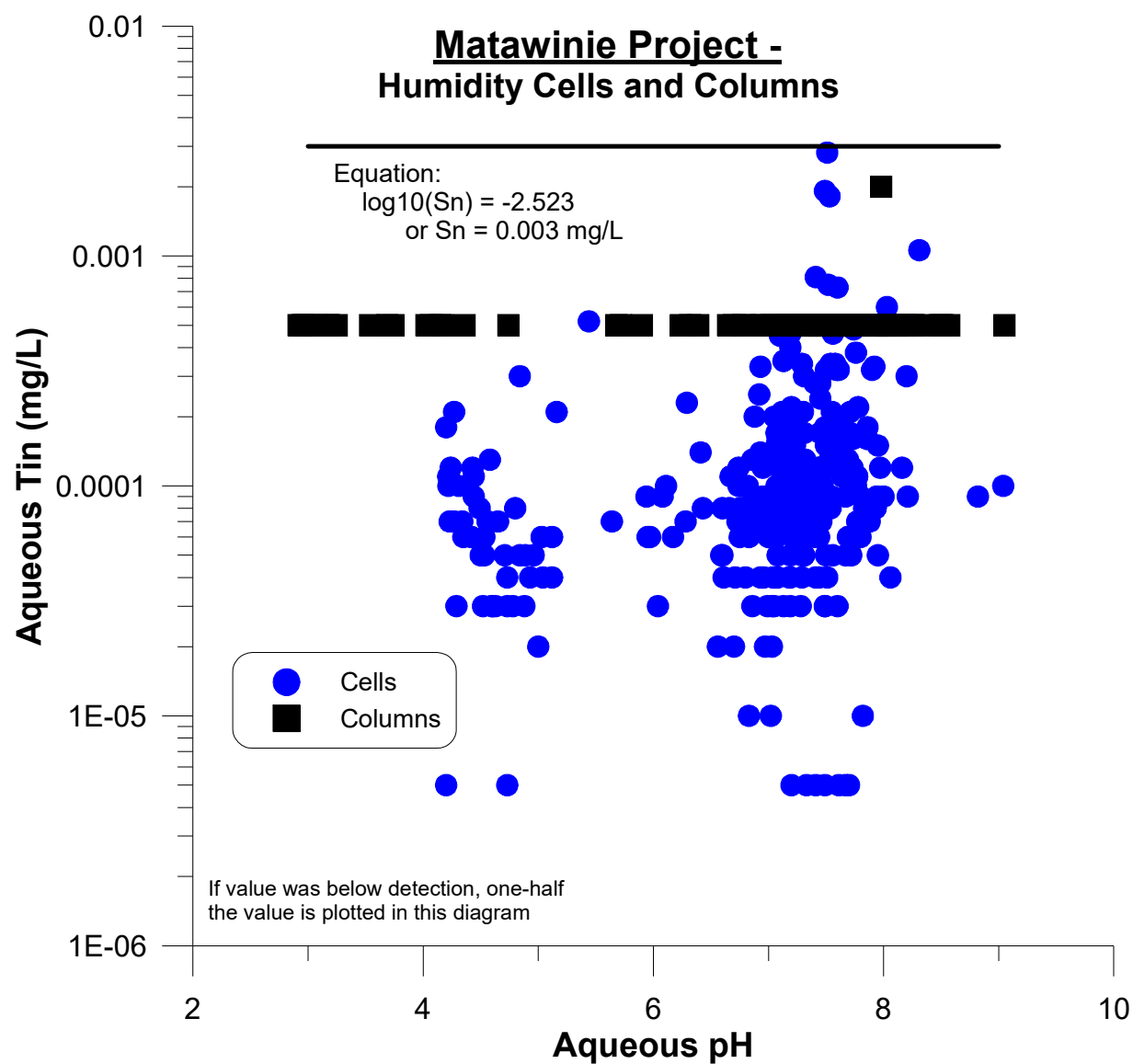


Figure A38. Dissolved tin vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

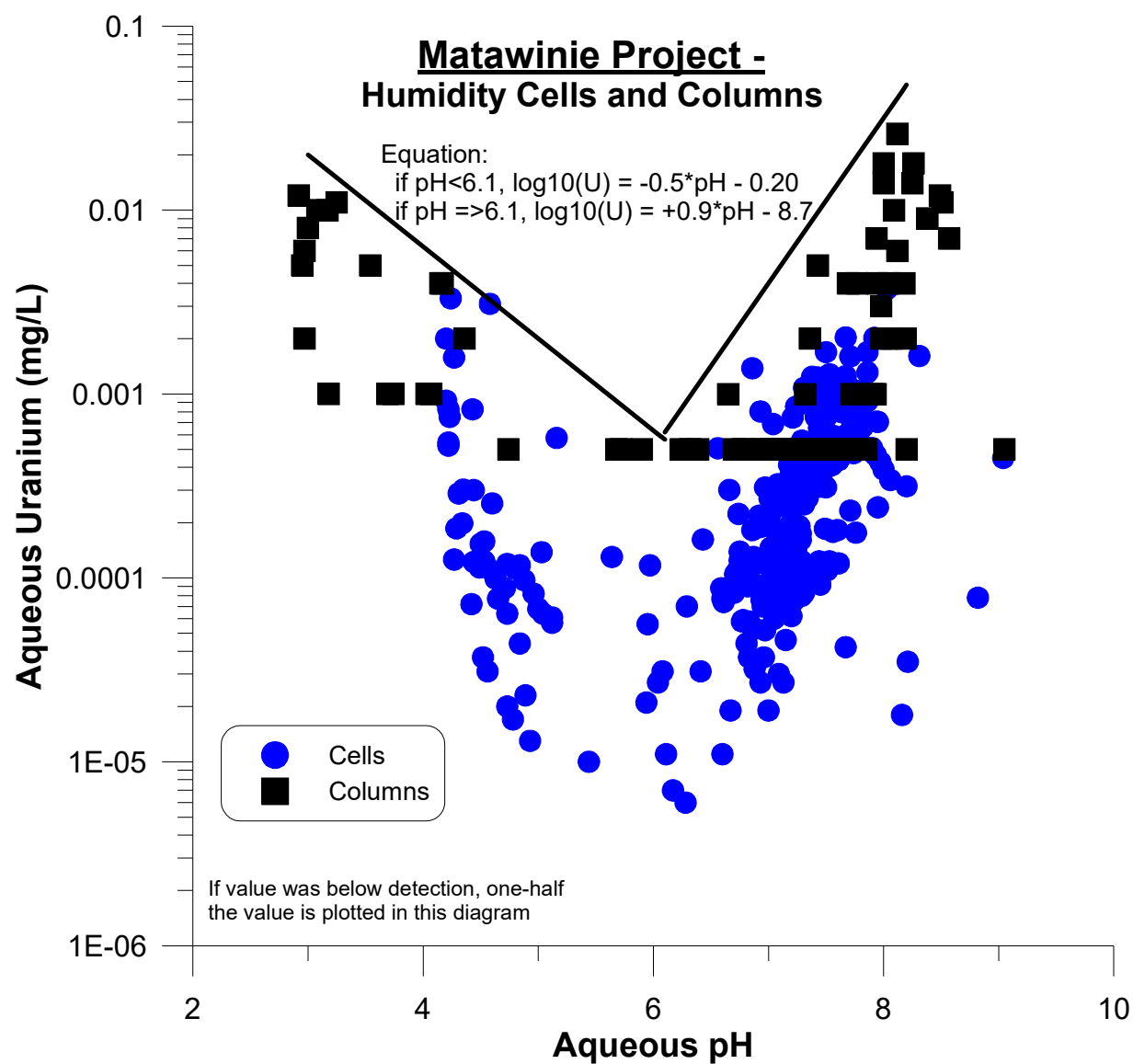


Figure A39. Dissolved uranium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

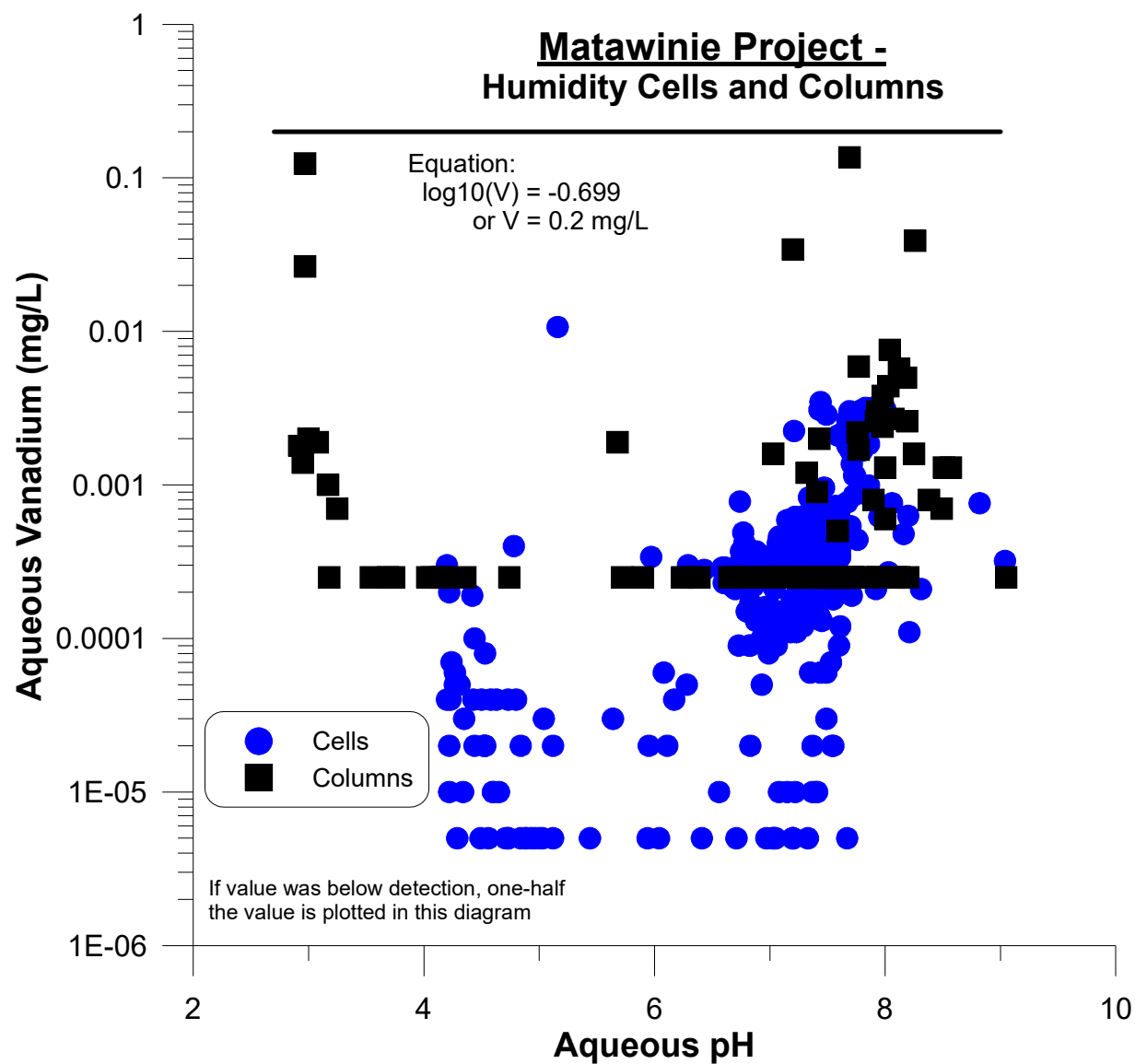


Figure A40. Dissolved vanadium vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-independent full-scale equation.

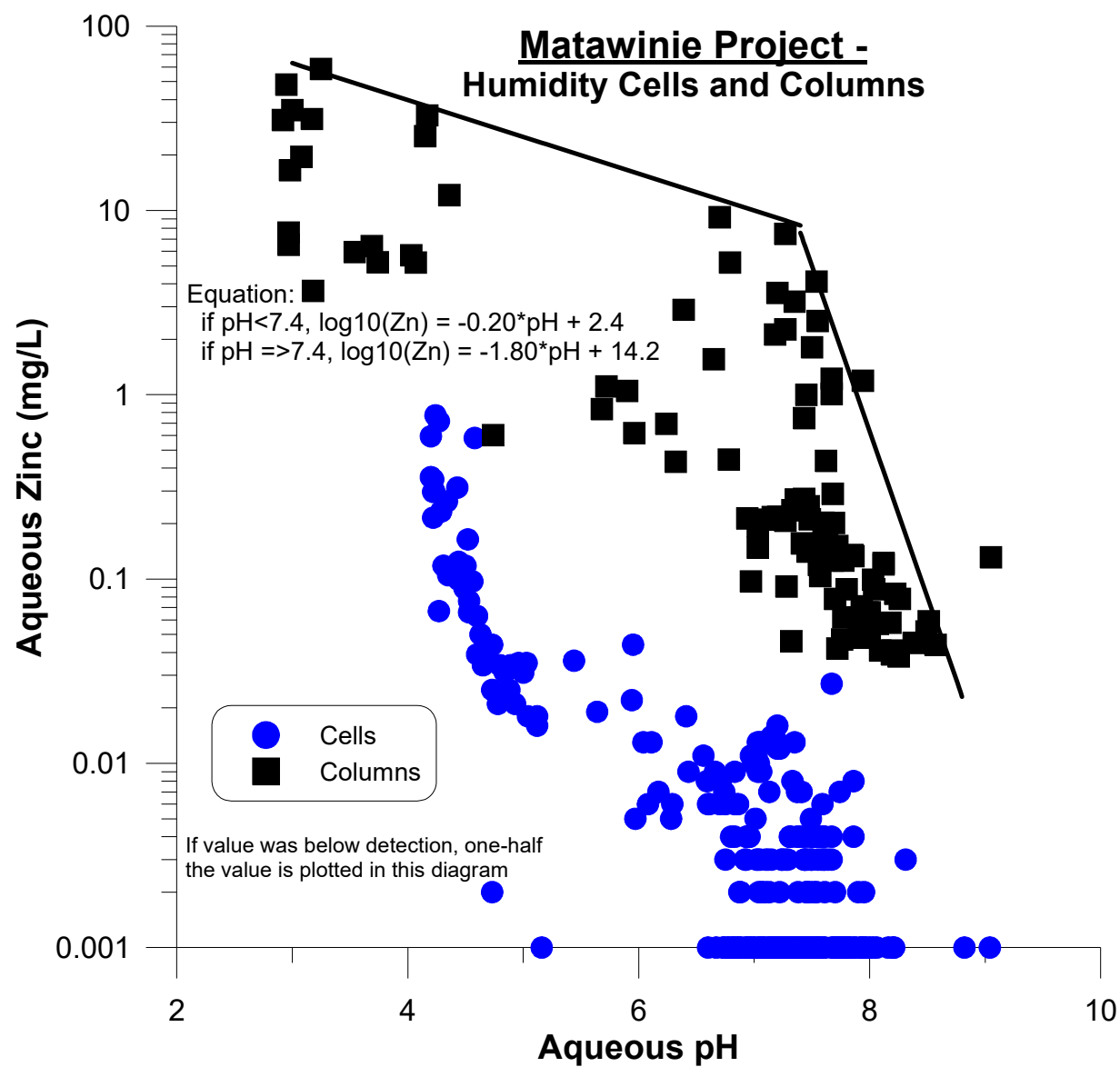


Figure A41. Dissolved zinc vs. pH from the Matawinie kinetic tests, showing the pH-dependent full-scale equation.

ANNEXE B

The Canadian MEND MINEWALL Model and its application to the Matawinie Graphite Project

Matawinie Graphite Project -

Predicted Pit-Water Source Terms -

APPENDIX B -

The Canadian MEND MINEWALL Model and

Its Application to the Matawinie Graphite

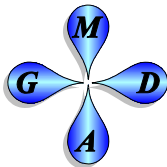
Project

prepared for:

Nouveau Monde Graphite
600, chemin de la Forex
Saint-Michel-des-Saints, Québec J0K 3B0
Attn: Martine Paradis, ing. M.Sc. PMP
VP Chef ingénieure infrastructure et environnement

prepared by:

Kevin A. Morin, Ph.D., P.Geo., L.Hydrogeo.
Minesite Drainage Assessment Group
www.MDAG.com
contact@MDAG.com



and

Ann Lamontagne, ing., Ph.D.
Lamont inc.
10, chemin des Conifères
Lac-Beauport, Québec G3B 2E7



January 18, 2020

TABLE OF CONTENTS

List of Tables	iii
List of Figures.....	iii
Report Summary.....	vi
1. INTRODUCTION	1
2. SUMMARY OF THE MEND MINEWALL MODEL, VERSIONS 1.0 AND 2.0.....	2
2.1 Summary of Minewall 1.0	2
2.2 Summary of Minewall 2.0	4
2.2.1 Minewall 2.0 Literature Review and Conceptual Models.....	4
2.2.2 Minewall 2.0 User's Manual	5
2.2.3 Minewall 2.0 Application to Three Minesites.....	5
2.2.4 Minewall 2.0 Programmer's Guide and Source Code.....	6
3. MINEWALL VERSION 3.0	7
4. APPLICATION OF MINEWALL 3.0 TO THE PROPOSED MATAWINIE GRAPHITE OPEN PIT DURING OPERATION AND CLOSURE.....	18
4.1 Phases of the Proposed Matawinie Pit and Backfill.....	18
4.2 Input Data for Minewall Simulations of the Proposed Matawinie Pit and Backfill.....	22
4.2.1 Precipitation and Evaporation	22
4.2.2 Groundwater Inflow.....	24
4.2.3 Mine Configuration	24
4.2.4 Additional Reactive Surface Areas	25
4.2.5 Incomplete Monthly Flushing of Reactive Rock Surfaces	25
4.2.6 Simulated Chemical Parameters in the Matawinie Minewall Simulations	26
4.2.7 Geochemical/Rock Units.....	26
4.2.8 Organization of Minewall Simulations of the Matawinie Phase 1 and Phase 2 Pits	30
4.3 Minewall Simulations of Phase 1-2 Pit Walls Only and No Backfill (Series 100) ..	30
4.4 Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled Waste Rock (Series 200)	36
4.5 Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled NAG and PAG Tailings (Series 300 and 400).....	41
4.6 Realistic Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled Co-Disposed NAG Tailings, PAG Tailings, and Waste Rock (Series 500)	48

4.7 Minewall Simulations of the Permanent, Final Pit Lake at the End of Mining (Series 600)	61
5. REFERENCES	70

List of Tables

4-1. Calculated unit-area reaction rates for Matawinie Graphite Project waste materials under fully-oxygenated conditions	27
4-2. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations of pit walls without backfill	33
4-3. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only waste rock	38
4-4. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only desulphurized NAG tailings or NAG tailings with waste rock	42
4-5. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only sulphurized PAG tailings	46
4-6. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings	50
4-7. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of aqueous chemistry for the Matawinie Pit with and without layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings	59
4-8. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Matawinie Pit with layered backfill containing at least 0.1% NAG tailings and/or PAG tailings	60
4-9. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations of the final pit lake on the northeast end of the pit area	64
4-10. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Final Pit Lake based on pH of the porewater flowing from the backfill into the pit lake	68

List of Figures

3-1. Minewall simplified schematic for calculating aqueous chemistry of mine water	9
3-2. Minewall mathematical model for a pit wall undergoing flooding and submergence	9
3-3. Minewall conceptual model for simulation of an open pit during Operation	10
3-4. Minewall conceptual model for simulation of an open pit experiencing natural filling during Closure	10
3-5. Minewall conceptual model for simulation of an open pit experiencing assisted filling during Closure	11
3-6. Minewall conceptual model for simulation of an open pit with a stable water level during Closure	11
3-7. Minewall conceptual model for simulation of an underground mine during Operation . . .	12
3-8. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are less than site-specific equilibrium aqueous concentrations	13
3-9. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are greater than site-specific equilibrium aqueous concentrations	14

3-10. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are greater than site-specific equilibrium aqueous concentrations during a significant initial portion of a simulation, and then less than equilibrium at later times.	15
3-11. Minewall simulation for the Matawinie Graphite Project showing predicted mass-balance-based aqueous concentrations less than site-specific pH-dependent equilibrium-based aqueous concentrations	16
3-12. Minewall simulation for the Matawinie Graphite Project showing predicted mass-balance-based aqueous concentrations greater than site-specific pH-dependent equilibrium-based aqueous concentrations	17
4-1. Proposed Phase 1 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in brown	19
4-2. Proposed Phase 2 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in dark blue.	19
4-3. Proposed Phase 3 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in dark blue.	20
4-4. At Year 6, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in dark blue (plus a large stockpile to the northwest of the pit) and mined volume shown in light grey.	20
4-5. At Year 7, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in cyan and mined volume shown in light grey	21
4-6. At Year 25, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in cyan and mined volume shown in orange.	21
4-7. Outline of the final pit shell	23
4-8. Cross-section of the final pit at the Matawinie Graphite Project with orange colour representing submerged backfill below the dotted line and mostly unsaturated backfill above the dotted line	23
4-9. Transient predictions of pit-water chemistry for the Matawinie Base Case with pit walls only and no backfill	32
4-10. Transient predictions of pit-water pH for Minewall simulations with differing lag time to net acidity and ARD	35
4-11. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and coarse waste-rock backfill	37
4-12. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and backfill of near-neutral NAG tailings	44
4-13. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and backfill of acidic PAG tailings	47
4-14. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and layered backfill of waste rock, near-neutral NAG tailings, and acidic PAG tailings	55
4-15. Comparison of transient pH from all layered backfill reacting at 0.1 times fully oxygenated rates (upper solid line, Simulations 511-512) and with the exception of PAG tailings oxidizing and generating acidity for six years before slowing to 0.1 times the full rate (Simulations 517-518), reflecting oxygen limitation in the backfill	57
4-16. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit	

walls and layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings, with all PAG tailings beneath the final water table	58
4-17. Map of the final pit lake at the northeast corner (upper right) of the Matawinie Pit, with a sloping “wall” of NAG tailings on the southwest side	62
4-18. Transient predictions of pit-water chemistry for the final pit lake in the Matawinie Pit including inflow from the backfill through the southwest NAG tailings “wall”	66
4-19. Transient predictions of pit-water chemistry for the final pit lake in the Matawinie Pit not including inflow from the backfill through the southwest NAG tailings “wall” .	69

Report Summary

This document is Appendix B of *Matawinie Graphite Project - Predicted Pit-Water Source Terms during Operation and Closure, and Groundwater Transport from the Pit Area*.

This appendix summarizes the Canadian MEND Minewall Model. Minewall simulates open pits and underground mines during operation (active dewatering), during transient flooding after dewatering is stopped, and after a stable pit lake has been established. The model includes the geochemical effects of the mine walls and of any granular material (like tailings and waste rock) present in or backfilled into the mine. Minewall Version 3 is used here.

The conceptual model and input data of Minewall 3.0 adhere closely to Minewall 2.0. As a result, the four MEND Minewall 2.0 documents still apply, containing several hundreds of pages of literature review, conceptual models, user's guide, and applied case studies. These are summarized in this appendix.

This appendix applies Minewall Version 3.0 to various scenarios of the proposed Phase 1 and Phase 2 open pits at the Matawinie Graphite Project, and to the final pit lake at the end of mining. These scenarios include pit walls only with no backfilled mine waste at all, and with various combinations of backfilled tailings and waste rock.

The oxidation and reaction of Matawinie pit walls and backfills are simulated at varying rates spanning up to four orders of magnitude. This range reflects varying degrees of limitation to oxygen or geochemical acceleration, and accounts for potential uncertainties in laboratory measurements adjusted to on-site conditions. In total, 178 Minewall simulations were run as sensitivity analyses to various input parameters.

A basic concept of Minewall is that the reaction products, such as acidity and metals, from mine walls and any backfill will alter the aqueous concentrations of inflowing groundwater and net precipitation. During operation and active dewatering, the combined loadings and flows determine the net aqueous pH and concentrations in the water that is removed to keep the mine dry. When closure begins and dewatering ends, the water level in the mine begins rising, flushing out previously non-flushed reaction products. After the water level reaches a stable elevation, only the non-submerged mine walls and backfill continue to react.

Another basic concept of Minewall is that aqueous concentrations can be estimated in two ways, but typically only one realistically applies to an element. These two ways are:

- (1) mass balance of all input loadings and output loadings without any adjustments for mineral solubility, or
- (2) site-specific pH-dependent maximum equilibrium concentrations with site-specific precipitation-dissolution of minerals (e.g., Appendix A of the main report).

Especially for fine-grained backfill, mass-balance calculations can produce to extremely high "concentrations" even at near-neutral pH that are not realistic. In this case, equilibrium concentrations are the appropriate predictions, and they usually are not significantly affected by dilution.

On the other hand, lower-surface-area pit walls and rock backfill can produce mass-balanced-based concentrations that are less than equilibrium and thus proportionally affected by dilution. In this case, mass-balance concentrations are the appropriate predictions.

It is important to note that some elements and parameters in a simulation might be predicted from equilibrium concentrations (e.g., copper) and others from mass-balance concentrations (e.g., zinc). Therefore, each Minewall simulation requires checking the output for each element and parameter to determine whether equilibrium or mass balance applies to each element.

In order to understand the geochemical behaviours and effects of various backfill options, the 178 Matawinie Minewall simulations examined:

- Phase 1-2 pit walls with no backfill; number of simulations = 32
- Phase 1-2 pit walls and waste rock; number of simulations = 28
- Phase 1-2 pit walls and NAG tailings (with some including a third Unit of waste rock); number of simulations = 20
- Phase 1-2 pit walls and PAG tailings; number of simulations = 12
- Phase 1-2 pit walls plus sequential layers of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings; number of simulations = 64
- final pit lake located at the northeast end of the pit area with no backfill and one “wall” of NAG tailings over backfill; number of simulations = 22

Based on the understanding gained from simulations of the pit walls and various combinations of backfill options, the predicted aqueous concentrations from no-backfill and layered-backfill scenarios are summarized in Table 4-7 and are repeated directly below in Table A.

Backfilled NAG tailings and PAG tailings contain reactive surface areas that exceed those of the fractured pit walls by more than 100,000 times and those of coarse waste rock by more than 1,000 times. As a result, even in small amounts, backfilled tailings dominate and control the aqueous chemistry. This chemistry is typically at equilibrium levels even when conditions such as reaction rates, final saturated water level, and water-flushing rates are changed by more than one order of magnitude.

In contrast, pit-wall-only predictions with no backfill, and backfill with 100% waste rock, in Table A are generally below equilibrium levels and can respond to changes in mass balance. As a result, changing various conditions in the pit, such as reaction rates, fracturing, final saturated water level, and water-flushing rates, can substantially change their predicted aqueous concentrations. This is why early-time and late-time predictions for only pit walls and waste-rock backfill in Table A change more than the well-buffered layered backfill with tailings. This is also why pH decreases with time, rather than increases as with some well-buffered NAG tailings.

Table A. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of aqueous chemistry for the Phase 1-2 Matawinie Pit with and without layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings

Parameter	Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)					
	Layered Backfill in Pit ¹		Waste-Rock Backfill in Pit ²		Phase 1-2 Pit Walls Only; No Backfill ³	
	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)
pH	6.9	7.3	7.2	6.8	6.9	5.7
Acidity	14	8.2	1.6	1.5	15	103
Alkalinity	71	130	21	4.7	65	7
Sulphate	1600	1600	12	4.1	43	380
Copper	4.1	3.0	0.006	0.0003	0.003	0.02
Iron	6.1	2.1	0.04	0.003	0.06	0.3
Nickel	2.1	1.7	0.003	0.0009	0.009	0.08
Zinc	2.3	1.1	0.005	0.002	0.02	0.1
¹ Minewall-based predictions of aqueous porewater concentrations for in-pit layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings; all PAG tailings placed beneath the final water table; these concentrations are at maximum equilibrium levels.						
² Minewall-based predictions of aqueous porewater concentrations for in-pit backfill of waste rock only; changing conditions like reaction rates and particle size can substantially change these predicted aqueous concentrations.						
³ Minewall-based predictions of aqueous pit-lake concentrations with no backfill in the Phase 1-2 pits; changing various conditions in the pit, such as reaction rates, fracturing, final saturated water level, and water-flushing rates, can substantially change these predicted aqueous concentrations.						
⁴ Early Time = 5 years after the start of mining and after the pit walls are first exposed; Late Time = 205 years after the start of mining, and more than a century after the pit lake or backfill saturated porewater has reached final maximum elevation.						

There are approximately 100 simulations that include some NAG tailings and/or PAG tailings. Nearly all predicted concentrations are based on maximum equilibrium levels, which in turn are dependent on pH as explained in Appendix A of the main report.

As a result, predictions for backfill that contains at least approximately 0.1% to 100% tailings can be summarized another way, based on Appendix A containing the Matawinie maximum equilibrium water-quality model. This alternative summary is based on the “mixed” pH of any sequence of backfill layers, with the option of adjusting pH as desired with the addition of lime. In other words, pH of porewater in the backfill can become a “design parameter” that can be adjusted. As a result, Table B summarizes the equilibrium concentrations predicted for tailings-containing backfill at various pH levels.

Table B. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Phase 1-2 Matawinie Pit with layered backfill containing at least 0.1% NAG tailings and/or PAG tailings					
<u>Parameter</u>	<u>Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)</u>				
pH	6	7 ¹	8	9	10
Acidity	63	13	3	0.5	0.1
Alkalinity	13	79	501	3200	20,000
Sulphate	1600	1600	1600	1600	1600
Copper	6.3	4.0	0.2	0.0005	0.00000001
Iron	130	5	0.2	0.008	0.0003
Nickel	4.0	2.0	0.05	0.00005	0.00000005
Zinc	16	10	0.6	0.01	0.0002
¹ This prediction is the one that best reflects input values for the Matawinie Graphite Project, but the others are possible with pH adjustment.					

The final pit lake will be located on the northeast end of the pit area at the end of mining. It will be surrounded by rock walls on all sides except for a NAG tailings “wall” covering backfill on the southwest side. For these simulations, various values were changed to understand the sensitivity of the results to changes in (1) reaction rates, (2) groundwater inflow rates during filling, (3) porewater flow rates from the backfill, through the NAG tailings “wall”, and into the final pit lake, and (4) pH of inflow through the NAG tailings wall.

Simulations of backfill containing at least some tailings showed predictions of aqueous chemistry could be summarized by pH (Table B above). Similarly, the aqueous chemistry of the final pit lake can be summarized based on the pH of the backfill-porewater flowing into it (Table C below).

Table C. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Final Pit Lake based on pH of the porewater flowing from the backfill into the pit lake.				
Parameter	Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)			
Backfill Porewater Flowing through the NAG Tailings “Wall” into the Final Pit Lake at This pH ...				
pH	7 ¹	8	9	10
... Creates This Chemistry in the Final Pit Lake by Mine Year 225				
pH	7.2	7.3	7.5	7.9
Acidity	8.8	8.0	6.0	3.2
Alkalinity	120	130	190	390
Sulphate	1600	1600	1600	1600
Copper	2.0	0.21	0.12	0.044
Iron	2.5	2.0	1.1	0.32
Nickel	1.0	0.079	0.056	0.056
Zinc	4.7	0.39	0.012	0.11
¹ This prediction is the one that best reflects input values for the Matawinie Graphite Project, but the others are possible with pH adjustment.				

1. INTRODUCTION

This document is Appendix B of *Matawinie Graphite Project - Predicted Pit-Water Source Terms during Operation and Closure, and Groundwater Transport from the Pit Area*.

This appendix summarizes the Canadian MEND Minewall Model. Minewall simulates open pits and underground mines during operation (active dewatering), during transient flooding after dewatering is stopped, and after a stable pit lake has been established. The model includes the geochemical effects of the mine walls and of any granular material (like tailings and waste rock) present in or backfilled into the mine. Minewall Version 3.0 was used here for simulations of the Matawinie Graphite Pit.

This appendix applies Minewall Version 3.0 to various scenarios of the proposed Phase 1 and Phase 2 open pits at the Matawinie Graphite Project, and to the final pit lake at the end of mining. These scenarios include no backfilled mine waste at all, and various combinations of backfilled tailings and waste rock.

Minewall 3.0 is the third generation of the MEND Minewall models. The two older generations were written in Fortran and Basic languages, which are now mostly out-of-date. As a result, Minewall 3.0 is an Excel multi-sheet spreadsheet, approximately 40 MB in size and executing more than one hundred thousand calculations.

2. SUMMARY OF THE MEND MINEWALL MODEL, VERSIONS 1.0 AND 2.0

In the 1990's, the Canadian MEND Program recognized that case studies and models for tailings and waste rock were relatively common, but case studies, monitoring techniques, and models for open-pit and underground mines were generally lacking. To fill this gap, to create a field-investigation technique, and to provide a model to simulate water balances and chemistry, the MEND Program sponsored two consecutive studies called “Minewall” Versions 1.0 and 2.0.

The MEND report on Minewall 1.0 is Morin (1990). Minewall 2.0 was a series of four reports (Literature Review, User's Guide, Application of MINEWALL to Three Minesites, and Programmer's Notes and Source Code) plus one diskette (MEND, 1995). Because these reports contain a total of many hundreds of pages, the Minewall field technique and model have been conveniently summarized by Morin and Hutt (1995, 1997, 1999, 2001a, 2001b, 2004, and 2006). Additional details can be found in Andrade and Mountjoy (2015).

In general, Minewall 2.0 is basically a “compartmental” model that keeps track of, during discrete time steps,

- all inflows of water to the open pit or underground mine including background groundwater,
- all outflows including pumping,
- the water level within the underground or open-pit mine, and
- mass-balance chemistry associated with all inflows, outflows, and reactive mine walls, which can then be optionally adjusted based on geochemical processes like kinetics and equilibrium mineral precipitation-dissolution.

The subsections below contain the summaries almost verbatim from the MEND reports for Minewall 1.0 and 2.0.

2.1 Summary of Minewall 1.0

The first objective of this study called Minewall 1.0 was to evaluate available literature for relevant information on water movement and chemistry on and within mine walls. To provide a framework for evaluating the literature, conceptual models were developed, indicating the three important modes of water movement as (1) precipitation onto mine walls, (2) groundwater flow through the saturated zone into the base of the pit, and (3) groundwater flow through unsaturated fractures above the saturated zone.

Precipitation onto mine walls is dependent on local climatic conditions and affected by factors such as ice coatings on the walls which isolate the wall from precipitation.

For saturated groundwater flow, available literature indicated that open pits could affect water levels and groundwater movement for distances of several kilometers from the mine. Variations in hydraulic conductivity of subsurface materials, which can also affect groundwater flow, were reportedly limited to a small area around the mine with little effect on larger-scale groundwater

movement.

Only reports from Ohio State University were found to address unsaturated flow through fractures near mine walls, despite the major importance of these fractures on the severity of acid drainage.

In addition to water movement, the literature review also concentrated on acid generation and neutralization. Most of the available literature addressed acid generation in underground coal mines.

A conceptual model of acid generation developed for this Minewall 1.0 study highlighted the difference between acid generation in coal mines, which have porous sediments that allow acid generation to develop within the sediments, and in most “hard rock” mines in British Columbia where blocks of rock formed by fractures only allow acid generation on exposed surfaces.

The implication of this difference is that there will be less acid generation from one kilogram of relatively impermeable rock than from one kilogram of porous rock. This was confirmed through comparisons of rates from coal mines and hard-rock mines in British Columbia.

During pit decommissioning, when a pit with exposed sulfide minerals is allowed to flood, the available literature indicated a common potential for the water within a flooding pit to become acidic. Detailed research indicated that the acidic conditions were at least partially attributable to unsaturated fractures that accumulated acidity until submerged. The lack of information on water movement and acid generation in fractures within mine walls is a major weakness in the current understanding of acid drainage from pits and underground workings.

A second objective of this Minewall 1.0 study was to re-evaluate existing data at Equity Silver Mines and to perform a field study to determine time-dependent rates of acid generation and neutralization on exposed pit walls. The major focus was the Main Zone Pit, although information from the now-flooded Southern Tail Pit was found to be valuable to the study. The field study indicated that the average rate of acid generation from the walls was $11.0 \text{ mg SO}_4/\text{day}/\text{m}^2$, which was in agreement with the lower rates from coal mines and with rates from rock at the Cinola Gold Project in British Columbia.

Contour diagrams of acid-base accounting parameters through the pit highlighted areas where acid generation was creating acidic conditions and iron staining, and other areas where neutralizing minerals were maintaining neutral conditions. The pH values of water pumped from the Main Zone Pit indicated that neutralization was successfully regulating all generated acidity at that time.

Metal leaching within the Main Zone Pit could be significant, but within a wide range of pH around neutral values it was independent of pH. As a result, metal leaching was strongly dependent on aqueous speciation and mineral solubility which could be evaluated with existing data.

The third objective of this Minewall 1.0 study was to create a computer code to simulate the Main Zone Pit and other pits during operation and decommissioning. This code, named MINEWALL, was written in standard Fortran and had undergone preliminary verification. Nevertheless, the code was rudimentary at this time and not ready for general use.

Minewall 1.0 was applied to the Main Zone Pit during operation by using site-specific information such as the number of distinct rock units in the pit, the rate of oxidation, the exposed quantity of sulfide and neutralizing minerals, the extent of internal fracturing, and the frequency of fracture flushing. Most of the required input information was obtained from maps, acid-base accounting, and field observations. The flushing frequency was unknown, but reasonably estimated through calibration of the frequencies to measured pH from the Main Zone since mining began.

As soon as the operational phase of the Main Zone was acceptably simulated by Minewall, the decommissioning phase was examined. The simulations indicated that the pH of the water accumulating in the Main Zone Pit during flooding would initially be mildly acidic then be quickly neutralized as the pit filled. The pit water was then predicted to remain neutral.

These predictions were found to be applicable over a significant range of stored acidity within the pit walls. Metal leaching could not be reliably predicted because the neutral values of pH were within the range where more complex, currently undefined, mechanisms such as aqueous complexation regulated metal concentrations.

Because Minewall 1.0 had not been thoroughly tested and validated, the aforementioned predictions by Minewall included an unknown degree of uncertainty and error.

The fourth and last objective of this Minewall 1.0 study was to formulate (1) recommendations for both future studies and (2) general draft criteria of pit decommissioning. The recommendations for future studies were divided into (1) site-specific aspects for improving the reliability of the Minewall predictions of the Main Zone Pit and (2) general aspects for improving the understanding of the critical processes that regulate water chemistry during open-pit operation and decommissioning.

The recommendations for draft criteria of pit abandonment emphasized the importance of detailed baseline studies of groundwater prior to mining. The predictions for operation and decommissioning based on the pre-mining data should be periodically updated to maintain validity. By the time an operational phase is concluded, detailed predictions with a high degree of reliability should be in place to avoid an expensive revision of plans during decommissioning and the expensive treatment and handling of an environmental problem such as a pit filled with acid water.

The draft criteria were developed by Morwijk Enterprises Ltd. (MDAG) and did not necessarily reflect the views of Equity Silver Mines Ltd., the mining industry, or federal and provincial regulatory agencies.

2.2 Summary of Minewall 2.0

2.2.1 Minewall 2.0 Literature Review and Conceptual Models

The Literature Review and Conceptual Model was the first of four documents describing the Minewall 2.0 technique and computer program for predicting water chemistry in pits and underground workings (“mines”). These predictions can be made for both Operational and Closure Phases of a mine.

Based on case studies and general theory, conceptual models of water movement through mines were developed in Section 2. The conceptual model for chemistry associated with the flows was then developed in Section 3. Simplified equations for predicting minewater chemistry were developed in Section 3.1, and complicating factors were clarified in Sections 3.2 and 3.3. Flexibility was emphasized in all conceptual models so that the models, the technique, and the computer program could be adapted to virtually any minesite.

Although the Minewall 2.0 conceptual models were based on many decades of previous work, they were presented first so that various lessons learned from previous work would be more obvious as they were presented in Sections 4 and 5. In particular, Section 4 briefly described three field studies closely adhering to the Minewall technique. These studies are discussed in the companion report, *Application of Minewall to Three Minesites*. Section 5 described many studies, but none contain all information to perform a reasonably detailed simulation with Minewall.

In addition to this Literature Review, there are three other related reports. These are (1) User's Manual for the computer program, (2) the Programmer's Notes and Source Code, and (3) *Application of MINEWALL 2.0 to Three Minesites*. These reports should be consulted for additional details not presented in this first document.

2.2.2 Minewall 2.0 User's Manual

Minewall 2.0 is a computer-based, object-oriented tool for predicting water chemistry in open-pit mines and underground workings during operation and closure. Minewall was designed to offer the user a graphical interface through forms, Windows-like behaviour, and flexibility in using available data. However, it was not designed to run under the Windows operating system, and should instead be run from DOS outside of Windows.

Minewall simulates a mine with as little or as much data as you have. However, reasonable results can only be obtained from reasonable input data. This User's Manual, along with the three other manuals comprising the Minewall 2.0 documentation, shows which and how much data are reasonable in light of current knowledge of pits and underground mines.

2.2.3 Minewall 2.0 Application to Three Minesites

In order to better understand and predict water chemistry in and around mines in Canada, the Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program and the British Columbia Acid Mine Drainage Task Force sponsored a project now known as Minewall 1.0 (Morin, 1990). That study involved (1) a literature review, (2) a one-time geochemical assessment of the Main Zone Pit at Equity Silver Mines (British Columbia), (3) the development of a rudimentary site-specific computer program for predicting pit-water chemistry (Minewall 1.0), and (4) recommendations for conducting pit-water assessments.

MEND and the Task Force decided to expand and refine Minewall 1.0, leading to Minewall Version 2.0. This is one of four reports describing Minewall 2.0, which is both a simple technique for

predicting water chemistry in mines and a computer program to assist with predictions for complex scenarios.

Minewall 2.0 is based on literature reviews of relevant theory, testwork, and past studies, some more than 30 years old. As a result, the technique and program were designed to be flexible and widely adaptable to many site-specific conditions.

The sections of this Application report presented the results of simulating three mines with Minewall 2.0. Because Minewall was a relatively new technique at the time, not all required information was available for the simulations, but company reports provided much of the input data. Other input values were estimated or obtained by fitting monitoring data to simulations of current conditions. As a result, this Application report also illustrated the importance of various input data and the strengths and weaknesses of the Minewall 2.0 computer program.

2.2.4 Minewall 2.0 Programmer's Guide and Source Code

This fourth document discussed some of the more technical aspects of Minewall's programming. It also contained a listing of Minewall 2.0's roughly 24,000 lines of code.

3. MINEWALL VERSION 3.0

The original code for Minewall 2.0 was written in Visual Basic for DOS which is no longer operative on the current 64-bit Windows systems. As Morin and Hutt (2006) observed, “If Minewall 2.0 were written today, it would probably be written as an add-on to a spreadsheet application, like Excel”.

In fact, the current version of Minewall, Version 3.0, applied here to the proposed Matawinie Graphite Pit, is a multi-sheet Excel spreadsheet approximately 40 MB in size. It executes more than one hundred thousand calculations, which can take a minute or two on slower computers.

The conceptual model and input data adhere closely to Minewall 2.0 (Figures 3-1 to 3-7). As a result, the Minewall 2.0 documents discussed in Subsection 2.2 above can also be applied to Minewall 3.0. As a supplement to the Minewall 2.0 User’s Guide, this Excel version also contains comments and explanations to guide data input.

Minewall 3.0 consists of four input sheets: Main Input, Geochemistry Input, Mine Configuration Input, and Water Balance Input. After all data are entered in these four sheets, the results of the simulation can be found in the Output sheet. There are three additional sheets for calculations, but users should not access or manipulate these.

Minewall 3.0 includes the option to calculate pH from the mass-balance ratio of Acidity/Alkalinity. First, acidity and alkalinity are calculated from simulated mass balance of all acidity and alkalinity rates for all Geochemical Units not submerged during Operation and Closure, plus flushed loadings from any recently submerged walls during Closure (Figure 3-2).

Next, based on site-specific correlations, pH is calculated from the ratio of acidity/alkalinity calculated from the mass balance. If either acidity or alkalinity decreases below 0.01 mg/L, then calculated pH may become unstable, so values below 0.01 mg/L are stabilized at 0.01 mg/L. As with Version 2.0, Minewall 3.0 assumes all water in the mine is well mixed.

It is important to note that Minewall provides predicted aqueous concentrations based on:

- (1) mass balance of all input loadings and output loadings without any adjustments for mineral solubility, or
- (2) site-specific pH-dependent maximum equilibrium concentrations with site-specific precipitation-dissolution of minerals (e.g., Appendix A of the main report).

The differences are illustrated in Figures 3-8, 3-9, and 3-10. Real examples from the Matawinie Minewall simulations are shown in Figures 3-11 and 3-12.

In general, within a single simulation,

- when mass-balance-based aqueous concentrations are less than site-specific equilibrium-based concentrations, then the mass-balanced-based concentrations are the realistic predictions (e.g., no precipitation of secondary minerals to lower the aqueous concentrations, Figure 3-8);
- when site-specific equilibrium-based aqueous concentrations are less than mass-balanced-

based concentrations, then the equilibrium-based concentrations are the realistic predictions (e.g., precipitation of secondary minerals lowers the aqueous concentrations, Figure 3-9);

- when mass-balance-based aqueous concentrations are much greater than equilibrium-based concentrations during a significant initial portion of the simulation (precipitation of secondary minerals lowers the aqueous concentrations) and then mass-balance-based concentrations decrease below equilibrium concentrations later in the simulation (precipitated secondary minerals dissolve), then site-specific equilibrium aqueous concentrations are the realistic predictions for the entire simulation (Figure 3-10).

It is important to note that, within a single simulation, each simulated element may have a different relationship between mass balance and equilibrium.

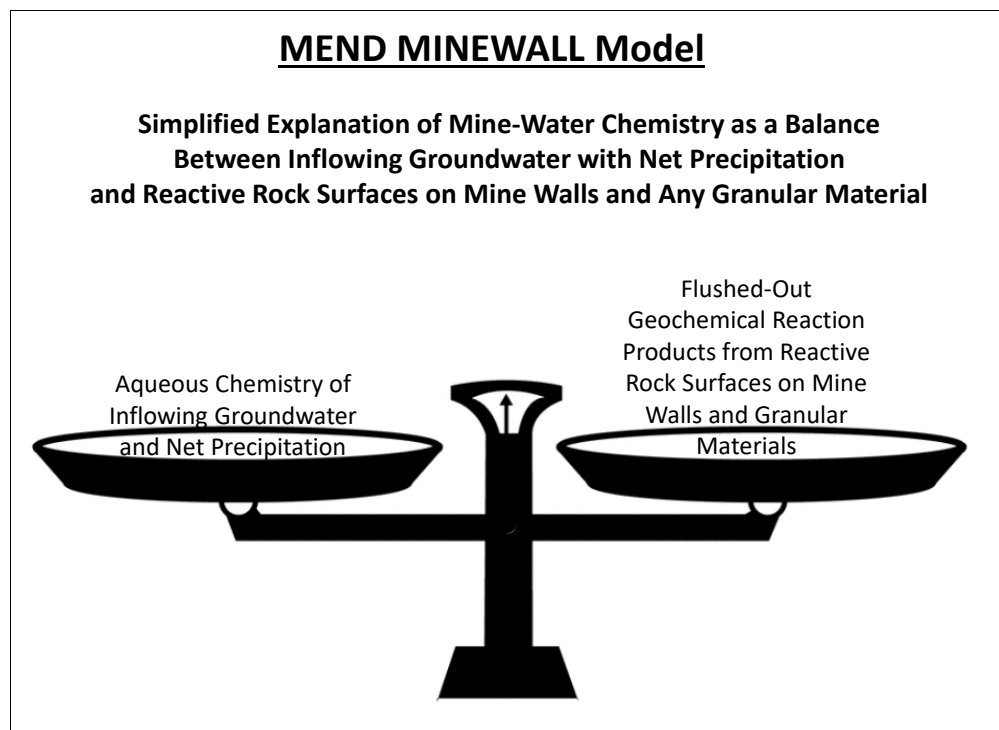


Figure 3-1. Minewall simplified schematic for calculating aqueous chemistry of mine water.

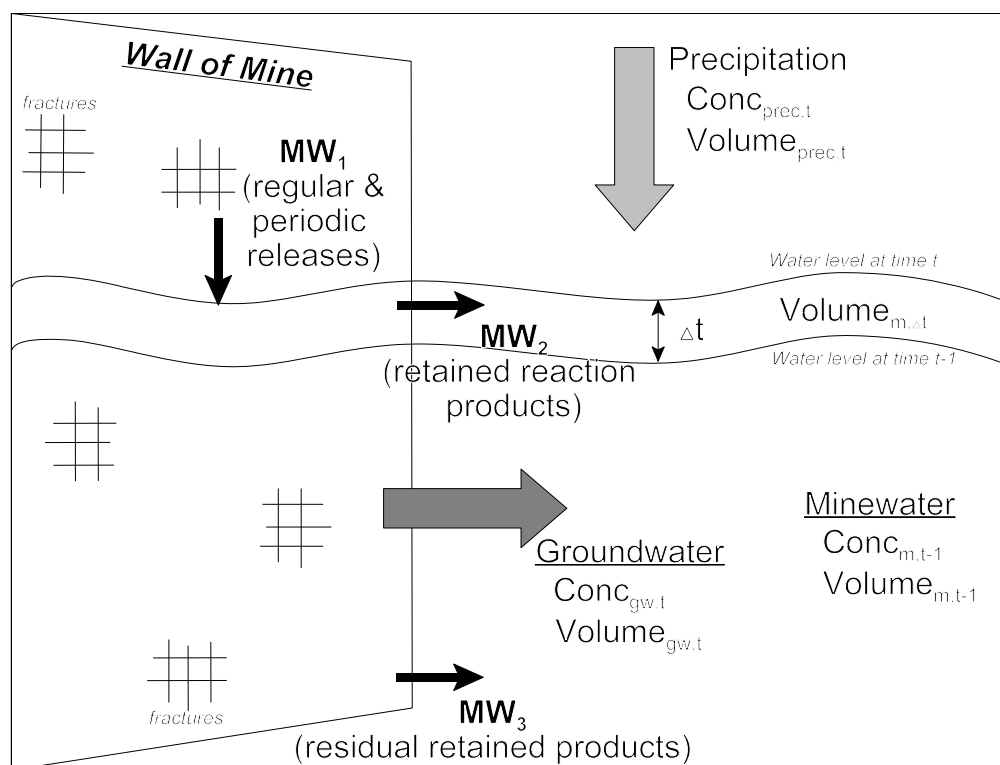


Figure 3-2. Minewall mathematical model for a pit wall undergoing flooding and submergence.

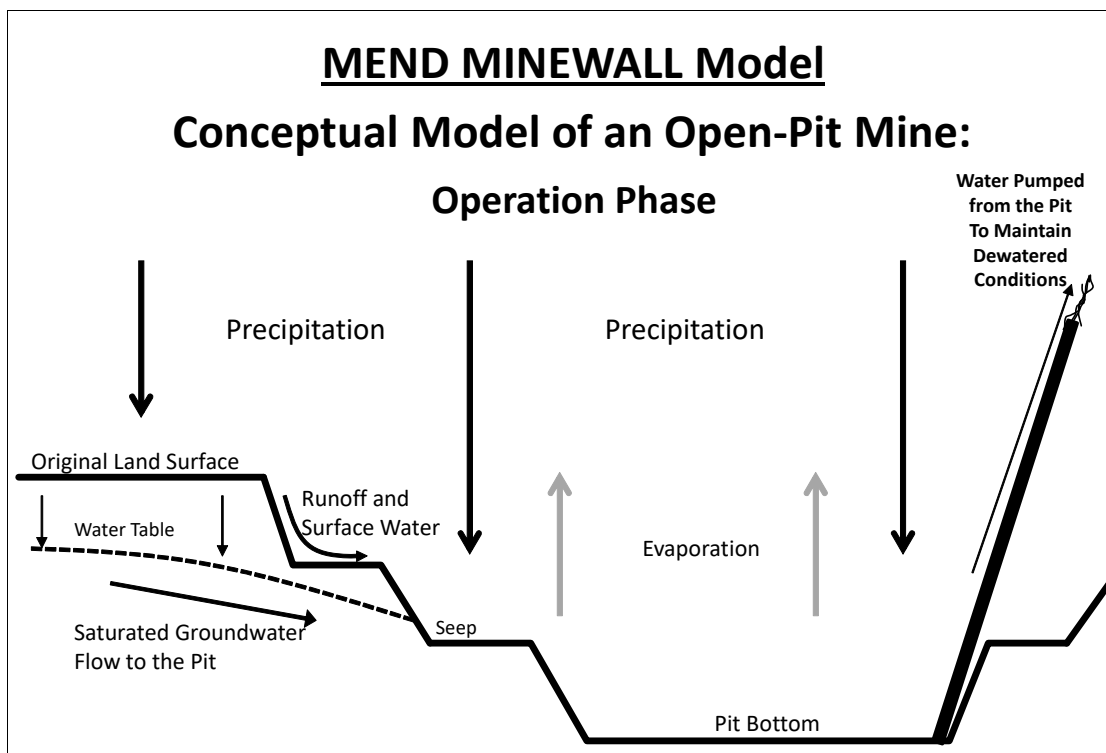


Figure 3-3. Minewall conceptual model for simulation of an open pit during Operation.

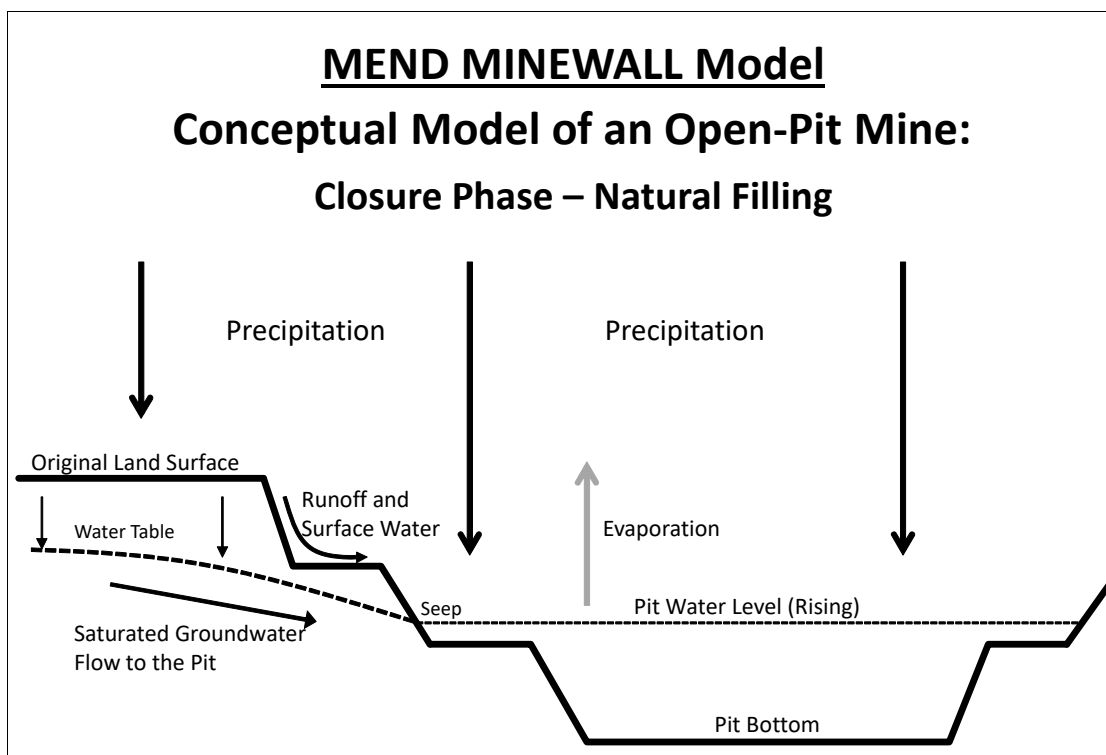


Figure 3-4. Minewall conceptual model for simulation of an open pit experiencing natural filling during Closure.

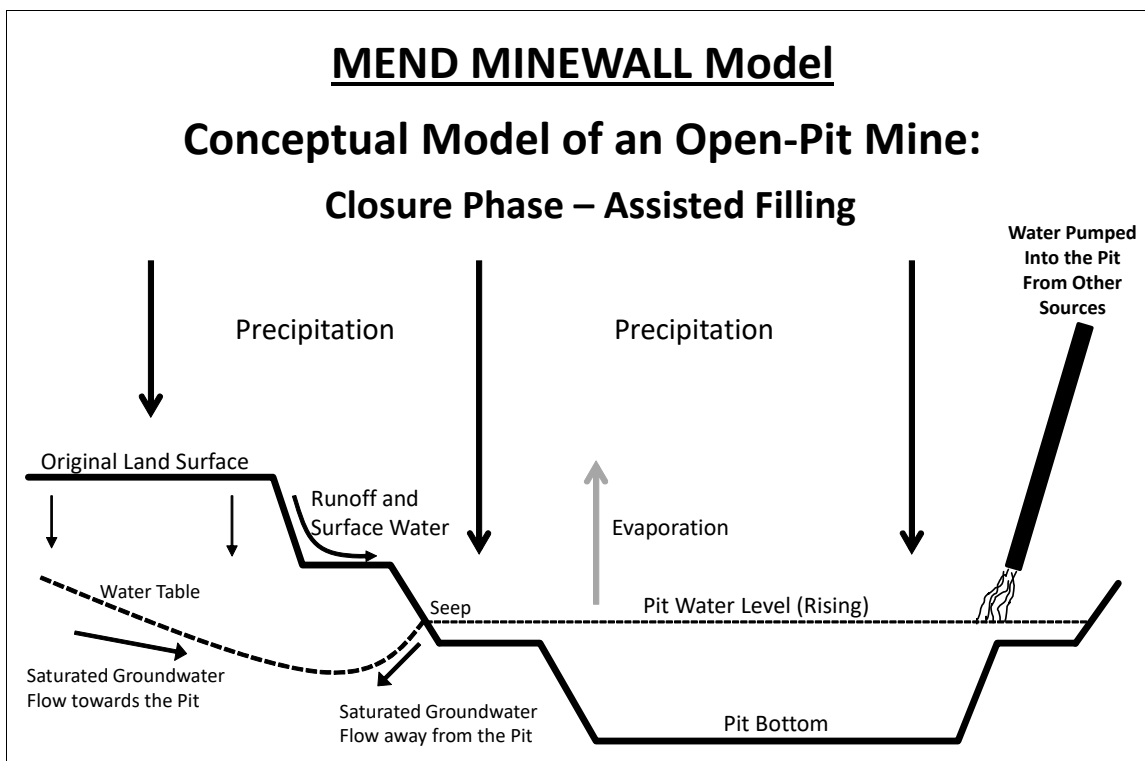


Figure 3-5. Minewall conceptual model for simulation of an open pit experiencing assisted filling during Closure.

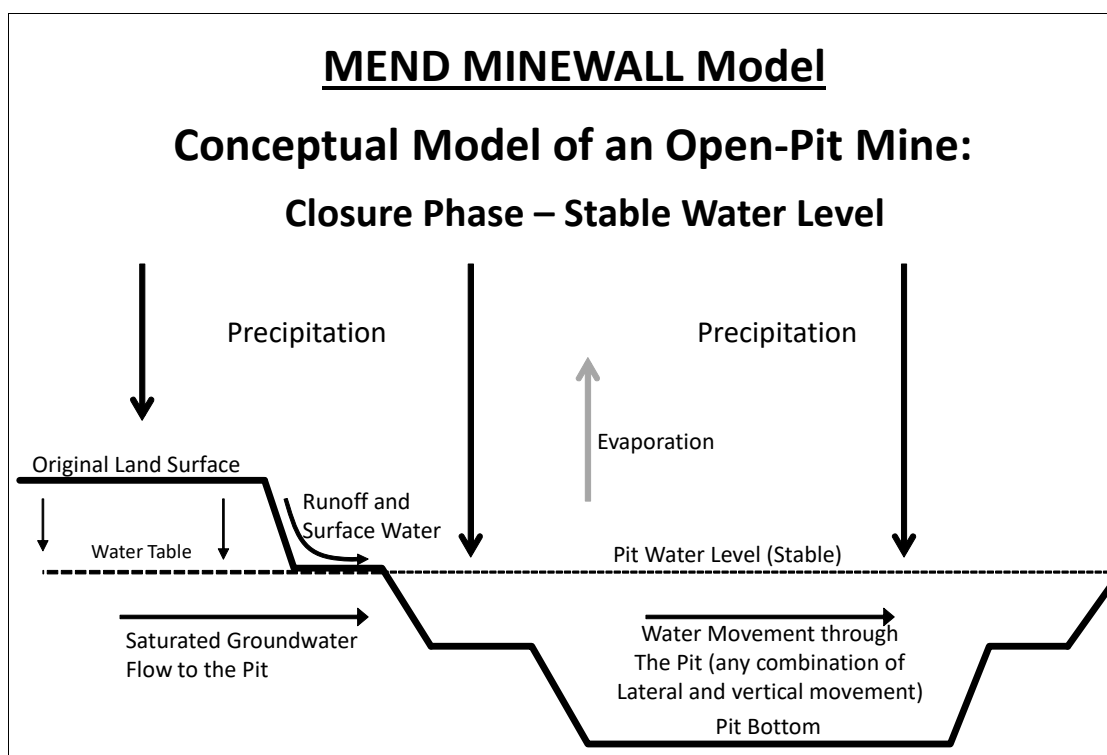


Figure 3-6. Minewall conceptual model for simulation of an open pit with a stable water level during Closure.

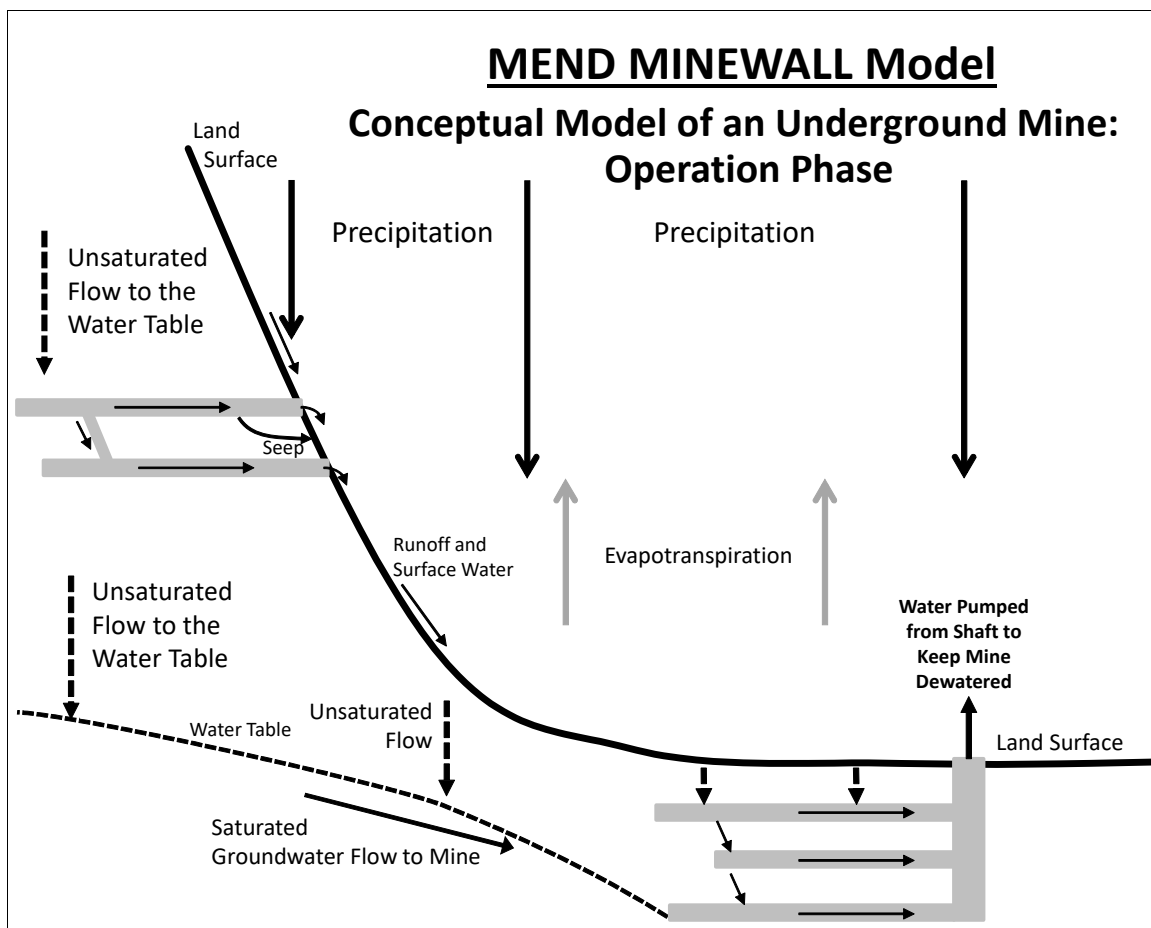


Figure 3-7. Minewall conceptual model for simulation of an underground mine during Operation.

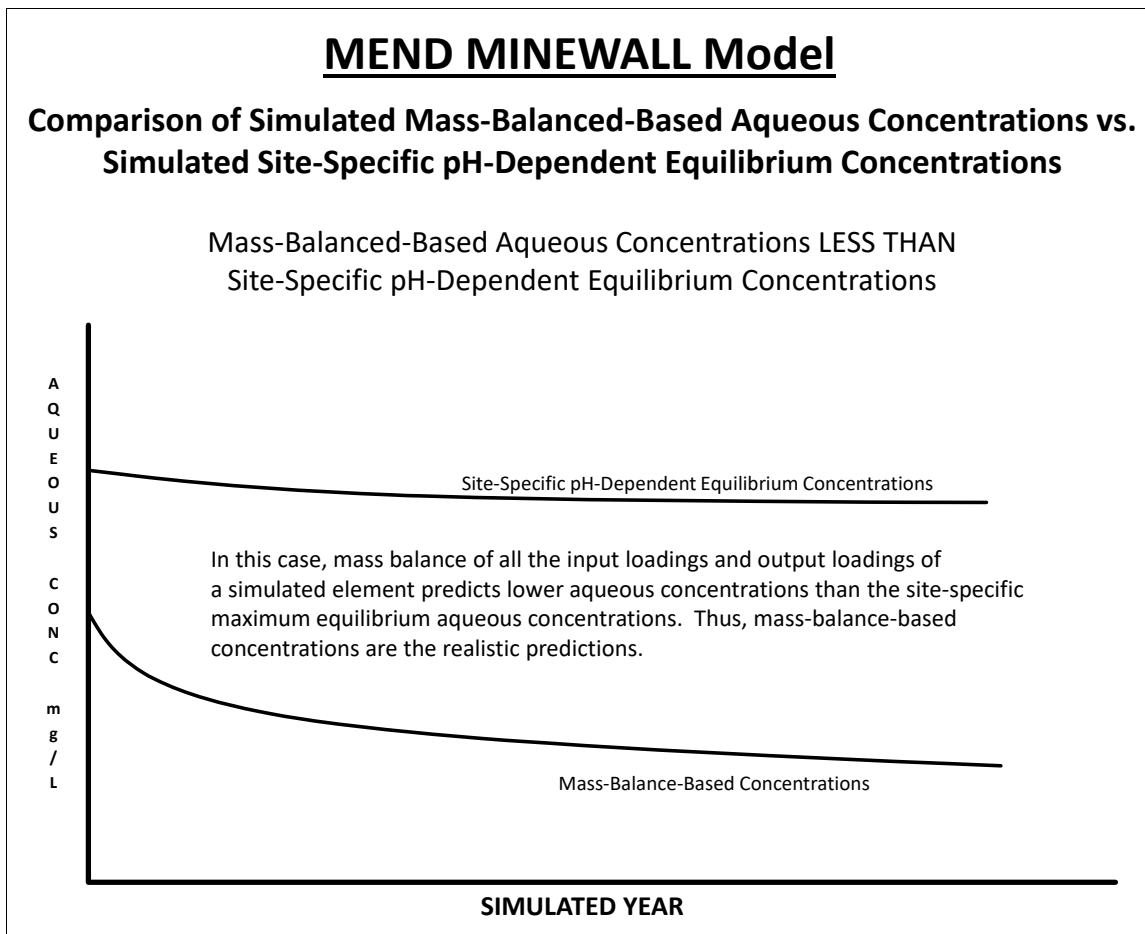


Figure 3-8. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are less than site-specific equilibrium aqueous concentrations.

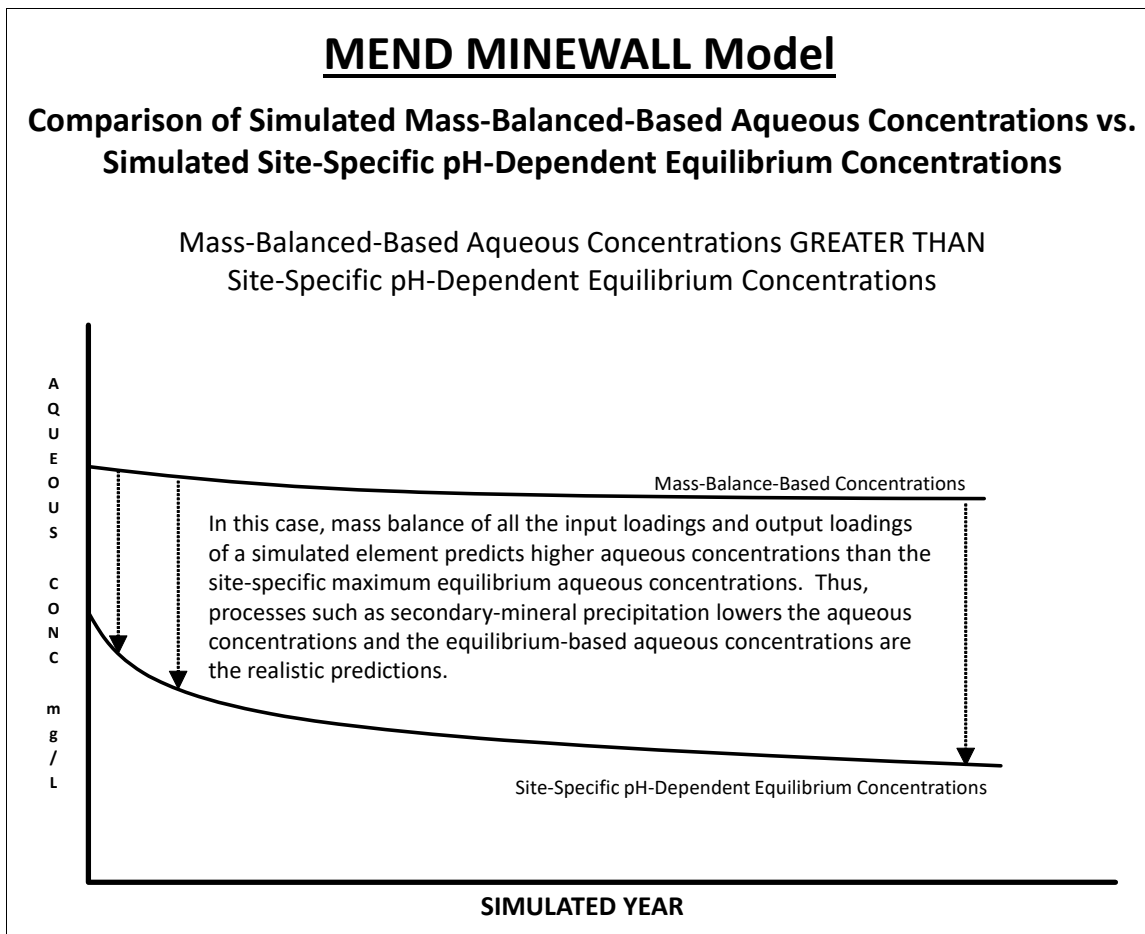


Figure 3-9. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are greater than site-specific equilibrium aqueous concentrations.

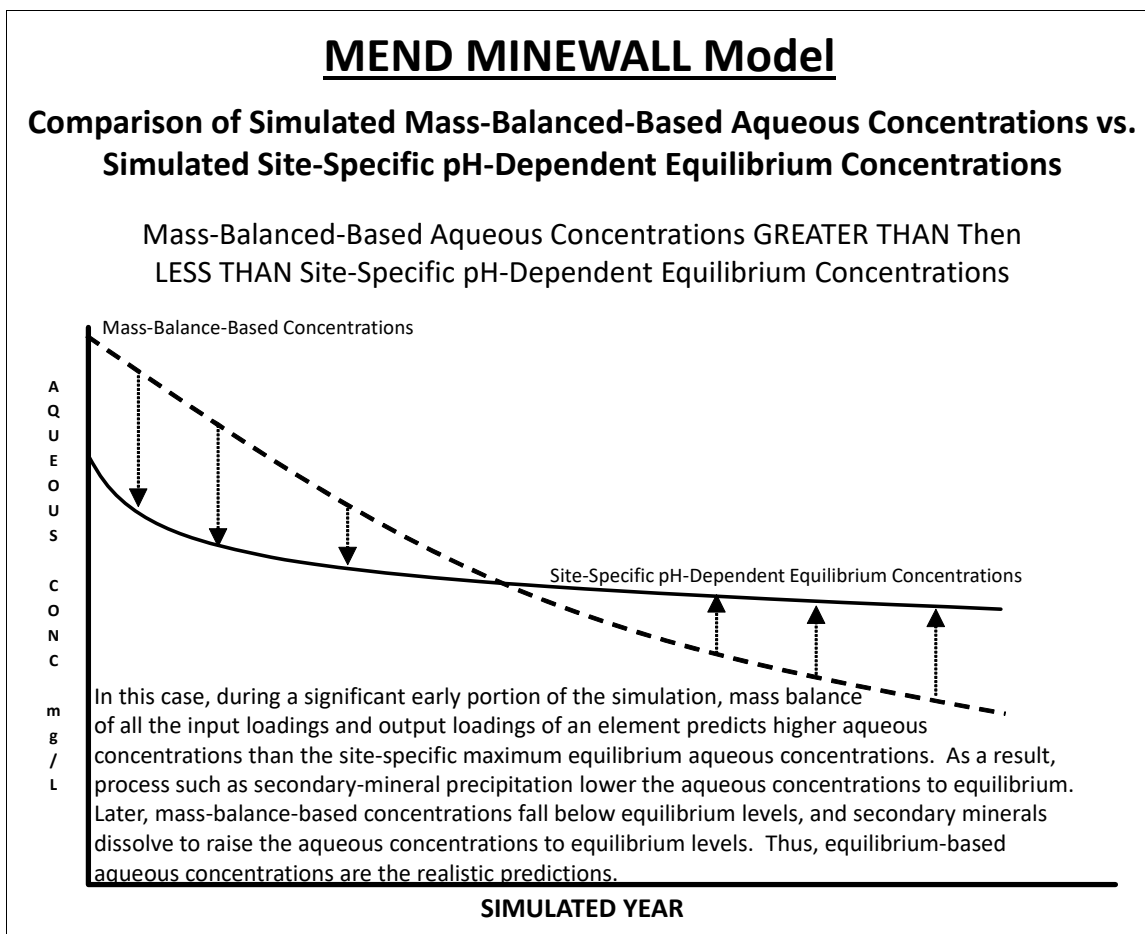


Figure 3-10. Minewall approach for choosing realistic predictions when mass-balanced-based aqueous concentrations are greater than site-specific equilibrium aqueous concentrations during a significant initial portion of a simulation, and then less than equilibrium at later times.

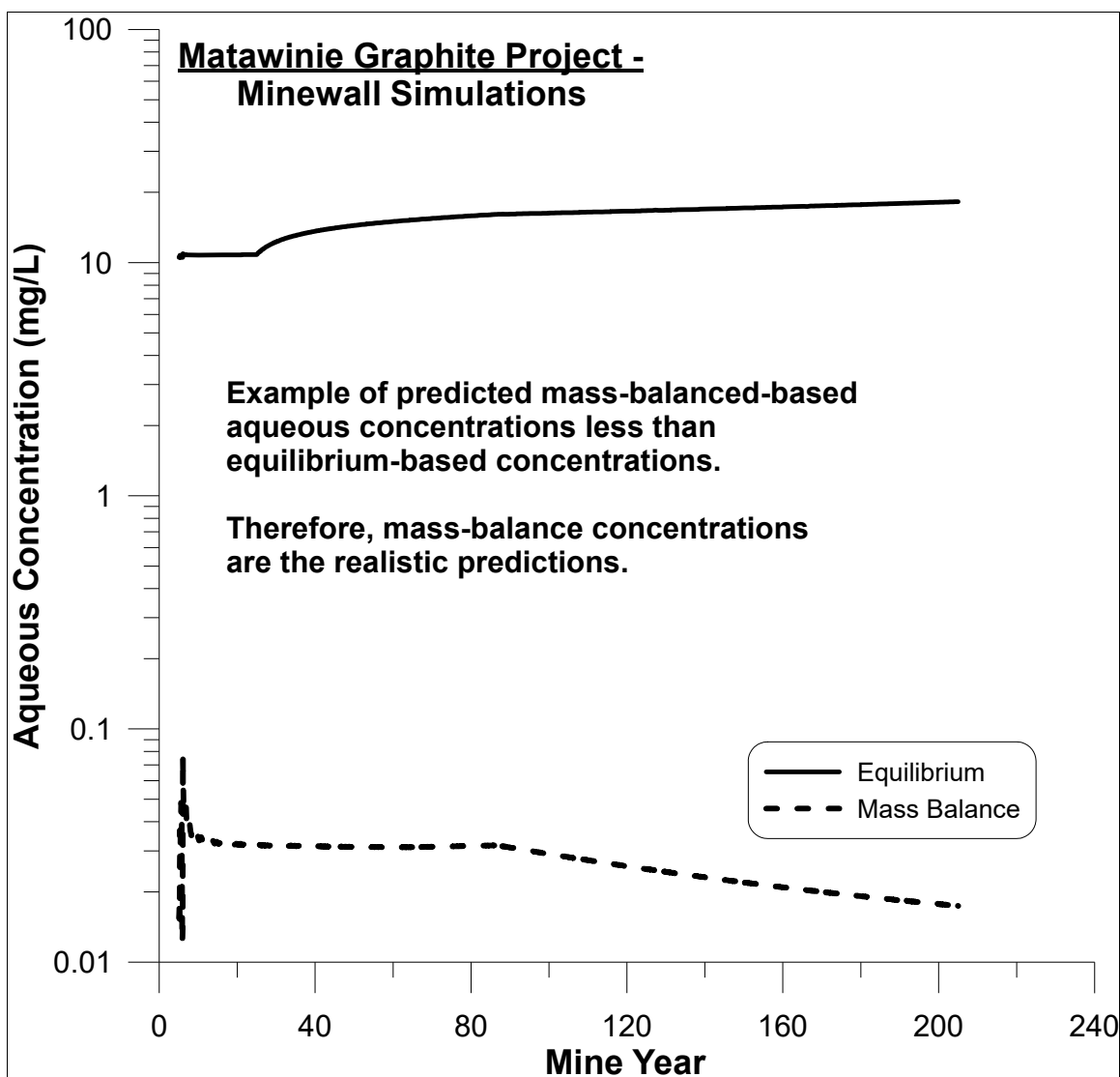


Figure 3-11. Minewall simulation for the Matawinie Graphite Project showing predicted mass-balance-based aqueous concentrations less than site-specific pH-dependent equilibrium-based aqueous concentrations (similar to Figure 3-8).

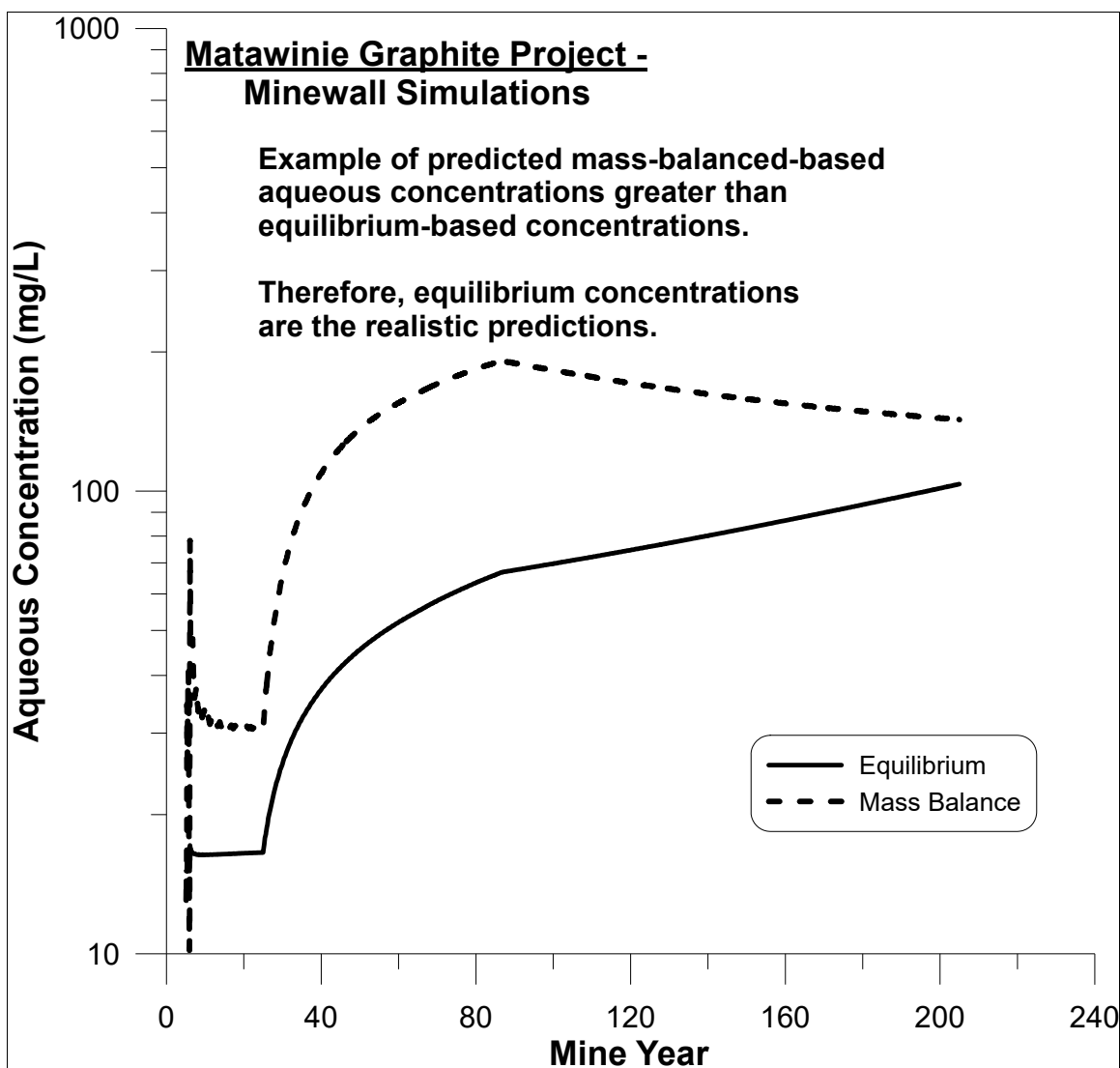


Figure 3-12. Minewall simulation for the Matawinie Graphite Project showing predicted mass-balance-based aqueous concentrations greater than site-specific pH-dependent equilibrium-based aqueous concentrations (similar to Figure 3-9).

4. APPLICATION OF MINEWALL 3.0 TO THE PROPOSED MATAWINIE GRAPHITE OPEN PIT DURING OPERATION AND CLOSURE

This section explains how the Minewall 3.0 model was applied to the proposed Matawinie Graphite Pit, during Operation and Closure, with and without backfill of tailings and waste rock. Without backfill, the primary effect on pit-water aqueous concentrations is caused by the reactive and oxidizing pit walls, offset to some extent by inflowing alkaline groundwater (see Figure 3-1).

4.1 Phases of the Proposed Matawinie Pit and Backfill

Many open-pit operations have relatively simple pits, generally circular to oval in shape, wide at the top and tapering to a small area at the lowest elevation. In simple words, many are conical, or like “ice cream cones”.

However, the proposed Matawinie Pit is more complex. As a general summary, the top rim of the proposed pit begins in the early years at a relatively low elevation, then the rim increases in elevation as the pit expands upwards towards a topographic high, and then in later years the rim decreases in elevation on the opposite side of the divide. The final length of the pit southwest to northeast will be approximately 2600 m, with a varying width of 155 to 388 m, maximum depth of 240 m, and a maximum surface area of 680,000 m² (SNC Lavalin, 2019a).

From a hydrogeologic perspective, this generally limits the highest water level possible after closure, including early closure, to approximately the lowest elevation of the nearest pit rim. This is because, if the pit-water level rose higher, it would spill over the rim and run downslope to nearby creeks.

Here is a more detailed explanation of the pit. During the first few initial years, Phase 1 of the Matawinie Pit would sort of resemble a typical conical open pit (Figure 4-1). The lowest elevation would be on the southwest side of the pit, approximately at Elevation 495 m. However, there would be a partly mined “ramp” approximately 150 m wide to the northeast, resulting in a greater catchment area of the pit than expected from a simple conical-shaped pit.

After a few years, the Phase 2 Pit would mine additional rock from the Phase 1 “ramp”, and continue mining up to the topographic divide to the northeast (Figure 4-2). Phase 3 Pit would mine rock from the opposite side of the topographic divide (Figure 4-3).

As rock is mined during these Pit Phases, co-disposal of waste rock, desulphurized “NAG” tailings (with most sulphide removed), and sulphurized “PAG” tailings (enriched in sulphide taken from the NAG tailings) would be placed into the previously mined areas. For example, by Year 6, most of the conical portion of the Phase 1 Pit would be backfilled with waste rock and tailings (Figure 4-4). By Year 7, this conical portion would be completely filled (Figure 4-5). By Year 25, much of all Pit Phases are backfilled with some mining still occurring in the far northeast portion of the Phase 3 Pit (Figure 4-6 and Section 4.7). At the end of mining, the northeast portion would not be backfilled, but instead form a permanent, final pit lake.

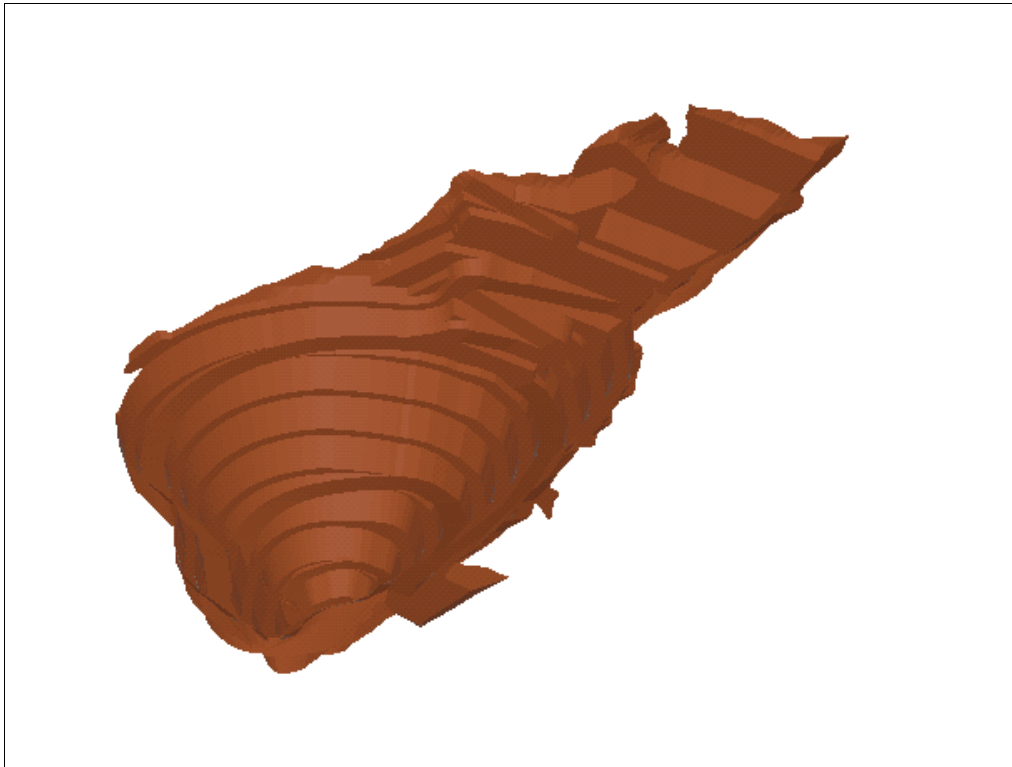


Figure 4-1. Proposed Phase 1 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in brown (from NMG, personal communication, December 2019).

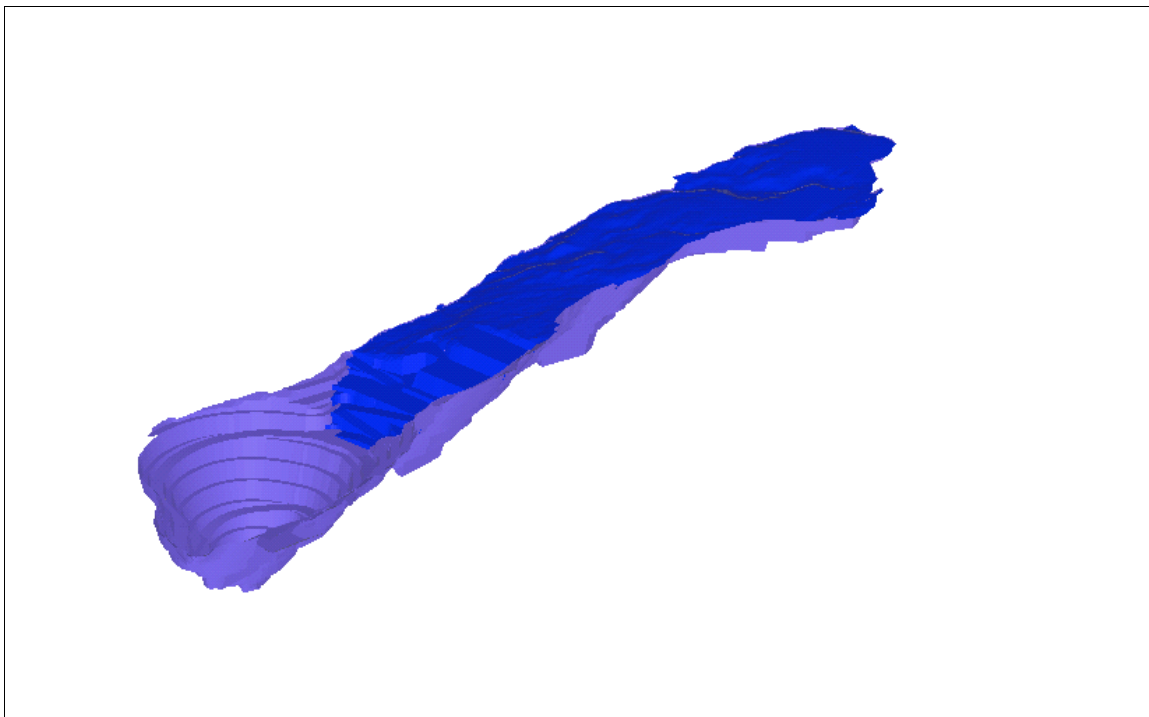


Figure 4-2. Proposed Phase 2 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in dark blue (from NMG, personal communication, December 2019).

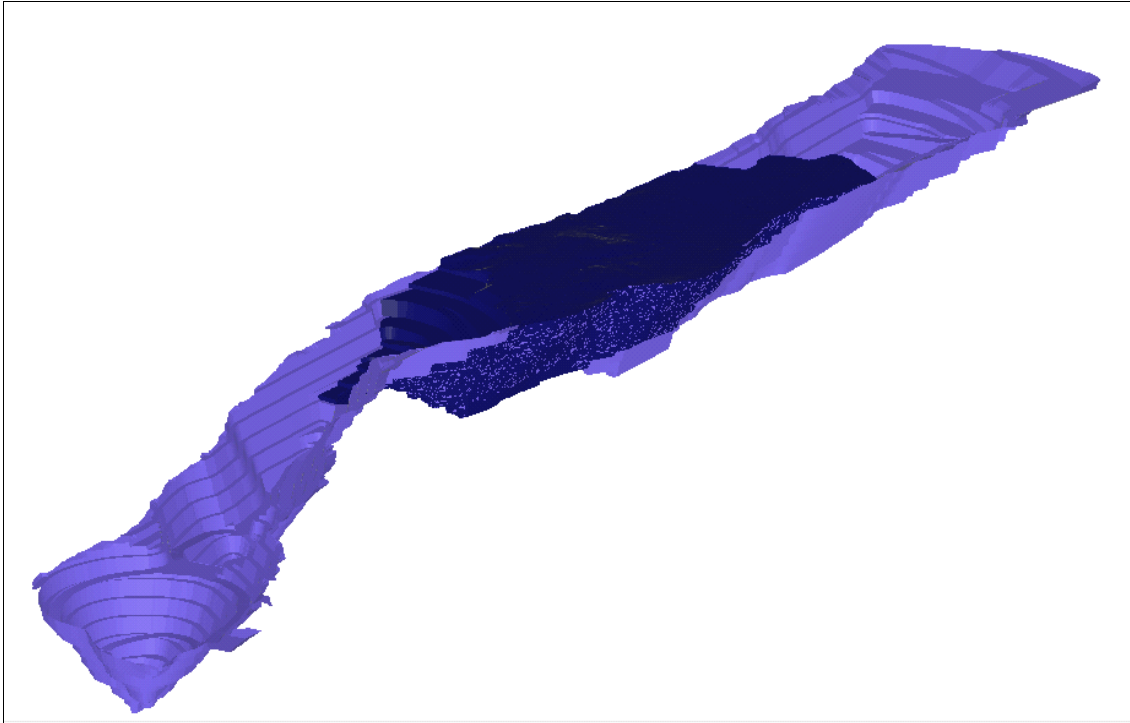


Figure 4-3. Proposed Phase 3 Pit at the Matawinie Project, looking northwest; mined volume shown in dark blue (from NMG, personal communication, December 2019).

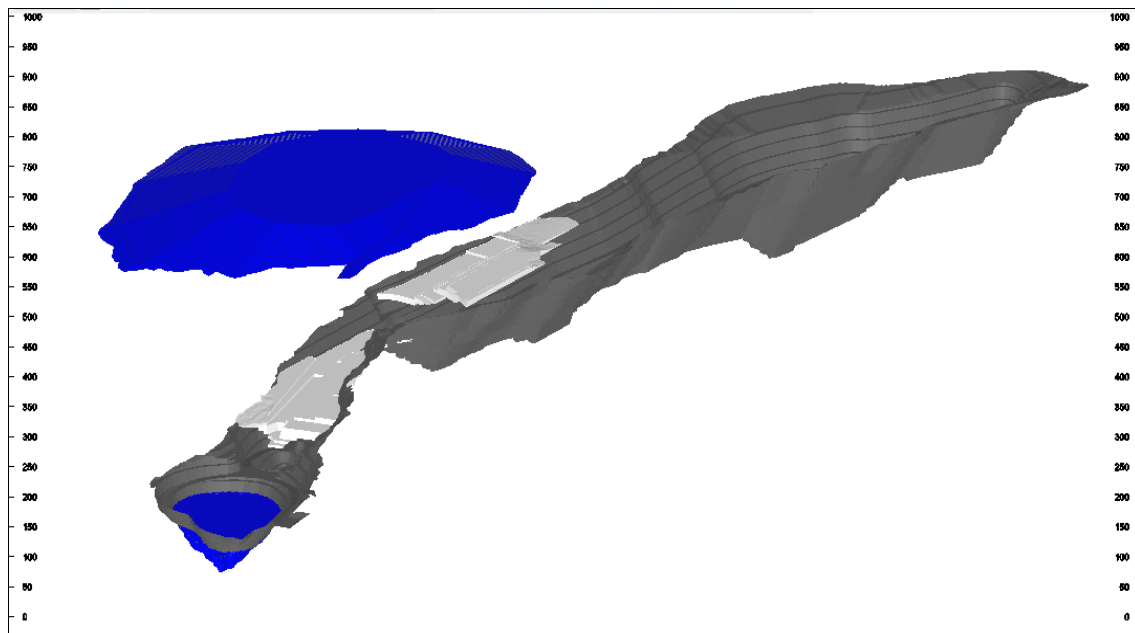


Figure 4-4. At Year 6, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in dark blue (plus a large stockpile to the northwest of the pit) and mined volume shown in light grey (from NMG, personal communication, December 2019).

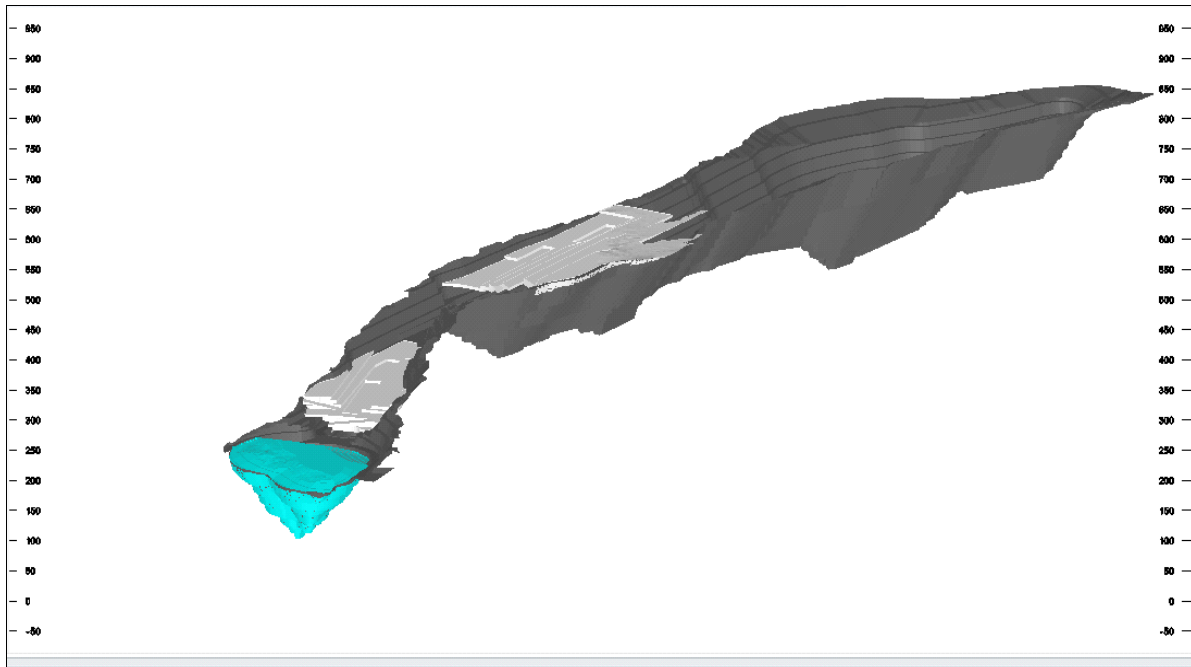


Figure 4-5. At Year 7, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in cyan and mined volume shown in light grey (from NMG, personal communication, December 2019).

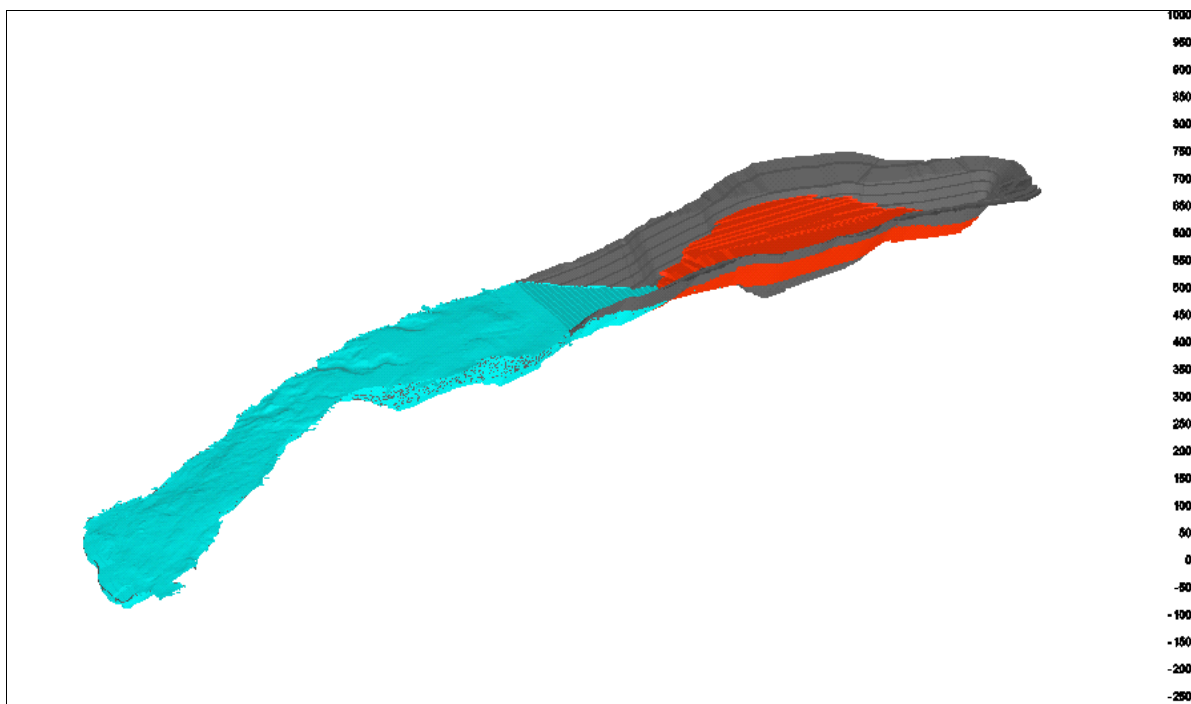


Figure 4-6. At Year 25, Proposed Pit and Backfill at the Matawinie Project, looking northwest; backfill shown in cyan and mined volume shown in orange (from NMG, personal communication, December 2019).

SNC Lavalin (2019a) provided a map of the final pit shell. It is reproduced below in Figures 4-7 and 4-8. The final pit lake is shown on the right side of the cross-section in Figure 4-8.

For Phase 1 and Phase 2 Pit, Year 7 (Figure 4-5) is important: the backfill reaches the elevation of the lowest pit rim. Thus, this generally defines the maximum amount of backfill that might be submerged after mining ceases and as the pit-water level rises and stabilizes to maximum potential elevation of 495 m (left side of cross-section in Figure 4-8). It is possible that the pit water might not recover to 495 m and/or that higher portions of backfill to the northeast might become saturated due to a higher localized water table. Based on modelling, SNC Lavalin (2019a) predicted that a water table within backfill in the centre of the pit could rise to 515 m (centre of cross-section in Figure 4-8). These possibilities and their consequences are simulated and discussed in this appendix.

At the end of mining, a significant portion of the higher in-pit backfill is not expected to be submerged or completely saturated. This situation, above the water table, is the same as the proposed “stockpiles” outside the pit perimeter.

Simulations in this document predict pit-water chemistry (no backfill) and porewater chemistry (where backfilled) as pit “source terms” during Operation and Closure. These source terms are used for groundwater-transport modelling (Appendix C of the main report).

4.2 Input Data for Minewall Simulations of the Proposed Matawinie Pit and Backfill

Minewall simulations of the proposed Matawinie Graphite Phase 1 and Phase 2 Pits begin with the “Base Case” without backfill based on the expected input values of many parameters under fully oxygenated and well-flushed conditions. Then many of these variables are adjusted in associated simulations to evaluate the sensitivity of predicted concentrations to the input parameters. The Base Case simulation includes both mass-balance and equilibrium predictions, as explained in Section 3 and Figures 3-8 to 3-12. Equilibrium-based predictions are based on the Matawinie water-quality model described in Appendix A of the main report.

The Base Case simulation starts in Mine Year 5, five years after the start of mining. Dewatering stops in Mine Year 6, similar to early closure, and the pit begins to fill. However, other, longer times to the cessation of dewatering are also simulated.

4.2.1 Precipitation and Evaporation

Monthly precipitation for the simulations was taken from SNC Lavalin (2019a). Open-water evaporation in the pit was calculated monthly using the Thornthwaite Equation for evapotranspiration (SNC Lavalin, 2019b), adjusted to open water by Penman factors (Finch and Hall, 2001).

All aqueous concentrations in precipitation were set to zero for all simulations.

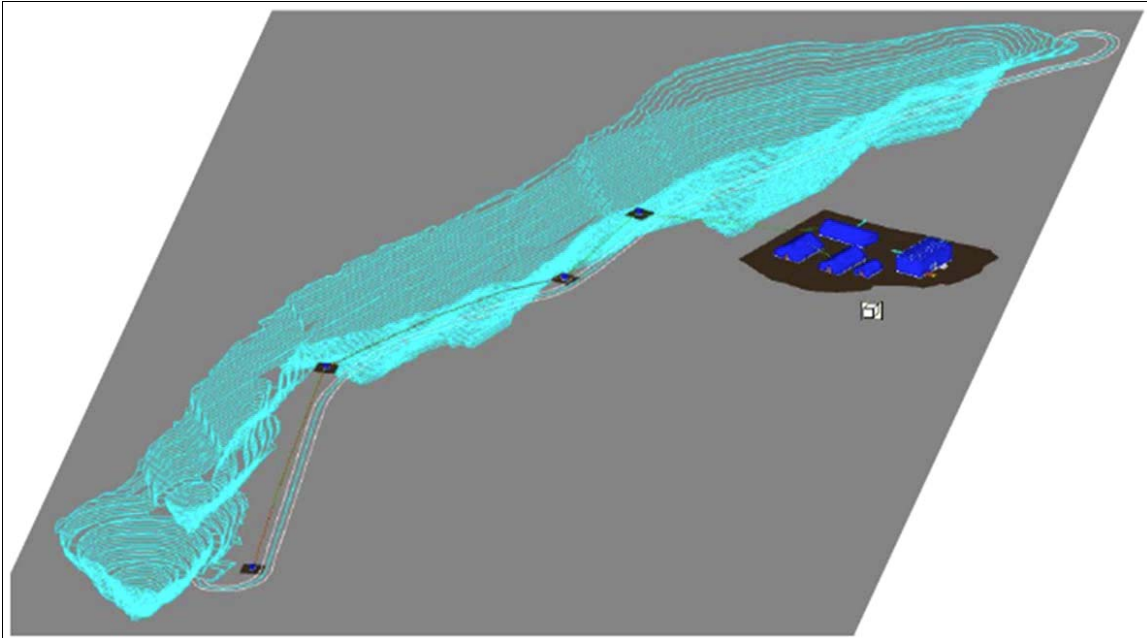


Figure 4-7. Outline of the final pit shell at the Matawinie Graphite Project (from SNC Lavalin, 2019).

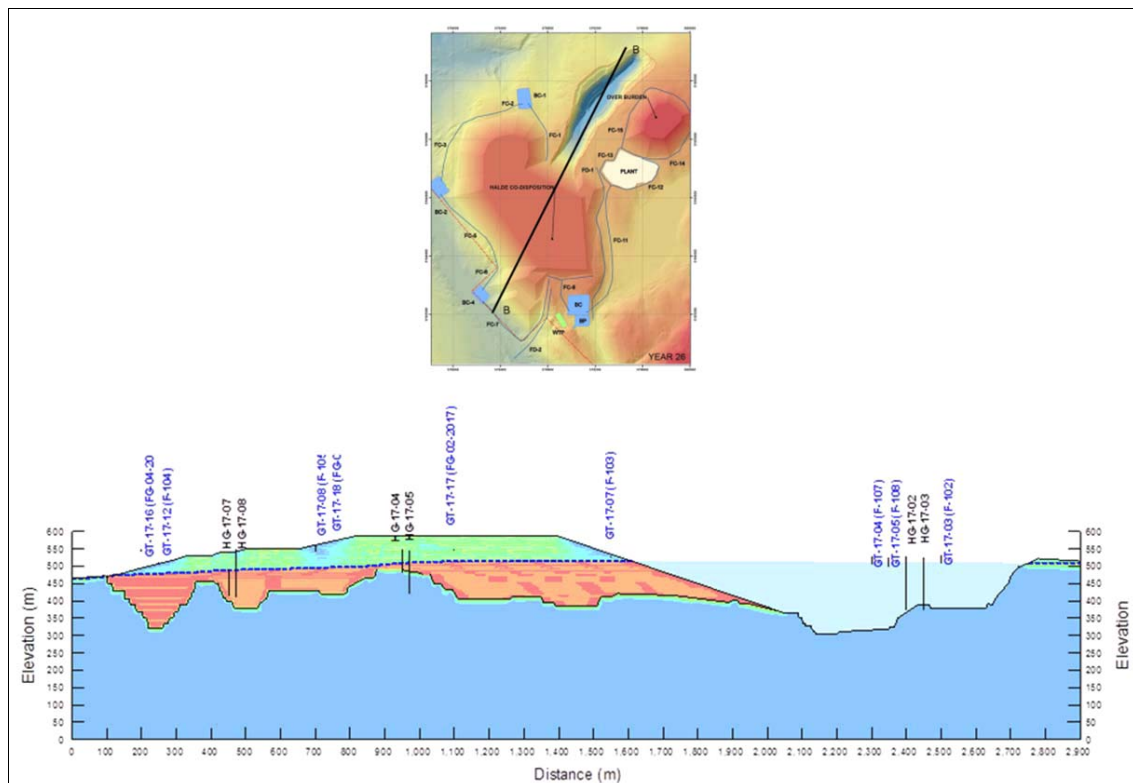


Figure 4-8. Cross-section of the final pit at the Matawinie Graphite Project with orange colour representing submerged backfill below the dotted line and mostly unsaturated backfill above the dotted line (from SNC Lavalin, 2019).

In these simulations, net precipitation (precipitation minus evaporation) varies monthly, but on average is approximately equivalent to groundwater inflow during Operation and active dewatering (Section 4.2.2). Thus, net precipitation is a significant source of dilution in these simulations.

4.2.2 Groundwater Inflow

Groundwater inflow to a mine can be an important parameter in determining pit-water chemistry (Figure 3-1 and 3-2).

Background groundwater chemistry was taken from Tableau 5-25 in SNC Lavalin (2019a). Because the pit is located near a topographic high, it is possible that the chemistry of groundwater flowing into the pit could change to a more dilute chemistry, and the potential effect of this is checked with Minewall simulations.

Groundwater inflow during Operation and active dewatering will be highly variable as the pit is mined to various depths during the pit phases. Based on an approximate hydraulic conductivity of 10^{-6} m/s and a hydraulic gradient of 1.0 into the pit after initial drawdown at the pit walls, the Base Case rate of inflowing groundwater to the dewatered Phase 1 and Phase 2 Pit would be approximately 5300 m³/month through the lowest point in the Phase 1 Pit (~2000 m² at the base). Minewall simulations here include higher and lower inflows, from zero inflow to 10 times this Base Case inflow, as a sensitivity analysis.

After Operation and active dewatering cease, the water level in the pit and in any backfill will gradually rise, resulting in sequentially decreasing rates of inflow as hydraulic gradients decrease.

4.2.3 Mine Configuration

For the Mine Configuration in Minewall, the relationships among elevation, pit volume, lateral area, and exposed rock surface on the Matawinie pit perimeter were estimated from spreadsheets provided from Nouveau Monde Graphite (personal communication, December 2019). These are the same spreadsheets that contained Figures 4-1 to 4-6 above.

The Phase 1 and Phase 2 Pits are not simply conical. There is also “ramp” starting around Elevation 500 m rising to the northeast. It is generalized here to 155 m wide and 60 m deep as a “V” shape. For each 10 m rise in elevation, the ramp is approximately 60 m long. As a result, for each 10 m rise in elevation above 500 m, the lateral area exposed to precipitation increases by approximately 9300 m². Additionally, for each 10 m rise in elevation above 500 m, the exposed pit-rock surface increases by approximately 10,000 m².

For simulations with backfill, the backfill reduces the volume of the pit available for water, due to the presence of solid particles. Based on the approximate porosity of 0.40 for backfilled waste rock and tailings, volume from the elevation-volume relationship for the open pit with no backfill is multiplied by 0.40 when backfill is simulated.

4.2.4 Additional Reactive Surface Areas

Fractures are invariably present in mine walls naturally and as the result of blasting and excavation (e.g., Morin and Hutt, 2004, and references therein) and they provide additional geochemically reactive surfaces. Based on cores into underground mine walls, Morth et al. (1972) found that sulphide oxidation was occurring at distances up to 15 m behind the exposed walls. This is consistent with visual observations at Island Copper Mine in British Columbia (MEND, 1995), during a pushback of a pit wall, that revealed fractures oxidized as far back as 10 meters from the wall.

As a result, the ratio of reactive rock surface area per m^2 of visible pit wall is much greater than 1.0. Thus, each m^2 of pit wall can be associated with a much greater amount of oxidation, weathering, and reactivity. Case studies showed that the ratio of reactive fracture surface area in m^2 for each visible m^2 of pit wall was 27:1 to 161:1 (Morin and Hutt, 2006; MEND, 1995).

For the future ratio of fracture area:visible area in these Minewall simulations, in situ Matawinie rock is generally unfractured (SNC Lavalin, 2019c). However, during blasting and mining, additional fractures will be created in the Matawinie pit walls.

For Matawinie, the ratio of 49:1 is assumed here because it cannot yet be estimated before mining. For the Base Case, this results in a total of 50 m^2 of reactive rock surface for each m^2 of proposed pit wall. In other words, unit-area rates are multiplied by 50 for each m^2 of proposed pit wall. Nevertheless, a higher ratio of 150 m^2 of reactive rock surface for each m^2 of proposed pit wall was also simulated as a sensitivity analysis.

For simulations with backfill, the reactive surface areas are increased substantially due to the presence of the granular material. This is discussed in more detail below.

4.2.5 Incomplete Monthly Flushing of Reactive Rock Surfaces

Three case studies of open pits modelled with Minewall, calibrated to pre-existing monitoring data, indicated regular (monthly) and periodic (once yearly) flushing was 20-35% of annual reaction production from all reactive rock surfaces in the pits (Morin and Hutt, 2006; MEND, 1995). This meant that 65-80% of annual reaction production was being stored within the pit walls, and would be released only when/if the walls were submerged and only proportional to the amount of wall submerged over a particular time interval.

For the Matawinie Pit Base case, 24% of the monthly production is flushed each month, plus another 2% once a year in April due to snowmelt and significant precipitation. As a sensitivity study, another simulation considered 60% of monthly chemical production flushed each month, plus another 8% (Morin and Hutt, 1995) flushed once annually in April.

4.2.6 Simulated Chemical Parameters in the Matawinie Minewall Simulations

To be consistent with initial modelling by SNC Lavalin (2019a), all Minewall simulations for the Matawinie Graphite Project include: pH, acidity, alkalinity, dissolved copper, dissolved iron, dissolved nickel, and dissolved zinc. Simulations include both mass-balanced-based and equilibrium-based predictions of pit-water chemistry. Equilibrium-based predictions are based on the site-specific pH-dependent Matawinie water-quality model described in Appendix A of the main report.

4.2.7 Geochemical/Rock Units

Up to four Geochemical/Rock Units were used for these Minewall simulations of the Matawinie Graphite Pit. The pit-wall-only simulations with no backfill used only Unit 1.

Geochemical Unit 1: Pit Walls

Based on humidity cells, predicted lag times to net acidity and ARD release for the main waste-rock (non-ore) units were 20.6 to 41.5 years. A value of 25 years from initial exposure is used here for fully-oxygenated conditions.

Because no rock cells became acidic during humidity-cell testing, it is not known if oxidation rates would accelerate as larger-scale acidic conditions develop. Based on the International Kinetic Data with more than 600 humidity cells (MDAG, 2019), roughly half show significant acceleration and the other half do not, presumably because the micro-environment pH around the sulphide particles was already acidic.

The Matawinie PAG tailings humidity cells (Unit 3 below) did not show significant acceleration under acidic conditions, so no acceleration might occur in the rock pit walls upon becoming acidic like the tailings. On the other hand, two sets of Minewall stations from other sites that included both acidic and near-neutral unit-area rates at other sites showed that an average acceleration of 10 times applied upon net acidity. Therefore, to be safe, an acceleration is assumed for all Matawinie pit-wall rates by a factor of 10 times upon becoming acidic.

For pit walls, five humidity cells were operated, plus a sixth one of ore not used here. Average reaction rates for pit walls were calculated from all weekly data from all five waste-rock cells (43-52 weeks each) rather than first-flush data. This was because some rates, like acid generation and leaching of nickel and zinc, were higher using all weeks, within a factor of two. This also provided rates that were similar to those only from the dominant waste-rock unit of Mixed Paragneiss. These averages also represented the estimated 1% of Graphitic Paragneiss. In this way, the waste rock was reasonably simulated no matter the percentages of rock units. Nevertheless, to test sensitivity, other rates 10 times to 0.0001 times these average rates were also simulated.

These average rates, all under near-neutral conditions, were converted from unit-weight rates (per kg) to unit-area rates (per m² of particle surface) based on the assumed “geometric” surface area of

10 m²/kg typical of rock cells in the International Kinetic Database (IKD: MDAG, 2019). Geometric surface area is calculated from granulometry and particle-size distributions, assuming particles are spheres or cubes.

However, comparisons of measured unit-area rates to rates calculated from geometric surface areas indicate the calculated rates can be up to two orders of magnitude too low (Morin and Hutt, 2006; Andrade and Mountjoy, 2015; Morth et al., 1972).

The comparison of Matawinie unit-weight humidity-cell rates to the IKD showed Matawinie rock cells typically produced rates generally “average” in their pH ranges. Thus, it is reasonable to assume calculated Matawinie unit-area rates should also be close to average rates for IKD Minewall stations. For this to happen, all Matawinie unit-area rates calculated from humidity cells were multiplied by a factor of 100 times (Table 4-1).

Table 4-1. Calculated unit-area reaction rates for Matawinie Graphite Project waste materials under fully-oxygenated conditions¹				
Parameter	unit-area rates in mg/m ² /month ¹			
	Pit Walls	Waste Rock	NAG Tailings	PAG Tailings
pH	calculated from the mass-balance ratio of acidity/alkalinity			
Acidity	94	94	7.53	863
Alkalinity	283	283	162	0.01 ²
Sulphate	250	250	206	1270
Copper	0.0158	0.0158	0.0157	0.00683
Iron	0.18	0.18	0.294	400
Nickel	0.053	0.053	0.00502	19.4
Zinc	0.0884	0.0884	0.0108	0.741
¹ Unit-area rates were calculated from average rates from humidity cells, assuming surface areas of 10 m ² /kg for rock and 50 m ² /kg for tailings, and then multiplied by 100 times as a correction factor as explained in the text.				
² PAG tailings became acidic relatively quickly, and thus its average alkalinity rate was set to the Minewall default of 0.01.				

Under conditions that limit and restrict exposure to oxygen (discussed in Appendix D of the main report), the rates of Table 4-1 are reduced. As a result, simulations of the Matawinie Pit included 0.1, 0.01, and 0.001 times the rates of Table 4-1, with 0.1 times applying to the pit walls when covered and isolated from the atmosphere by backfill. Also, some simulations used 10 times the rates of Table 4-1 to illustrate the sensitivity of predicted aqueous concentrations to faster reaction rates.

Geochemical Unit 2: Backfilled Granular Waste Rock

Based on humidity cells, predicted lag times to net acidity and ARD release for the main waste-rock (non-ore) units were 20.6 to 41.5 years. A value of 25 years from initial exposure is used here for fully-oxygenated conditions.

Because no rock cells became acidic during humidity-cell testing, it is not known if oxidation rates would accelerate as larger-scale acidic conditions develop in granular waste rock. Based on the International Kinetic Data with more than 600 humidity cells (MDAG, 2019), roughly 50% show significant acceleration and the other 50% do not, presumably because the micro-environment pH around the sulphide particles was already acidic.

The Matawinie PAG tailings humidity cells did not show significant acceleration under acidic conditions, so no acceleration might occur in the waste rock upon becoming acidic like the tailings. To be cautious, an acceleration of all rates by a factor of 10 times upon becoming acidic is assumed for Matawinie granular waste rock from Table 4-1.

The reaction rates in Table 4-1 were calculated from relatively fine grained granular rock with a particle surface-area of $10 \text{ m}^2/\text{kg}$ within the laboratory kinetic tests. However, the particle size and surface area of full-scale waste rock at the Matawinie Graphite Project are not yet known and are thus “design parameters” to minimize entry of water or air (discussed in Appendix D of the main report). Therefore, a range of waste-rock surface areas is simulated here as a sensitivity analysis:

- $0.01 \text{ m}^2/\text{kg}$ of particle-surface area equivalent to an average “coarser” particle diameter of 0.1 m or 10 cm (including smaller and larger particles mixed together),
- $0.1 \text{ m}^2/\text{kg}$ of particle-surface area equivalent to an average of 0.01 m or 1 cm, and
- $1 \text{ m}^2/\text{kg}$ of particle-surface area equivalent to an average of 0.001 m or 1 mm.

A surface area of $0.01 \text{ m}^2/\text{kg}$ is more likely from uncrushed run-of-mine waste rock. Total backfill proposed for the Phase 1 and Phase 2 Pits is approximately 9×10^6 tonnes or 9×10^9 kg (NMG, personal communication, December 2019).

Because the backfill will be placed sequentially through time, each layer will be exposed to precipitation until it is covered, which will allow some flushing of initial early reaction products. Once covered, much less flushing with depth would occur, which also quickly limits oxygen entry (Appendix D of the main report).

For these Matawinie simulations, the average monthly flushing of all backfill under fully aerated conditions is set at 5% of all backfill particle surfaces, with an additional 1% once a year. The remainder of 94% of backfill particle surfaces is not flushed until/if the saturated porewater level (water table) rises and submerges them. As a sensitivity analysis, variations in regular flushing, final saturated porewater level, and limitation of oxygen entry are included in these Minewall simulations.

Because the pit is backfilled in these waste-rock simulations, the pit walls would be covered with restricted access to oxygen and water. As a result, reaction rates for the pit walls are set to 0.1 times the fully-oxygenated rates in Table 4-1.

Geochemical Unit 3: Backfilled Granular NAG Tailings

Lime will be added as needed to desulphurized NAG tailings to ensure they do not become acidic and do not release ARD at any time at the Matawinie Graphite Project. This may require approximately 1-2 kg CaCO_3 per tonne of NAG tailings. Thus, acceleration of rates upon net acidity after a lag time is not applicable to these NAG tailings. Lime might also be added to adjust final pH in the backfill, which will influence predicted concentrations as discussed in later sections.

Near-neutral unit-area rates were calculated from the first-five-week “first flush” average unit-weight rates (Table 4-1). These rates were from two humidity cells containing NAG tailings.

Based on granulometry of NAG tailings measured in November 2019 (Tecsol, 2019a), the full-scale geometric particle surface area will be $53 \text{ m}^2/\text{kg}$. Total backfill proposed for the Phase 1 and Phase 2 Pits is approximately 9×10^6 tonnes or $9 \times 10^9 \text{ kg}$ (NMG, personal communication, December 2019). Thus, if 100% of backfill were NAG tailings, the total reactive particle surface area would be approximately $5 \times 10^{11} \text{ m}^2$.

Because the backfill will be placed sequentially through time, each layer will be exposed to precipitation until it is covered, which will allow some flushing of initial early reaction products. Once covered, much less flushing with depth would occur, which also quickly limits oxygen entry (see Main Appendix D). For these simulations, the average monthly flushing of all backfill under fully aerated conditions is set at 5% of all backfill particle surfaces, with an additional 1% once a year. The remainder of 94% of backfill particle surfaces is not flushed until/if the saturated porewater level (water table) rises and submerges them.

Because the pit is backfilled in these simulations, the pit walls would be covered with restricted access to oxygen and water. As a result, reaction rates for the pit walls are set to 0.1 times the fully-oxygenated rates when backfill is present.

Geochemical Unit 4: Backfilled Granular PAG Tailings

The lag times for two sulphurized PAG tailings cells were short, at 0.1 to 0.5 years. Thus, for Minewall simulations including PAG tailings, the PAG tailings are assumed to be acidic and to release ARD in less than one year. As a result, no additional acceleration upon becoming net acidic is needed because they are already acidic.

To capture the acidic rates from PAG tailings, the first-flush rates could not be used, because they were not acidic in the initial weeks. Also, the last-five-week average rates were not used, because the rates had decreased over the length of testing. Therefore, the long-term-average rates over the entire length of cell testing were used (Table 4-1). These rates were based on an assumed geometric particle surface area of $50 \text{ m}^2/\text{kg}$, with the rates then multiplied by a correction factor of 100 times as explained above for the other units.

Based on granulometry of PAG tailings measured in November 2019 (Tecsol, 2019b), the full-scale geometric particle surface area will be $77 \text{ m}^2/\text{kg}$. Total backfill proposed for the Phase 1 and Phase

2 Pits is approximately 9×10^6 tonnes or 9×10^9 kg (NMG, personal communication, December 2019).

Because the backfill will be placed sequentially through time, each layer will be exposed to precipitation until it is covered, which will allow some flushing of initial early reaction products. Once covered, much less flushing with depth would occur, which also quickly limits oxygen entry (discussed in Appendix D of the main report). For these simulations, the average monthly flushing of all backfill under fully aerated conditions is set at 5% of all backfill particle surfaces, with an additional 1% once a year. The remainder of 94% of backfill particle surfaces is not flushed until/if the saturated porewater level (water table) rises and submerges them.

Because the pit is backfilled in these simulations, the pit walls would be covered with restricted access to oxygen and water. As a result, reaction rates for the pit walls are set to 0.1 times the fully-oxygenated rates whenever backfill is present.

4.2.8 Organization of Minewall Simulations of the Matawinie Phase 1 and Phase 2 Pits

Series 100 Simulations:

one Geochemical Unit - pit walls with no backfill; number of simulations = 32

Series 200 Simulations:

two Geochemical Units - pit walls and waste rock; number of simulations = 28

Series 300 Simulations:

two Geochemical Units - pit walls and NAG tailings (with some including a third Unit of waste rock); number of simulations = 20

Series 400 Simulations:

two Geochemical Units - pit walls and PAG tailings (this is not planned, but is useful to learn how PAG tailings generate acidity on their own); number of simulations = 12

Series 500 Simulations:

four Geochemical Units - pit walls plus sequential layers of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings; number of simulations = 64

Series 600 Simulations:

two Geochemical Units - pit walls plus layered backfill with NAG tailings cover surrounding the final, permanent pit lake; number of simulations = 22

Total simulations = 178

4.3 Minewall Simulations of Phase 1-2 Pit Walls Only and No Backfill (Series 100)

For pit walls only and no backfill, predictions of transient pit-water chemistry in the proposed Matawinie Graphite Phase 1 and Phase 2 Pits, during Operation and Closure for 200 years, are based on 32 simulations. These simulations highlight the expected physical and geochemical behaviours of the pit without backfill.

For sensitivity analyses, these pit-wall-only simulations looked at the changes in predicted aqueous concentrations caused by changes in:

- year that active dewatering ceases (including early closure),
- the degree of fracturing in the mine walls,
- the amount of reactive rock surfaces flushed regularly,
- the rate of groundwater inflow,
- the final stable pit-lake elevation,
- the lag time to net acidity from the mine walls, and
- restriction of oxygen to slow the reaction rates.

For most simulations of the Matawinie Phase 1-2 Pit, aqueous concentrations of acidity and alkalinity were determined by site-specific equilibrium (Appendix A of the main report). In contrast, dissolved concentrations of sulphate, copper, iron, nickel, and zinc were determined by mass balance, because they did not rise high enough to reach equilibrium (see Section 3 and Figure 3-8 of this document).

Plots of transient concentrations for the Base Case (Simulations 101 based on equilibrium and 102 based on mass balance) are shown in Figure 4-9. After a lag time to Mine Year 25, the effect of the onset of net acidity and ARD from the pit walls during pit filling is apparent in pH, acidity, and alkalinity. As shown in later subsections, backfill of waste rock and/or tailings will prevent this gradual onset of acidic conditions in the long term from exposed pit walls.

The results for all pit-wall simulations (Series 100) are summarized in Table 4-2 for early time (Mine Year 5) just before active dewatering ceases and for late time almost 200 years after closure (Mine Year 205).

The pit-wall-only simulations in Table 4-2 show that extended exposure of pit walls will lead to more acidic pH (pH below 5.5 by Mine Year 205) and generally higher aqueous concentrations (Simulations 101-106 and 141-144). This extended exposure can be caused by delaying of pit filling by many decades (pH 5.23 after Mine Year 205) and/or by a much lower final pit-lake elevation (pH 3.49 by Mine Year 205). As a sensitivity assessment, increasing fully-oxygenated reaction rates 10 times above the Base Case also produces a pH of 4.92 by Mine Year 205 (Simulations 161-162).

Groundwater inflow was identified as very important by the previous Minewall studies at other sites (Sections 2 and 3 of this appendix), because this inflowing groundwater can carry significantly loadings of alkalinity into the pit. As a result, the rate of groundwater inflow can play a major role in establishing and maintaining near-neutral pit-water pH and lower equilibrium-based aqueous concentrations. On the other hand, groundwater inflow carries background levels of dissolved metals (sometimes at elevated levels) which increase their mass-balance-based loadings in the pit water.

At Mine Year 5 in the proposed Matawinie Pit (Table 4-2), the rate of groundwater inflow had a significant effect on aqueous chemistry only when the Base-Case inflow rate was multiplied by 10 (Simulations 135-136), resulting in a more alkaline pH of 7.25 rather than 6.88. Lower rates of inflow down to zero had comparatively relatively little effect in early and late years (Simulations 131-134). This was at least partly due to groundwater inflow slowing to zero as the pit fills to its final stable elevation as part of these simulations.

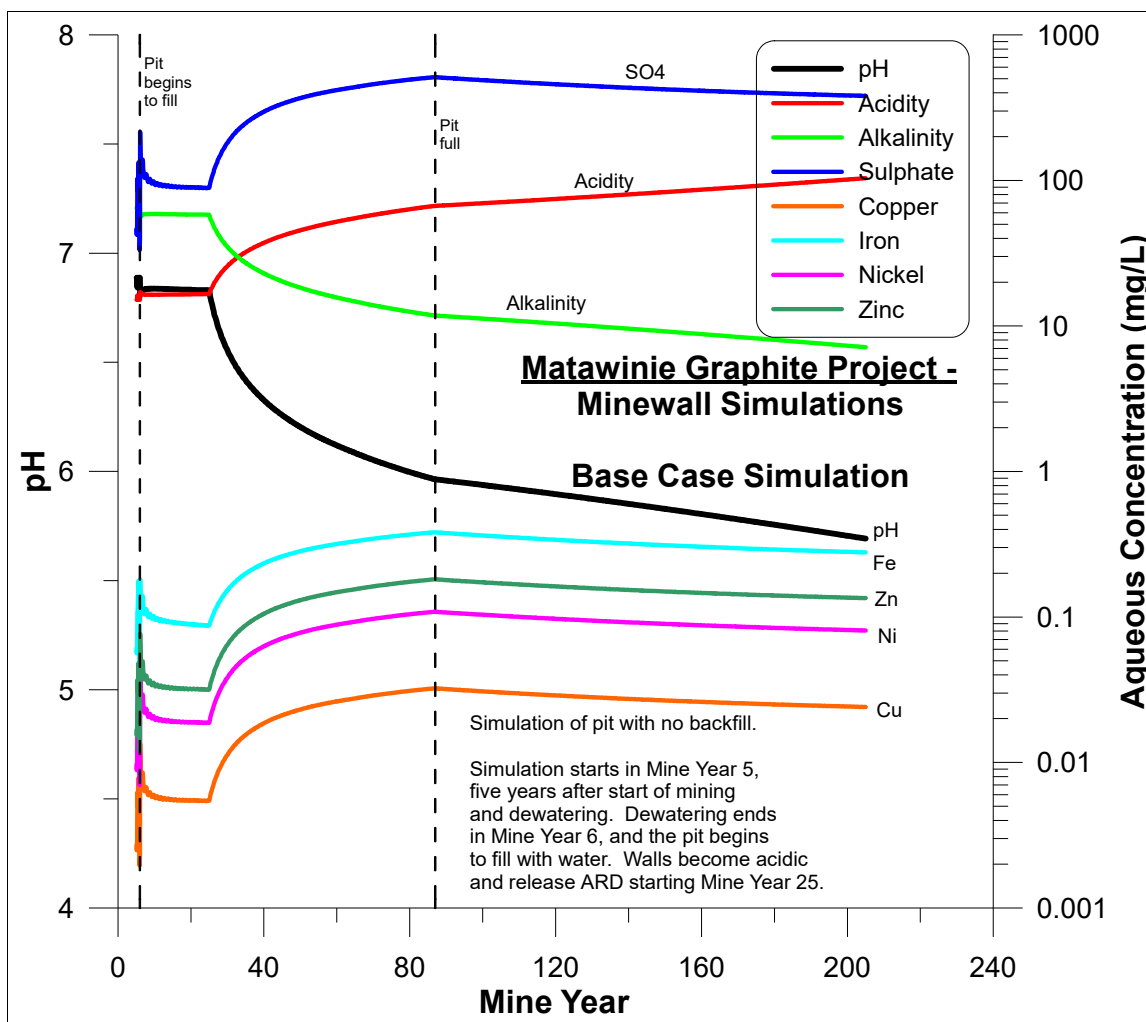


Figure 4-9. Transient predictions of pit-water chemistry for the Matawinie Base Case with pit walls only and no backfill (Simulations 101-102).

Table 4-2. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations of pit walls without backfill								
Mine Year ¹	pH	Acidity	Alkalinity	SO ₄	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Inflowing Groundwater with Decreasing Inflow Rate until Stable Pit-Water Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 101 and 102 ² - Base Case (Fully Aerated and Flushed)								
5	6.89	15.1	64.5	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	5.69	103	7.14	381	0.024	0.28	0.081	0.13
Simulations 103 and 104 - Pit dewatering ends in Mine Year 20 instead of Mine Year 6 (Base Case)								
5	6.89	15.1	64.5	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	5.54	132	5.4	459	0.029	0.33	0.097	0.16
Simulations 105 and 106 - Pit dewatering ends in Mine Year 50 instead of Mine Year 6 (Base Case)								
5	6.89	15.1	64.5	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	5.23	218	3.06	696	0.044	0.51	0.15	0.25
Simulations 111 and 112 - Wall-fracture ratio raised from 49:1 (Base Case) to 149:1								
5	6.83	16.7	57.6	112	0.007	0.11	0.024	0.04
205	5.64	112	6.52	1140	0.072	0.82	0.24	0.4
Simulations 121 and 122 - Monthly flushing of surfaces raised from 24% (Base Case) to 60%, and once-annually flushing raised from 2% to 8%								
5	6.83	16.5	58.3	94.6	0.006	0.094	0.02	0.034
205	5.6	121	5.98	879	0.056	0.64	0.19	0.31
Simulations 135 and 136 - Groundwater inflow increased from Base Case by Factor of 10								
5	7.25	8.39	126	29.6	0.001	0.089	0.006	0.011
205	5.79	88.2	8.59	293	0.018	0.22	0.062	0.1
Simulations 133 and 134 - Groundwater inflow reduced from Base Case by 0.1 times								
5	6.8	17.4	55	49.7	0.003	0.039	0.011	0.018
205	5.62	117	6.24	438	0.028	0.32	0.093	0.16
Simulations 131 and 132 - Groundwater inflow reduced from Base Case to zero (similar to very dilute groundwater-inflow chemistry but in this case would not include dilution)								
5	6.79	17.7	53.9	50.9	0.003	0.037	0.011	0.018
205	5.61	119	6.1	448	0.028	0.32	0.095	0.16

Mine Year ¹	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 141 and 142 - Final pit-lake elevation lowered from 495m (Base Case) to 395 m								
5	6.89	13.1	55.2	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	3.49	295	0.001	784	0.05	0.56	0.17	0.28
Simulations 143 and 144 - Final pit-lake elevation lowered from 495 m (Base Case) to 325 m								
5	6.89	13.1	55.2	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	3.64	174	0.01	464	0.029	0.33	0.098	0.16
Simulations 151 and 152 - Lag time to net acidity increased from 25 Years (Base Case) to 45 Years								
5	6.89	15.1	64.5	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	5.89	74.9	10.3	324	0.02	0.24	0.069	0.11
Simulations 153 and 154 - Lag time to net acidity decreased from 25 Years (Base Case) to 15 Years								
5	6.89	15.1	64.5	42.6	0.003	0.057	0.009	0.015
205	5.53	135	5.53	418	0.026	0.3	0.089	0.15
Simulations 161 and 162 - Rates increased by factor of 10 above Base Case								
5	6.8	17.4	55	1600	0.022	0.28	0.075	0.13
205	4.92	357	1.74	2180	0.29	3.28	0.96	1.61
Simulations 163 and 164 - Rates reduced to 0.1 times below Base Case								
5	7.25	1.34	19.9	11.4	0	0.034	0.002	0.0044
205	6.89	1.81	7.73	5.95	0	0.0081	0.001	0.0022
Simulations 165 and 166 - Rates reduced to 0.01 times below Base Case								
5	7.81	0.16	16.3	8.32	0	0.032	0.002	0.0033
205	7.26	0.18	2.84	1.63	0	0.0049	0	0.001
Simulations 167 and 168 - Rates reduced to 0.001 times below Base Case								
5	8.17	0.045	16	8.01	0	0.032	0.002	0.0032
205	7.82	0.023	2.35	1.2	0	0.0046	0	0
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 5; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 6; and simulations end at Mine Year 205.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; all simulations are based on fully aerated and flushed conditions unless later submerged, except 163-168 that assume restricted oxygen entry.								

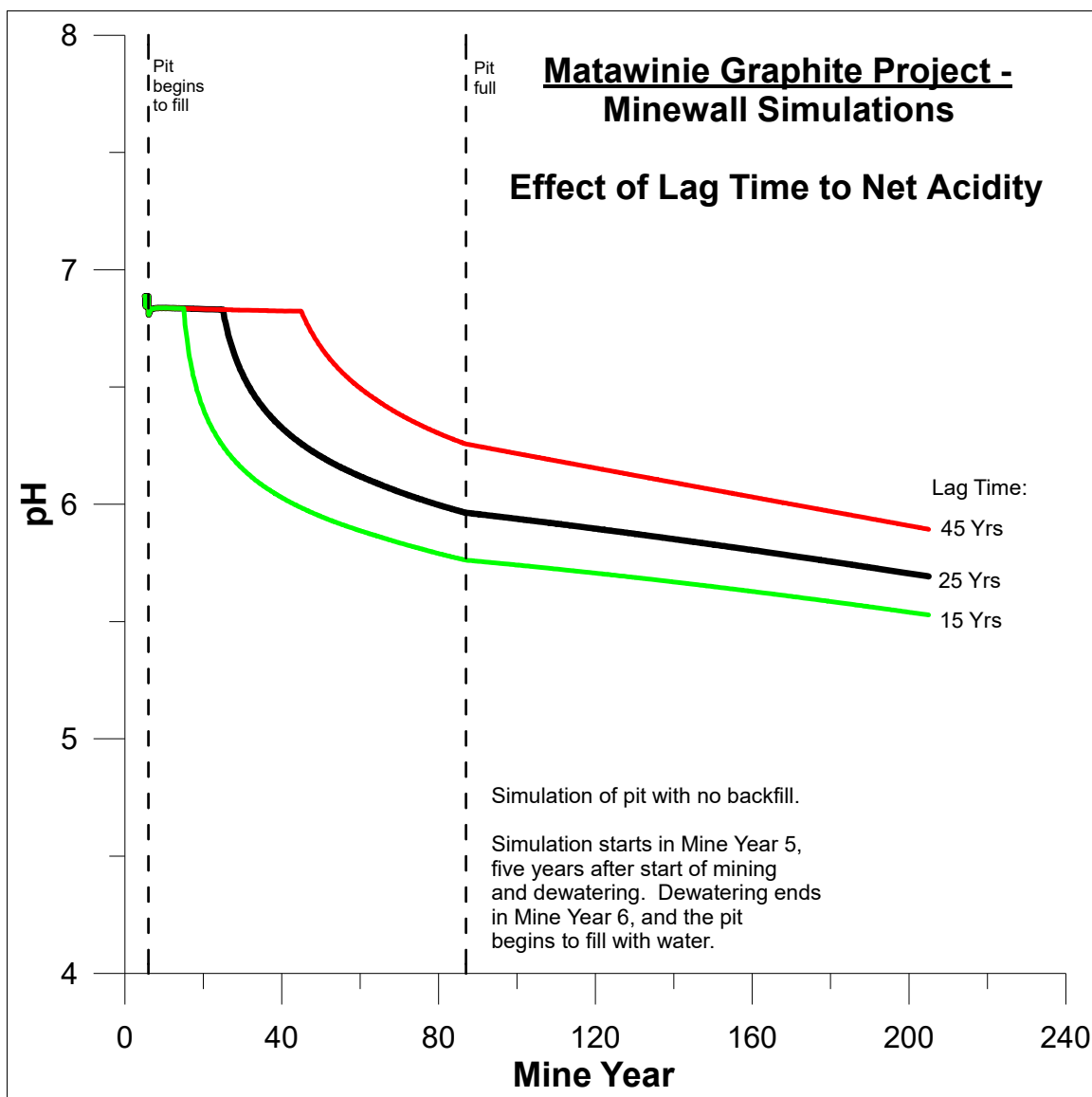


Figure 4-10. Transient predictions of pit-water pH for Minewall simulations with differing lag time to net acidity and ARD (Simulations 101-102 and 151-154).

The lag time to when the pit walls begin releasing acidic water and ARD was estimated at roughly 25 years based on humidity cells. Simulations using 15, 25 (Base Case), and 45 years lag time (Simulations 101-102 and 151-154, Table 4-2) show no effect at Mine Year 5, because the walls have not become acidic yet. Similarly, there are no major differences at Mine Year 205 because the walls have been releasing net acidity for more than 160 years in all these simulations. Therefore, the only major differences are at intermediate times, such as at Mine Year 40 (Figure 4-10).

Because the Matawinie Graphite mine plan includes backfilling the pit with waste rock and tailings, most of the pit walls will be “covered” by granular mine waste that will limit their exposure to oxygen and thus their oxidation rate (discussed further in Sections 4.4 to 4.6 and in Appendix D of the main report). Simulations of the pit walls included 0.1, 0.01, and 0.001 times the Base-Case rates to illustrate the effect of limiting oxygen exposure (Simulations 163-168, Table 4-2). These show that only reducing the Base-Case reaction rate to 0.1 times has a significant effect on raising pit-water pH and lowering aqueous concentrations.

Therefore, backfilling with waste rock and tailings will reduce pit-wall effects on aqueous chemistry, through oxygen limitation by the granular materials. This is further enhanced if/until the final stable pit-lake/saturated-porewater elevation reaches close to the top of the pit. However, as the following subsections illustrate, most backfilled granular materials would have substantially greater total reactive surface areas. For example, backfilled NAG tailings would have at least 52,000 times more reactive surface area than the pit walls (Section 4.5). As a result, the geochemical contributions from the Matawinie pit walls are negligible in most of the following backfill simulations.

4.4 Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled Waste Rock (Series 200)

A total of 28 Minewall simulations was applied to various combinations of input parameters for backfill consisting of 100% waste rock. The current co-disposal concept is that waste rock and two types of tailings (Section 4.5) will be interlayered as backfill (Section 4.6), so this series of simulations is for a better understanding of backfilled waste rock independent of tailings.

In the initial simulations with waste-rock backfill (Simulation 201 based on equilibrium and Simulation 202 based on mass balance, Table 4-3 and Figure 4-11), the Phase 1 and 2 Pits are fully backfilled with only coarse-grained waste rock of 10 cm average diameter. The total reactive surface area of the coarse backfilled waste rock is roughly 9 times greater than that of the pit walls.

The pit walls are covered by the backfilled waste rock, limiting oxygen access, so the rates from the walls are reduced to 0.1 times the fully-oxygenated rates (see Simulations 163 and 164 in Table 4-2). This means that the walls (area times rate) contribute negligible loadings in this simulation.

Despite reduced rates from the pit walls, the simulated backfilled waste rock reacts at its fully-oxygenated rates in Simulations 201-202, but monthly flushing is 5 times less than the pit walls. As a result, coincidentally, the early and late concentrations (Table 4-3 and Figure 4-11) are less than twice as high as the original Base Case for walls only (Simulations 101 and 102 in Table 4-2 and Figure 4-9).

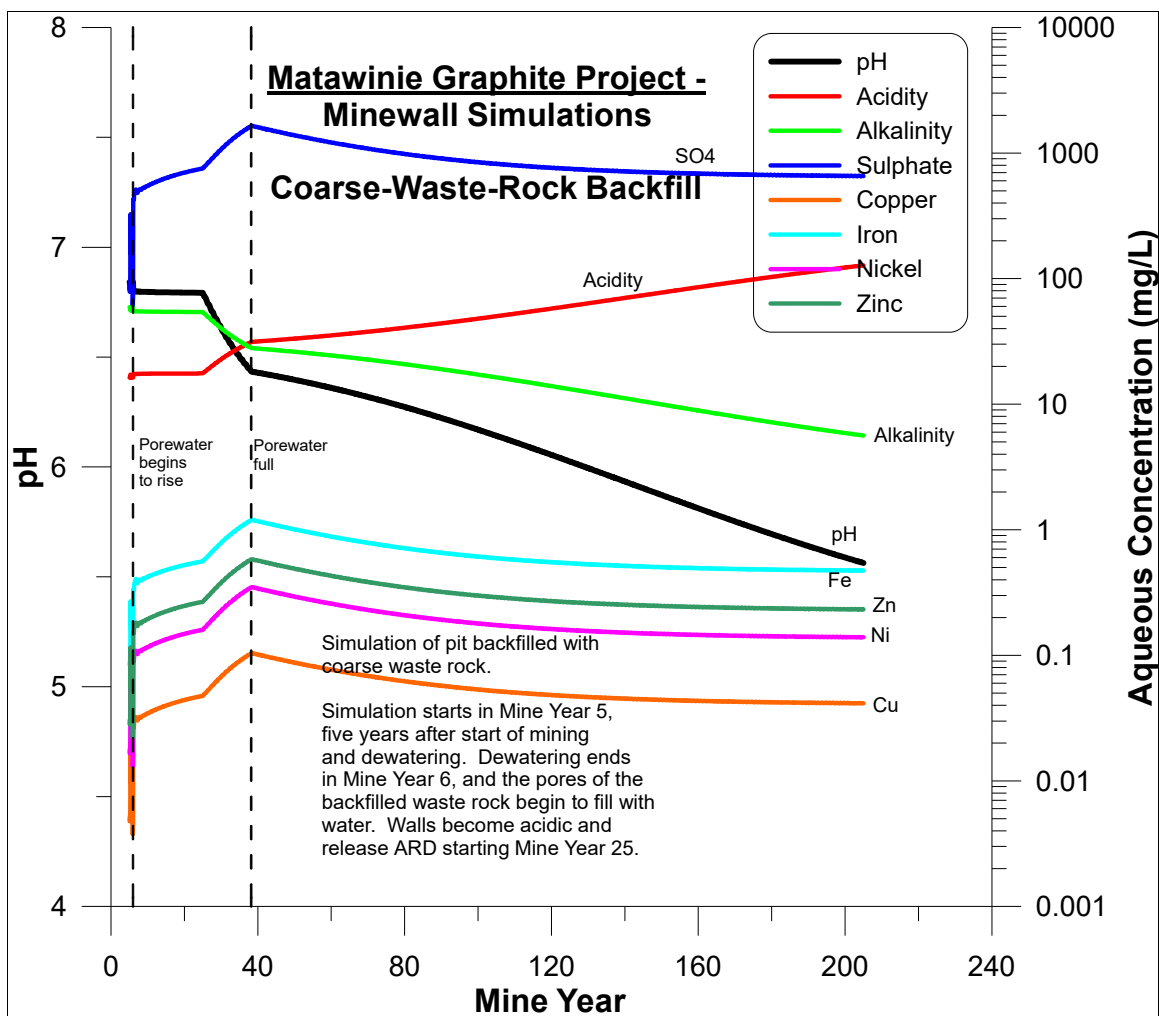


Figure 4-11. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and coarse waste-rock backfill (Simulations 201-202).

Table 4-3. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only waste rock								
Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO ₄	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Inflowing Groundwater with Decreasing Inflow Rate until Stable Saturated Porewater Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 201 and 202 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with coarse-grained waste rock (10 cm average diameter) having relatively low reactive surface area reacting under fully-oxygenated conditions								
5	6.84	16.3	59.3	79.1	0.005	0.083	0.017	0.029
205	5.56	127	5.64	656	0.041	0.47	0.14	0.23
Simulations 203 and 204 - Pit (Simulation 163 and 164) with medium-grained waste rock (1 cm average diameter) having relatively moderate reactive surface area reacting under fully-oxygenated conditions								
5	6.79	17.5	54.4	1600	0.043	0.52	0.15	0.24
205	5.45	153	4.58	1600	0.41	4.7	1.38	2.31
Simulations 205 and 206 - Pit (Simulation 163 and 164) with fine-grained waste rock (1 mm average diameter) having relatively high reactive surface area reacting under fully-oxygenated conditions								
5	6.79	17.7	53.9	1600	4.39	9.87	2.31	11
205	5.44	156	4.46	1600	8.18	274	5.87	20.5
Simulations 211 and 212 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) but with waste rock having 0.1 times the unit-area reaction rates simulating oxygen limitation								
5	7.04	11.9	85.1	18.2	0	0.039	0.004	0.0068
205	6.79	17.6	54.1	10.8	0	0.0079	0.002	0.0038
Simulations 213 and 214 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) but with waste rock having 0.01 times the unit-area reaction rates simulating oxygen limitation								
5	7.21	1.59	20.6	12.1	0	0.035	0.003	0.0047
205	6.79	1.54	4.73	4.14	0	0.0032	0	0.0015
Simulations 215 and 216 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) but with waste rock having 0.001 times the unit-area reaction rates simulating oxygen limitation								
5	7.25	1.36	19.9	11.5	0	0.034	0.002	0.0044
205	6.79	1.29	3.98	3.48	0	0.0027	0	0.0012
Simulations 217 and 218 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) but with waste rock having 0.0001 times the unit-area reaction rates simulating oxygen limitation								
5	7.25	1.34	19.9	11.4	0	0.034	0.002	0.0044
205	6.8	1.26	3.9	3.41	0	0.0026	0	0.0012

Mine Year ^{1,2}	pH	mg/L						
		Acidity	Alkalinity	SO4	Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 221 and 222 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) with fully-oxygenated aerated rates, but stable saturated porewater elevation is 395 m instead of 495 m								
5	6.84	16.3	59.3	79.1	0.005	0.083	0.017	0.028
205	5.21	227	2.92	1600	0.12	1.33	0.39	0.65
Simulations 223 and 224 - Coarse-grained waste rock with 0.01x fully-oxygenated reaction rates (same as 213-214), but stable saturated porewater elevation is 395 m								
5	7.21	1.59	20.6	12.1	0	0.035	0.003	0.0047
205	6.79	3.64	11	9.69	0	0.007	0.002	0.0034
Simulations 225 and 226 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) with fully-oxygenated aerated rates, but stable saturated porewater elevation is 325 m instead of 495 m								
5	6.84	16.3	59.3	1600	0.005	0.083	0.017	0.028
205	5.26	209	3.2	1600	0.056	0.63	0.19	0.31
Simulations 227 and 228 - Coarse-grained waste rock with 0.01x fully-oxygenated reaction rates (same as 213-214), but stable saturated porewater elevation is 325 m								
5	7.21	1.59	20.6	12.1	0	0.035	0.003	0.0047
205	6.79	1.99	6	5.3	0	0.0038	0.001	0.0019
Simulations 231 and 232 - Coarse-grained waste rock (same as 201-202) but at higher 50% monthly flushing of coarse-waste-rock backfill instead of 5%, and another 10% once annually instead of 1%								
5	6.8	17.5	54.5	1600	0.043	0.52	0.15	0.24
205	5.04	294	2.17	1900	0.4	4.59	1.35	2.25
Simulations 233 and 234 - Coarse-grained waste rock with 0.01x reaction rates (same as 213-214) but at higher 50% monthly flushing of backfill instead of 5%, and another 10% once annually instead of 1%								
5	7.03	3.88	27.5	18.2	0	0.039	0.004	0.0068
205	6.79	3.7	11.2	9.89	0	0.0073	0.002	0.0035
Simulations 235 and 236 - Coarse-grained waste rock with 0.01x reaction rates and saturated porewater (water table) elevation at 395 m (same as 223-224) but at higher 50% monthly flushing of backfill instead of 5%, and another 10% once annually instead of 1%								
5	7.03	3.88	27.5	18.2	0	0.039	0.004	0.0068
205	6.79	9.87	29.7	26.3	0.002	0.019	0.006	0.0093
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 5; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 6; and simulations end at Mine Year 205.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; all simulations are based on fully aerated and flushed conditions unless later submerged, except 211-218, 223-224, 227-228, and 233-236 that assume restricted oxygen entry.								

Subsequent simulations (203-206) considered finer-grained waste rock as backfill (Table 4-3), with average diameters of 1 cm and 1 mm rather than 10 cm (including finer and coarser particles). These corresponded to higher reactive surface areas and thus higher predicted aqueous concentrations in the backfill porewater. Many predicted concentrations reach equilibrium and are thus controlled by it (e.g., Figures 3-10 and 3-12). Therefore, particle size and related particle surface area are important factors in these 100% backfilled waste-rock simulations.

Another set of simulations considered the restriction of oxygen entering the coarse-waste-rock backfill, and thus the limitation of the amount of oxidation and reaction. Simulations 211 to 218 predict equilibrium and mass-balance concentrations for progressively less oxygen entry until the reaction rates in the waste rock decrease to 0.0001 times the fully-oxygenated rates (Table 4-3). As explained in Appendix D of the main report, 0.01 times would be the most appropriate rate.

Based on mass-balance sulphate as an example, this shows that limitation of oxygen in the long term (at Mine Year 205) substantially lowers the porewater aqueous concentration from 656 mg/L under fully-oxygenated conditions, to 10.8 mg/L at 0.1 times the fully-oxygenated rate, to 4.14 mg/L at 0.01 times, to 3.48 mg/L at 0.001 times, and to 3.41 mg/L at 0.0001 times the fully-oxygenated rate. Similarly for mass-balance zinc, oxygen limitation lowers the porewater concentration from 0.23 mg/L under fully-oxygenated conditions, to 0.0038 mg/L at 0.1 times, to 0.0015 mg/L at 0.01 times, to 0.0012 mg/L at 0.001 times, and to 0.0012 mg/L at 0.0001 times the fully-oxygenated rate.

This set of oxygen-limited simulations shows that the greatest effect of reducing aqueous concentrations occurs when fully-oxygenated rates are reduced only to 0.1 times (or by 90%), with a 61 times reduction in aqueous concentrations of sulphate and zinc. Only another factor of 3 reduction is attained when rates are reduced from 0.1 to 0.0001 times fully-oxygenated rates. Therefore, oxygen limitation by 90% or one order of magnitude would be the most important. This is discussed further in Appendix D of the main report.

A set of simulations (221-228, Table 4-3) considered the effect of the saturated porewater level (water table) in the coarse-waste-rock backfill not rising to the lowest rim of the Phase 1 Pit near 495 m elevation, but instead only rising to 395 m or 325 m. Elevation 325 m is only 5 m above the bottom of the pit and thus represents a permanently dewatered pit. There are some differences at late times at Mine Year 205, but these are generally within a factor of 2 to 3. Therefore, the final saturated porewater elevation (water table) is not a critical factor in these simulations.

The final set of simulations for waste rock (231-236, Table 4-3) considered the effect of all unsaturated coarse waste rock above the water table being highly flushed every month (50% of particle surfaces flushed monthly instead of 5%). This leaves substantially less accumulated reaction products to be flushed out during the times that the saturated porewater elevation is gradually rising within the backfill. For the simulations using 0.01 times the fully-oxygenated rates, differences are minor, generally within factors of 2 to 3 consistent with simulations above. However, the higher monthly flushing under fully-oxygenated rates (Simulations 201-202 vs. 231-232) produces monthly concentrations that are up to 10 times higher at Mine Years 5 and 205.

These waste-rock-only simulations highlight the need for a fine-grained cover that will restrict the entry of air and water into waste rock, and the water-quality benefit of having coarser rather than

finer waste rock. A fine-grained cover is the exact intent for the desulphurized NAG tailings, as discussed in the next sections and in Appendix D of the main report.

4.5 Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled NAG and PAG Tailings (Series 300 and 400)

For the Matawinie Graphite Project, the ore processing will produce two physically separated tailings: (1) “desulphurized NAG tailings” from which most reactive, acid-generating sulphide minerals (mostly pyrrhotite with some pyrite) have been removed, and (2) “sulphurized PAG tailings” to which the sulphide removed from the NAG tailings is added (SNC Lavalin, 2019a).

The sulphur contents of the NAG and PAG tailings are roughly 0.1%S and 15%S, respectively. Combined with relatively low Neutralization Potential, PAG tailings will release net acidity and ARD with a short, initially near-neutral lag time of less than a year according to two humidity cells. In contrast, NAG tailings will not release ARD and will remain near-neutral indefinitely, with acid-base accounting suggesting some lime may have to be added to ensure this.

Totals of 12 Minewall simulations for NAG tailings, and 12 Minewall simulations for PAG tailings, are applied to various combinations of input parameters for backfill consisting of 100% NAG tailings or 100% PAG tailings. The current co-disposal concept is that waste rock (Section 4.3) and these two types of tailings will be interlayered as backfill (Section 4.6), so these two series of simulations are for a better understanding of tailings independent of waste rock.

The 12 simulations of backfill as 100% NAG tailings considered reaction rates at 10 times, down to 0.001 times, the fully-oxygenated rates (Simulations 301-304 and 311-316, Table 4-4). Also considered was the effect of lowering the saturated porewater elevation (water table) from 495 m down to 395 m, leaving an additional 100 m height of NAG tailings as unsaturated and permanently reactive (Simulations 305-306).

NAG tailings’ fully-oxygenated rates are generally similar to, or less than, waste rock on a unit-area basis (Table 4-1). However, the average particle size of these NAG tailings is much finer than coarse waste rock (Section 4.4), resulting in particle-surface area of 53 and 0.01 m²/kg, respectively. In other words, each kg of backfilled NAG tailings has 5300 times more surface area than backfilled coarse waste rock. Also in these Matawinie simulations, the total surface area of the backfilled NAG tailings is approximately 52,000 times greater than the pit-wall surfaces (Section 4.3).

Therefore, backfill with 100% NAG tailings generates high near-neutral loadings of all simulated parameters and dominates the porewater chemistry. In most simulations here (Table 4-4), this forces most mass-balance-based aqueous concentrations down to equilibrium, which they cannot exceed (e.g., Figure 3-9).

Table 4-4. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only desulphurized NAG tailings or NAG tailings with waste rock								
Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO ₄	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Inflowing Groundwater with Decreasing Inflow Rate until Stable Saturated Porewater Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 301 and 302 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with NAG tailings reacting under fully-oxygenated conditions with saturated porewater elevation of 495 m								
5	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
205	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
Simulations 303 and 304 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with NAG tailings reacting under 10 times fully-oxygenated conditions with saturated porewater elevation of 495 m								
5	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
205	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
Simulations 305 and 306 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with NAG tailings reacting under fully-oxygenated conditions but with saturated porewater elevation of 395 m								
5	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
205	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
Simulations 311 and 312 - NAG tailings (same as 301-302) but with NAG tailings reacting at 0.1 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
205	7.36	7.06	154	1600	1.54	1.58	1.56	8.48
Simulations 313 and 314 - NAG tailings (same as 301-302) but with NAG tailings reacting at 0.01 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	7.36	7.07	154	1600	0.24	1.58	0.078	0.17
205	7.36	7.09	153	1600	0.26	1.59	0.083	0.18
Simulations 315 and 316 - NAG tailings (same as 301-302) but with NAG tailings reacting at 0.001 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	7.35	7.17	151	1600	0.024	0.48	0.01	0.021
205	7.33	7.34	147	1600	0.026	0.49	0.009	0.019
Simulations 321 and 322 - Same as 301 and 302, but waste rock added as 50% of backfill and fully-oxygenated rate								
5	7.36	7.047	154	1600	1.55	1.58	1.56	8.48
205	7.35	7.13	152	1600	1.61	1.61	1.56	8.5

Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 323 and 324 - Same as 321 and 322 but with backfill at 0.1 times fully-oxygenated rate								
5	7.36	7.1	153	1600	1.58	1.59	1.56	0.79
205	7.36	7.1	153	1600	1.58	1.59	1.56	0.86
Simulations 325 and 326 - Same as 321 and 322 but with backfill at 0.01 times fully-oxygenated rate								
5	7.33	7.36	147	1600	0.11	1.71	0.042	0.088
205	7.33	7.37	147	1600	0.13	1.72	0.043	0.092
Simulations 327 and 328 - Same as 321 and 322 but with backfill at 0.001 times fully-oxygenated rate								
5	7.2	9.1	115	175	0.013	0.26	0.009	0.017
205	7.18	9.34	112	180	0.014	0.24	0.008	0.015
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 5; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 6; and simulations end at Mine Year 205.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; all simulations are based on fully aerated and flushed conditions unless submerged, except 311-316 and 323-328 that assume restricted oxygen entry.								

Furthermore, pH is calculated from the ratio of acidity/alkalinity. As a result, pH in most NAG-tailings simulations remains constant, even as rates are equivalently reduced (Table 4-4 and Figure 4-12). This is because the ratio remains constant at all rates, and is not affected by the relatively negligible pit walls. In turn, the constant pH defines constant concentrations of the other, equilibrium-controlled parameters, as explained in Appendix A of the main report.

However, when NAG tailings rates are 0.01 times or less of the fully-oxygenated rates (bottom of Table 4-4), aqueous concentrations of copper, iron, nickel, and zinc fall below their equilibrium levels and thus reflect mass balance. On the other hand, aqueous concentrations of acidity, alkalinity, and sulphate basically remain controlled by equilibrium even at 0.001 times their fully-oxygenated rates, but begin producing some monthly concentrations below equilibrium at these substantially lower rates.

To examine the effect of reducing NAG tailings in backfill from 100% to 50% and then adding waste rock (Section 4.4) as the other 50% of backfill, Simulations 321 to 328 were run (Table 4-4). These showed at most only minor differences from the equivalent 100% NAG tailings backfill. This reflects the much greater surface area of the NAG tailings, so that 50% waste rock basically “dilutes” the effect of NAG tailings. However, this minor dilution is not noticeable when maximum equilibrium concentrations apply, which applies to most of the simulations in Table 4-4.

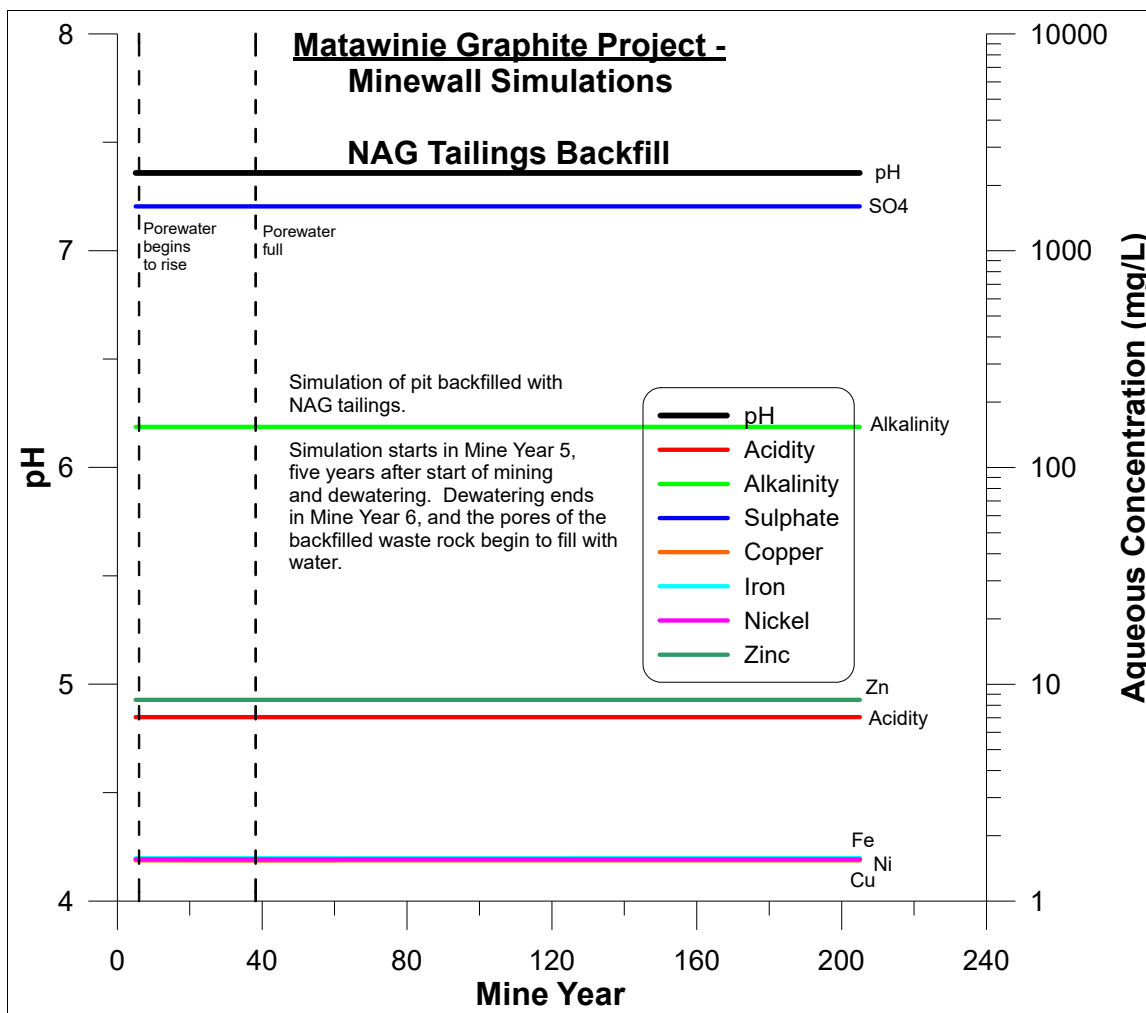


Figure 4-12. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and backfill of near-neutral NAG tailings (Simulations 301-302); constant values are the result of large particle-surfaces areas for NAG tailings and proportional release of acidity and alkalinity as discussed in the text.

As with simulations with NAG tailings (Table 4-4), the 12 simulations of backfill as 100% PAG tailings considered reaction rates at 10 times, down to 0.001 times, the full-oxygenated rates (Simulations 401-404 and 411-416, Table 4-5). Appendix D of the main report indicates 0.01 times would be the most applicable. Also considered was the effect of lowering the saturated porewater elevation (water table) from 495 m down to 395 m, leaving an additional 100 m height of PAG tailings as unsaturated and permanently reactive (Simulations 405-406). There is no intention by NMG to backfill with mostly PAG tailings; these simulations are simply used here to understand better the geochemical behaviours of PAG tailings.

The average particle size of these PAG tailings is much finer than coarse waste rock (Section 4.4), resulting in particle-surface area of 77 and 0.01 m²/kg, respectively. In other words, each kg of backfilled PAG tailings has 7700 times more surface area than backfilled coarse waste rock. Also, in these Matawinie simulations, the total surface area of the backfilled PAG tailings is approximately 72,000 times greater than the pit-wall surfaces.

Therefore, backfill with 100% PAG tailings generates high loadings of all simulated parameters and dominates the porewater chemistry. In most simulations here (Table 4-5), this forces most mass-balance-based aqueous concentrations down to equilibrium, which they cannot exceed (e.g., Figure 3-9).

Because PAG tailings are net acid generating from initial early times (Table 4-1 and Section 4.2), the basic effect is to create acidic conditions and ARD in the porewater within the backfill (Table 4-5 and Figure 4-13). Unlike NAG tailings, aqueous pH is variable, because alkalinity is set to a default of 0.01 and thus the ratio of acidity/alkalinity varies among and within simulations.

The effects of varying monthly and annual flushing of particle surfaces are not examined here for tailings for two reasons. First, the tailings are fine-grained with a low hydraulic conductivity. Therefore, the entire mass of tailings backfill would not be subjected to a wide variation in regular flushing, but would instead “smooth” out the variable infiltration. Second, aqueous concentrations in most tailings simulations here are controlled by equilibrium, because predicted mass-balance concentrations were much higher. Thus, variations in flushing rates would not substantially change the predicted concentrations.

Two scenarios (each including both equilibrium and mass balance) are considered where the saturated porewater (water table) elevation rises to 395 m rather than 495 m, leaving an additional 100 m of reactive PAG tailings unsaturated throughout closure. These simulations show that after approximately 200 years, there were only minor differences (Simulations 401-401 vs. 405-406 in Table 4-5). Therefore, the final elevation of saturation is not significant for backfilled PAG tailings, and was not significant for backfilled NAG tailings (Table 4-4), and only affected backfilled coarse waste rock by only approximately a factor of 2 to 3 (Table 4-3 and Section 4.4).

Table 4-5. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with backfill of only sulphurized PAG tailings

Mine Year ^{1,2}	pH	mg/L						
		Acidity	Alkalinity	SO4	Cu	Fe	Ni	Zn
Inflowing Groundwater with Decreasing Inflow Rate until Stable Saturated Porewater Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 401 and 402 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with PAG tailings reacting under fully-oxygenated conditions with saturated porewater elevation of 495 m								
5	3.16	6090	0.068	16500	23.3	6330	28.2	58.5
205	2.67	13600	0.027	29300	29.3	12600	39.8	73.6
Simulations 403 and 404 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with PAG tailings reacting under 10 times fully-oxygenated conditions with saturated porewater elevation of 495 m								
5	2.5	17800	0.02	35600	31.7	15900	44.7	79.5
205	2	39800	0.0079	63100	39.8	31600	63.1	100
Simulations 405 and 406 - Pit (Simulations 163 and 164 with 0.1x fully-oxygenated rates for walls only) with PAG tailings reacting under fully-oxygenated conditions but with saturated porewater elevation of 395 m								
5	3.16	6090	0.068	16500	23.3	6330	28.2	58.5
205	2.64	14100	0.026	30100	29.6	13000	40.5	74.4
Simulations 411 and 412 - PAG tailings (same as 401-402) but with PAG tailings reacting at 0.1 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	3.83	2080	0.23	7660	1.42	2520	17.8	43
205	3.33	4640	0.093	13600	1.55	5010	25.1	54.1
Simulations 413 and 414 - PAG tailings (same as 401-402) but with PAG tailings reacting at 0.01 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	4.5	709	0.79	3550	0.14	1000	11.2	31.6
205	4	1580	0.32	6300	0.16	1990	15.8	39.8
Simulations 415 and 416 - PAG tailings (same as 401-402) but with PAG tailings reacting at 0.001 times fully-oxygenated rates simulating oxygen limitation								
5	5.17	242	2.71	1600	0.015	399	7.08	1.54
205	4.67	540	1.08	2920	0.016	793	9.99	1.68
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 5; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 6; and simulations end at Mine Year 205.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; all simulations are based on fully aerated and flushed conditions unless submerged, except 411-416 that assume restricted oxygen entry.								

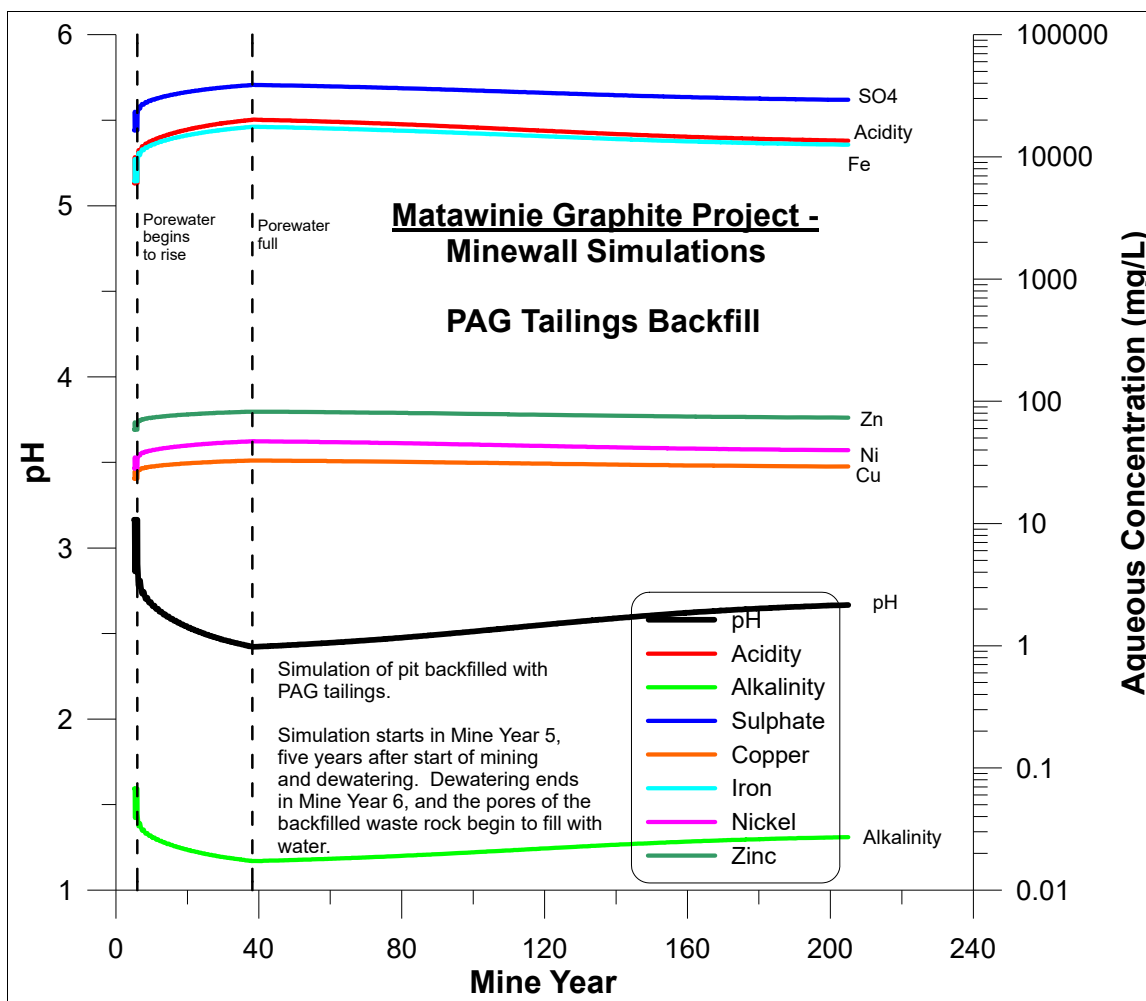


Figure 4-13. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and backfill of acidic PAG tailings (Simulations 401-402).

Scenarios were considered where the fully-oxygenated rates for PAG tailings (Simulations 401-402 in Table 4-5) were adjusted upward by a factor of 10 (Simulations 403-404), and also adjusted downward to simulate oxygen limitation by 0.1 times (Simulations 411-412), 0.01 times (Simulations 413-414), and 0.001 times (Simulations 415-416). In general, for each order of magnitude decrease in reaction rates, the predicted aqueous concentrations decrease by roughly factors of 2 to 3, while pH increases by roughly 0.7 pH units. Aqueous concentrations of some elements like copper and zinc are below site-specific equilibrium at the lowest rates, and are thus determined by mass balance only at the lowest rates.

The effects of limiting oxygen entry and lowering reaction rates are shown to be significant here for backfilled PAG tailings (above), backfilled NAG tailings (above), backfilled waste rock (Section 4.4), and pit walls (Section 4.3). This is discussed further in Appendix D of the main report.

4.6 Realistic Minewall Simulations Including Phase 1-2 Pit Walls and Backfilled Co-Disposed NAG Tailings, PAG Tailings, and Waste Rock (Series 500)

For the Phase 1 and 2 Pits at the Matawinie Graphite Project, Sections 4.3, 4.4, and 4.5 above simulated and predicted the effects on water chemistry and water quality of pit walls with no backfill and pit walls with backfilled waste rock, NAG tailings, or PAG tailings. This was done to understand better their individual geochemical effects and the sensitivity of their effects to various input parameters.

In reality, the Matawinie Graphite Project proposes to co-dispose of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings within the mined-out pit. Therefore, the most realistic scenarios for Minewall simulations are layers of these mined materials. First, layers of PAG tailings extending above the final water table are simulated first, and then all PAG layers below the final water table are simulated as NGM has committed to do.

PAG Tailings above Final Water Table

Individually, these materials are affected the greatest by limiting oxygen entry and thus lowering their reaction rates. However, this is not consistently linear. Some aqueous concentrations are relatively dilute and controlled by mass balance due to lower particle surface area and/or low reaction rates. In these cases, the restriction of oxygen, leading to a 10 times decrease in reaction rate, leads to approximately 10 times reductions in aqueous concentrations, except where the concentrations are close to that in the inflowing background groundwater. In contrast, where equilibrium controls aqueous concentrations due to higher particle surface area and/or higher rates, a 10 times decrease in reaction rate leads to an approximate reduction of only a factor of 2 to 3. This non-linear complexity is one reason why Minewall simulations have been conducted for the Matawinie Pit.

Between the top elevation and the bottom elevation of the Phase 1-2 pit, the height of the saturated porewater (the water table) within the backfill had only a minor effect on predicted aqueous chemistry from tailings backfill (Section 4.5), waste-rock backfill (Section 4.4), and exposed pit walls (Section 4.3). Therefore, the final water elevation is not considered a major factor in the geochemical and water-quality predictions for the co-disposed materials.

Because tailings layers are included in the co-disposal plan within the pit, variations in monthly and annual flushing would not be significant for two reasons. First, the tailings are fine-grained with a low hydraulic conductivity. Therefore, the tailings layers would instead “smooth” out variable infiltration. Second, aqueous concentrations in most tailings simulations are controlled by equilibrium, because predicted mass-balance concentrations are much higher than equilibrium due to the higher particle surface areas. As a result, variations in flushing rates would not significantly change the predicted equilibrium-based concentrations. Nevertheless, it is worth considering a high value of regular flushing as a “failure mode” feature in the event the NAG tailings layers do not reduce and smooth infiltration of water.

In contrast to all preceding Minewall simulations of the Matawinie pit, these layered co-disposal simulations use four Geochemical/Rock Units rather than only one or two. The rates used for pit walls (Simulations 161 and 162, Table 4-2), coarse waste rock (Simulations 201 and 202, Table 4-3), NAG tailings (Simulations 301 and 302, Table 4-4), and PAG tailings (Simulations 401 and 402, Table 4-5) are used again, but there is a major difference now. One of these materials alone does not represent 100% of backfill. Instead, approximately 40% of the backfill will be waste rock, 50% NAG tailings, and 10% PAG tailings (NMG, 2018). These percentages of each backfill are then multiplied by their particle surface areas: 0.01 m²/kg for coarse waste rock (10 cm average diameter), 53 m²/kg for NAG tailings, and 77 m²/kg for PAG tailings.

Minewall can simulate the three-material backfill in many ways. For example, the bottom 10% could be PAG tailings, the central 40% as waste rock, and the upper 50% as NAG tailings.

Realistically, the proposed backfill consists of relatively thin layers, using NAG tailings to separate and confine the layers of PAG tailings and/or waste rock. Therefore, for these simulations, each 10 m height of backfill in the pit is simulated as thin layers with a total cumulative thickness of 1 m for PAG tailings, 4 m of waste rock, and 5 m of NAG tailings. Appendix D of the main report shows this would be an optimum design for layered co-disposal.

Most of the co-disposal simulations predict approximately the same pH and aqueous concentrations at early and late times (Table 4-6). This is due to the dominance of neutralizing NAG tailings from its combined five times greater amount relative to PAG tailings and a particle surface area similar to PAG tailings. As a result, most co-disposal simulations have time-invariant predicted concentrations (Figure 4-14), like 100% NAG tailings (Figure 4-12). However, the acidic PAG tailings have mostly higher unit-area reaction rates (Table 4-1). This significant addition of acidity caused the time-invariant pH to be lower, and predicted aqueous concentrations higher, in the co-disposal scenario (Figure 4-14) than in the 100% NAG tailings scenario (Figure 4-12).

Even increasing the regular flushing by 10 times does not cause these equilibrium-controlled concentrations to shift significantly (Simulations 521-522, Table 4-6).

Nevertheless, when rates are lowered to 0.01 times and less of fully-oxygenated rates (Simulations 511 to 516), predicted aqueous concentrations of copper and zinc decrease substantially. This means that they are below equilibrium levels and responding to mass balance. Aqueous concentrations of iron and nickel also show slight decreases at these lower rates. Such a reduction in rate is expected based on oxygen limitation after backfilling (Appendix D of the main report).

Table 4-6. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations with layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings								
Mine Year ^{1,2}	pH	mg/L						
		Acidity	Alkalinity	SO4	Cu	Fe	Ni	Zn
SOME PAG TAILINGS ABOVE FINAL WATER TABLE								
Inflowing Groundwater with Decreasing Inflow Rate until Stable Saturated Porewater Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 501 and 502 - Pit (Simulations 163 and 164 with only walls at 0.1 times fully-oxygenated rates) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings at fully-oxygenated rates; some PAG tailings above the final water table								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.34	36.6	23.4	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
Simulations 503 and 504 - Pit (Simulations 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings (same as 501-502) but with 10 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.34	36.6	23.4	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
Simulations 511 and 512 - Pit (Simulations 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings (same as 501-502) but with 0.1 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
Simulations 513 and 514 - Pit (Simulations 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings (same as 501-502) but with 0.01 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.3	23.7	1600	0.13	41.7	3.14	1.62
205	6.34	36.6	23.5	1600	0.14	42.3	3.15	1.77
Simulations 515 and 516 - Pit (Simulations 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings (same as 501-502) but with 0.001 times fully-oxygenated rates								
5	6.38	34.1	25.4	1600	0.014	36.8	3.06	0.17
205	6.34	36.2	23.7	1600	0.014	41.5	3.14	0.18
Simulations 517 and 518 - Pit (Simulations 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock and NAG tailings reacting at 0.1 times fully-oxygenated rates (same as 511 and 512), but PAG tailings reacting at fully-oxygenated rates for the first six years then decreasing to 0.1 times								
5	5.68	106	6.97	1600	7.31	196	4.97	18.4
205	6.25	42.3	19.9	1600	5.63	56.5	3.35	14.1

Mine Year ^{1,2}	pH	mg/L						
		Acidity	Alkalinity	SO4	Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 521 and 522 - Pit (Simulation 163 and 164) with backfilled layered coarse waste rock, NAG tailings, and PAG tailings (same as 501-502) but with higher 50% monthly flushing of backfill instead of 5%, and another 10% once annually instead of 1%, as a failure mode								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.34	36.6	23.4	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
NO PAG TAILINGS ABOVE FINAL WATER TABLE								
Simulations 531 and 532 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings below the final water table of 495 m and all backfill at fully-oxygenated rates (all PAG tailings become acidic at Mine Year 0)								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.84	16.2	59.6	1600	4.28	8.29	2.22	10.7
Simulations 533 and 534 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings below the final water table of 495 m and all backfill at 10 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.84	16.2	59.6	1600	4.28	8.29	2.22	10.7
Simulations 535 and 536 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings below the final water table of 495 m and all backfill at 0.1 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.84	16.2	59.6	1600	4.28	8.29	2.22	10.7
Simulations 537 and 538 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings below the final water table of 495 m and all backfill at 0.01 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.3	23.7	1600	0.13	41.7	3.14	1.62
205	6.84	16.2	59.6	1600	0.14	8.29	2.22	0.37
Simulations 539 and 540 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings below the final water table of 495 m and all backfill at 0.001 times fully-oxygenated rates								
5	6.38	34.1	25.4	424	0.013	36.8	3.06	0.17
205	6.84	16.2	59.4	231	0.014	8.33	2.22	0.038
Simulations 541 and 542 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings at pit bottom and all backfill at fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	7.04	11.8	85.3	1600	3.91	4.42	1.94	9.82

Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 543 and 544 - Same as Simulations 501 and 502 but all PAG tailings at pit bottom and all backfill at fully-oxygenated rates and groundwater inflow 10 times higher								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.12	10.3	99.9	1600	3.76	3.35	1.83	8.44
Simulations 545 and 546 - Same as Simulations 543 and 544 but all PAG tailings at pit bottom are initially fresh and unweathered								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.35	7.15	152	1600	1.62	1.61	1.57	8.51
Simulations 551 and 552 - Same as Simulations 531 and 532, but PAG tailings become acidic at Mine Year 1								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.86	15.8	61.1	1600	4.25	7.94	2.2	10.7
Simulations 553 and 554 - Same as Simulations 531 and 532, but PAG tailings become acidic at Mine Year 2								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.87	15.5	62.7	1600	4.22	7.59	2.18	10.6
Simulations 555 and 556 - Same as Simulations 531 and 532, but PAG tailings become acidic at Mine Year 3								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.88	15.1	64.4	1600	4.2	7.24	2.16	10.5
Simulations 557 and 558 - Same as Simulations 531 and 532, but PAG tailings become acidic at Mine Year 4								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.9	14.8	66.2	1600	4.17	6.89	2.14	10.5
Simulations 559 and 560 - Same as Simulations 531 and 532, but PAG tailings become acidic at Mine Year 5 (fresh and unweathered PAG tailings)								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.4	3.15	13.6
205	6.92	14.4	68.2	1600	4.14	6.54	2.11	10.4
Simulations 561 and 562 - Same as Simulations 551 and 552 but with 10 times groundwater inflow								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.06	11.4	89.2	1600	3.87	4.09	1.91	9.71
Simulations 563 and 564 - Same as Simulations 553 and 554 but with 10 times groundwater inflow								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.08	11	92.6	1600	3.83	3.83	1.88	9.62

Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 565 and 566 - Same as Simulations 555 and 556 but with 10 times groundwater inflow								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.1	10.6	96.4	1600	3.79	2.57	1.86	9.53
Simulations 567 and 568 - Same as Simulations 557 and 558 but with 10 times groundwater inflow								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.12	10.2	101	1600	3.75	3.31	1.83	9.42
Simulations 569 and 570 - Same as Simulations 559 and 560 but with 10 times groundwater inflow								
5	6.34	36.6	23.5	1600	5.4	42.3	3.15	13.6
205	7.15	9.82	106	1600	3.71	3.05	1.79	9.31
Simulations 571 and 572 - Same as Simulations 559 and 560 but with PAG tailings at 0.1 times fully-oxygenated rate								
5	6.94	13.9	70.7	1600	4.1	6.15	2.08	10.3
205	7.27	8.19	130	1600	2.97	2.12	1.66	8.84
Simulations 573 and 574 - Same as Simulations 559 and 560 but with PAG tailings at 0.01 times fully-oxygenated rate								
5	7.25	8.07	132	1600	2.78	2.06	1.65	8.81
205	7.34	7.23	150	1600	1.71	1.65	1.57	8.53
Simulations 575 and 576 - Same as Simulations 559 and 560 but with PAG tailings at 0.001 times fully-oxygenated rate								
5	7.35	7.17	151	1600	1.65	1.63	1.57	8.52
205	7.35	7.13	152	1600	1.6	1.61	1.56	8.5
Simulations 577 and 578 - Same as Simulations 559 and 560 but with PAG tailings at 0.0001 times fully-oxygenated rate								
5	7.36	7.08	153	1600	1.56	1.58	1.56	8.48
205	7.35	7.12	152	1600	1.59	1.6	1.56	8.5
Simulations 581 and 582 - Same as Simulations 557 and 558 (all materials with one year exposure before backfilling) but all backfill rates reduced to 0.01 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.3	23.7	1600	0.13	41.7	3.14	1.62
205	6.9	14.9	65.6	1600	0.14	7	2.14	0.31

Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 583 and 584 - Same as Simulations 559 and 560 (all materials with no exposure before backfilling) but all backfill rates reduced to 0.01 times fully-oxygenated rates								
5	6.34	36.3	23.7	1600	0.13	41.7	3.14	1.62
205	6.91	14.5	67.5	1600	0.14	6.67	2.12	0.29
Simulations 585 and 586 - Same as Simulations 581 and 582 (all materials with one year exposure before backfilling) but all backfill rates reduced to 0.01 times fully-oxygenated rates except NAG tailings rates only reduced to 0.1 times fully-oxygenated rates								
5	6.94	13.9	70.7	1600	4.1	6.14	2.08	2.32
205	7.27	8.18	130	1600	2.95	2.11	1.66	1.12
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 5; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 6; and simulations end at Mine Year 205.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; all simulations are based on fully aerated and flushed conditions unless submerged, except 511-518 that assume restricted oxygen entry.								

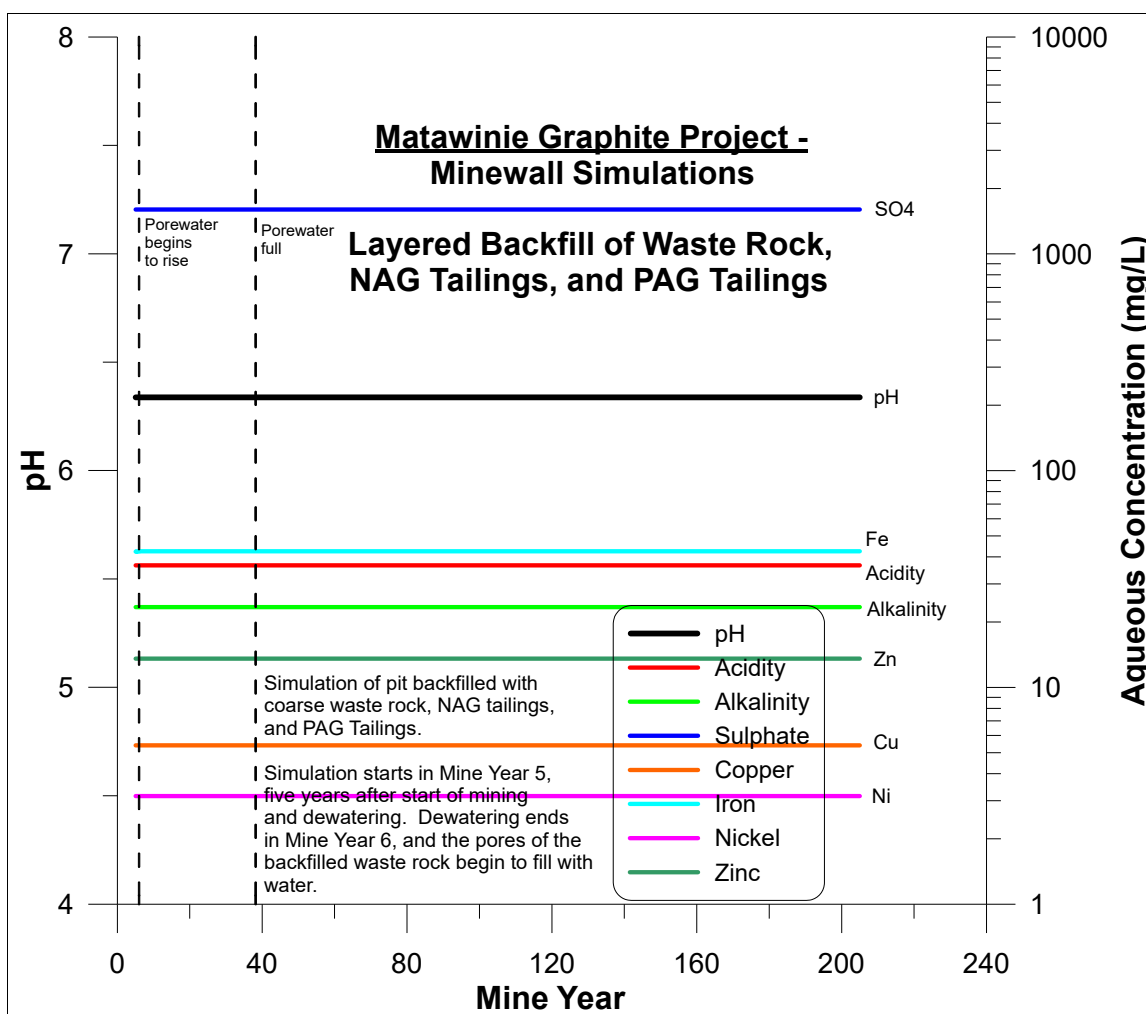


Figure 4-14. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and layered backfill of waste rock, near-neutral NAG tailings, and acidic PAG tailings (Simulations 501-502); constant values are the result of dominant particle-surfaces areas of the neutralizing NAG tailings, but with lower pH than pure NAG tailings (Figure 4-12) due to acidity from the PAG tailings (Figure 4-13); relative surface areas of waste rock and pit walls are minor and thus contribute negligible loadings in this scenario; all concentrations are at site-specific equilibrium limits due to the high reaction rates.

In an attempt to cause more acidic conditions in the backfill porewater, a scenario was created where pit walls, backfilled waste rock, and backfilled NAG tailings were reacting at 0.1 times fully-oxygenated rates due to oxygen limitation in the backfill. However, in contrast, PAG tailings were forced to react at fully-oxygenated rates for six years, then decrease to 0.1 times (Simulation 517-518, Table 4-6, and Figure 4-15) like the other materials. For example, this could represent PAG tailings stored fully exposed and oxygenated at surface for five years, which NMG will not do and is not recommending, and then backfilled with oxygen remaining in the porespaces.

This scenario causes initial pH to be lower, approximately 5.7. However, pH gradually increases nearly back to baseline value of pH 6.3 by Mine Year 205 due to the excess buffering in the system. Alternatively, when all backfilled materials react at the same rates relative to fully-oxygenated rates, then pH remains constant around 6.3 (Simulations 501-501 and 511 to 516, Table 4-6).

Thus, these simulations of the proposed layered co-disposal in the Matawinie Pit show a strong geochemical stability and buffering of pH and aqueous concentrations, despite variations in rates of reaction and flushing. Even when disturbed by additional acidity, the chemistry of the porewater drifts back to these stable values with time.

No PAG Tailings above Final Water Table

It is important to note that the simulations to this point (Simulations 501-522) have included co-disposed PAG layers that extend above the final water table of 495 m (Section 4.2.3). NMG has committed to not placing any PAG layers above the final water table, so these previous simulations are “worse case” compared to the following simulations with no PAG layers above the final water table (Simulations 531-586). In fact, some simulations placed all PAG tailings in the bottom of the pit (Simulations 541-546) to determine if this would significantly affect porewater chemistry, but it did not.

Overall, ensuring no PAG tailings were above the final water table made little difference in the initial (Year 5) predictions. This is because all PAG tailings layers were reactive at Year 5 when the water table was still low. However, under some conditions, later predictions (Year 205) were notably different when all PAG tailings were below the final water table.

Later predictions (e.g., pH ~6.7-6.8 vs. pH ~7.1 to 7.3) were notably affected by (1) the number of years exposed and reacting prior to backfill (including all PAG at the bottom of the pit), (2) a faster rising water table, and (3) the reduction in rate corresponding to oxygen limitation. This included Simulations 551-586, including some with accelerated 10x groundwater inflow. These all reduced the oxidation and total acid generation of the PAG layers.

Simulations 585-586 (Table 4-6 and Figure 4-16) were considered the most realistic of the layered co-disposal scenarios with all PAG layers beneath the final water table. These predictions were added to Table 4-7 for comparison of predictions with no backfill and with only waste rock as backfill.

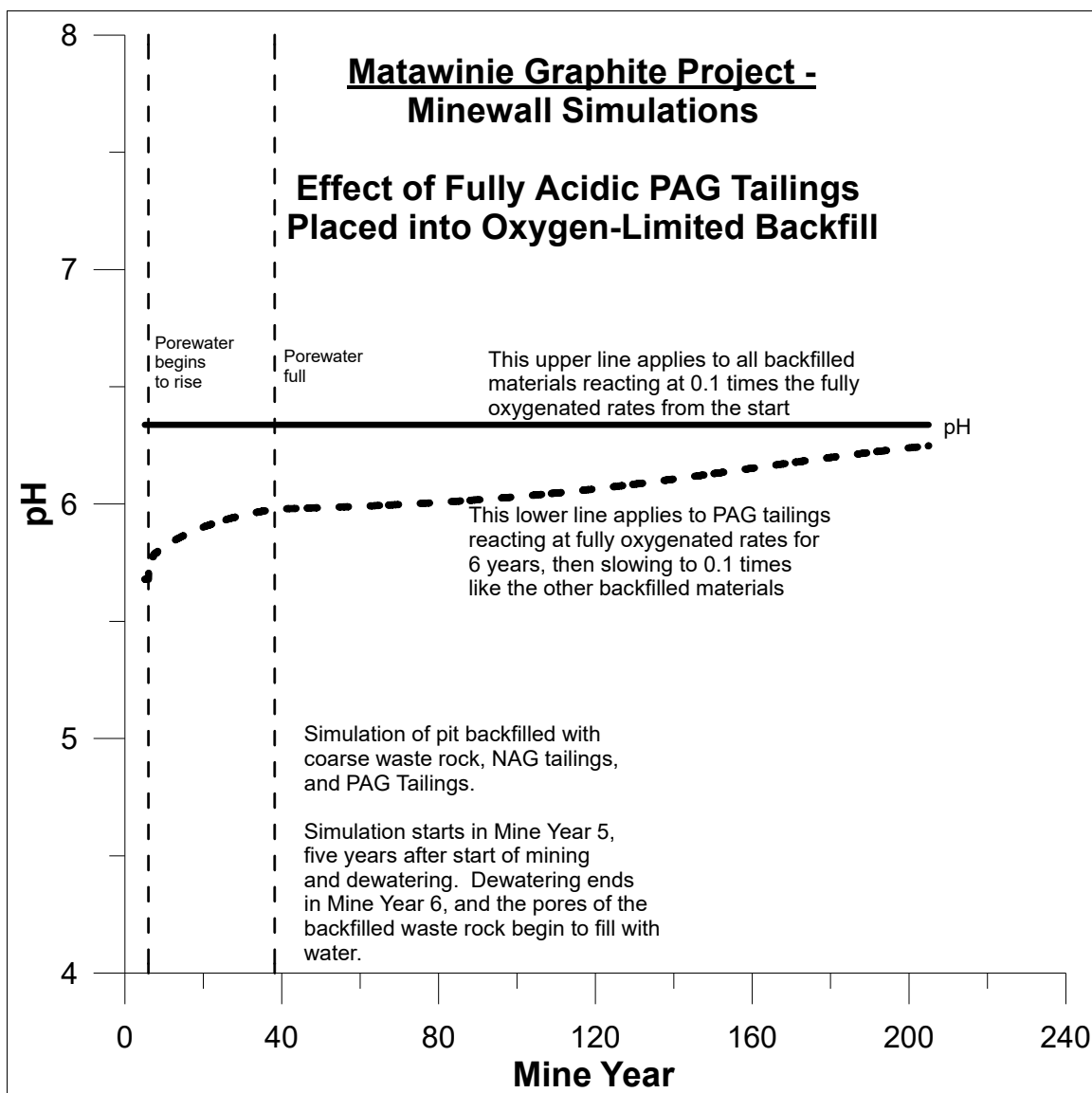


Figure 4-15. Comparison of transient pH from all layered backfill reacting at 0.1 times fully oxygenated rates (upper solid line, Simulations 511-512) and with the exception of PAG tailings oxidizing and generating acidity for six years before slowing to 0.1 times the full rate (Simulations 517-518), reflecting oxygen limitation in the backfill.

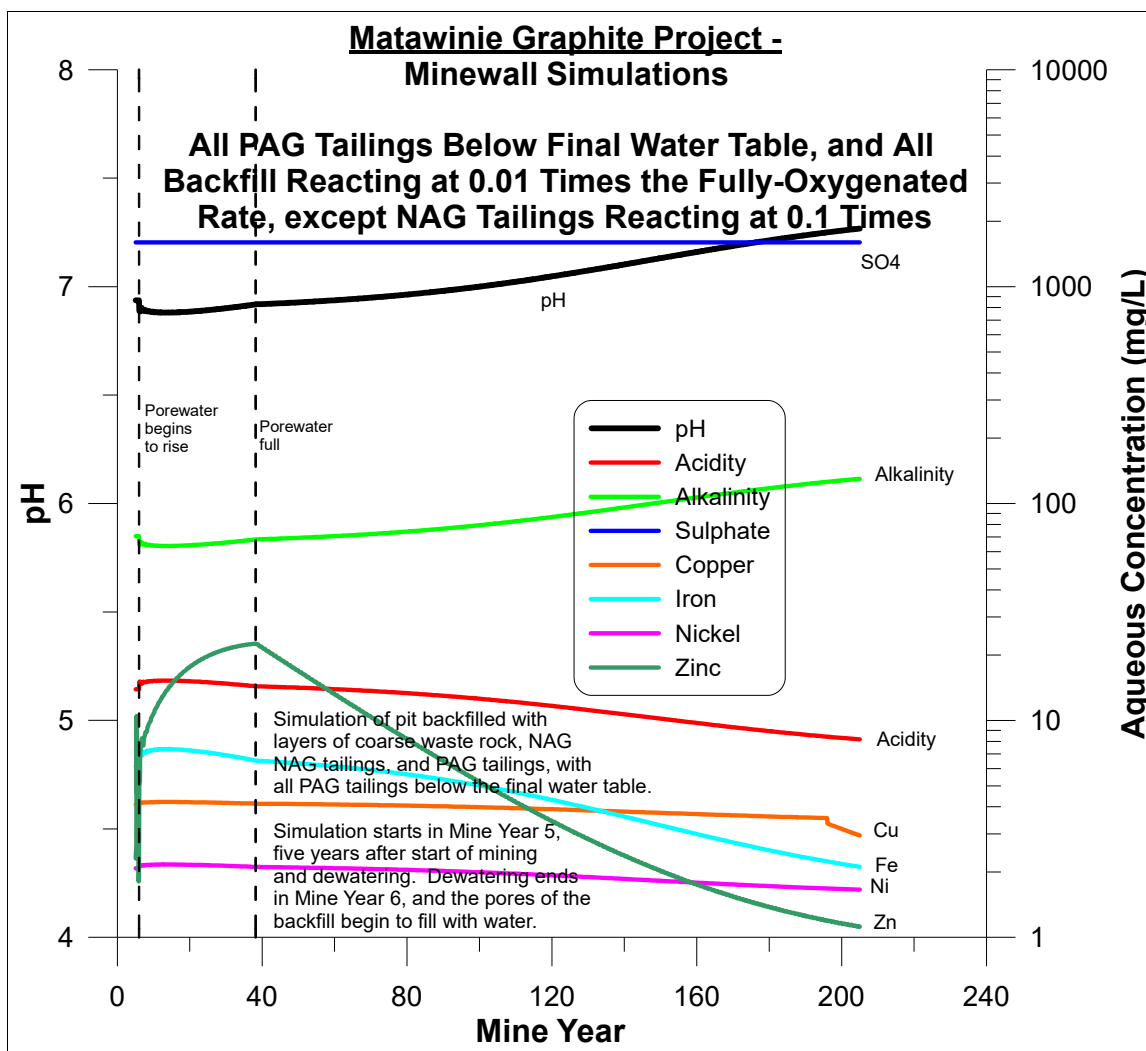


Figure 4-16. Transient predictions of pit-porewater chemistry for the Matawinie Pit with reactive pit walls and layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings, with all PAG tailings beneath the final water table (Simulations 585-586).

Table 4-7. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of aqueous chemistry for the Matawinie Pit with and without layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings

Parameter	Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)					
	Layered Backfill in Pit ¹		Waste-Rock Backfill in Pit ²		Pit Walls Only; No Backfill ³	
	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)	Early Time ⁴ (Yr 5)	Late Time ⁴ (Yr 205)
pH	6.9	7.3	7.2	6.8	6.9	5.7
Acidity	14	8.2	1.6	1.5	15	103
Alkalinity	71	130	21	4.7	65	7
Sulphate	1600	1600	12	4.1	43	380
Copper	4.1	3	0.006	0	0.003	0.02
Iron	6.1	2.1	0.04	0.003	0.06	0.3
Nickel	2.1	1.7	0.003	0.001	0.009	0.08
Zinc	2.3	1.1	0.005	0.002	0.02	0.1
¹ Minewall-based predictions of aqueous porewater concentrations for in-pit layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings; all PAG tailings placed beneath the final water table.						
² Minewall-based predictions of aqueous porewater concentrations for in-pit backfill of waste rock only; changing conditions like reaction rates and particle size can substantially change these predicted aqueous concentrations.						
³ Minewall-based predictions of aqueous pit-lake concentrations with no backfill; changing various conditions in the pit, such as reaction rates, fracturing, final saturated water level, and water-flushing rates, can substantially change these predicted aqueous concentrations.						
⁴ Early Time = 5 years after the start of mining and after the pit walls are first exposed; Late Time = 205 years after the start of mining, and more than a century after the pit lake or backfill saturated porewater has reached final maximum elevation.						

Simplified Predictions for Layered Co-Disposal Containing at Least a Small Percentage of Tailings

There are approximately 100 simulations that include some NAG tailings and/or PAG tailings. Nearly all predicted concentrations reflect maximum equilibrium levels, which in turn are dependent on pH.

As a result, predictions for backfill that contains at least approximately 0.1% to 100% tailings can be summarized another way. This is based on Appendix A containing the Matawinie maximum equilibrium water-quality model.

This alternative summary is based on the “mixed” pH of any sequence of backfill layers, with the option of further adjusting pH as desired with the addition of lime. In other words, pH of porewater in the backfill can also become a “design parameter” that can be adjusted. As a result, Table 4-8 summarizes the equilibrium porewater concentrations predicted for tailings-containing backfill at various pH levels.

Table 4-8. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Matawinie Pit with layered backfill containing at least 0.1% NAG tailings and/or PAG tailings					
<u>Parameter</u>	<u>Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)</u>				
pH	6	7 ¹	8	9	10
Acidity	63	13	3	0.5	0.1
Alkalinity	13	79	501	3200	20000
Sulphate	1600	1600	1600	1600	1600
Copper	6.3	4	0.2	0.0005	0
Iron	130	5	0.2	0.008	0.0003
Nickel	4	2	0.05	0.0001	0
Zinc	16	10	0.6	0.01	0.0002
¹ This prediction is the one that best reflects input values for the Matawinie Graphite Project, but the others are possible with pH adjustment.					

4.7 Minewall Simulations of the Permanent, Final Pit Lake at the End of Mining (Series 600)

As Figures 4-3 to 4-8 show, the later years of mining will take place in the northeast portion of the pit area. At the end of mining, a permanent, final pit lake will form at the northeast end (Figures 4-8 and 4-17). The remainder of the pit area will contain layered backfill of waste rock, NAG tailings, and PAG tailings with a final stable layer of NAG tailings over all backfill. This backfill was simulated and its porewater predicted in Section 4.6.

The initial Phase 1-2 pit was simulated with the option of no backfill which led to slow acidification of that pit water (Section 4.3). However, backfill is planned for the initial pit area and later phases of mining which will reduce or eliminate the slow acidification (Sections 4.3 to 4.6).

This final pit lake is not the same as the Phase 1-2 pit for several reasons. For example, the lateral area of the final pit will be much larger and thus receive proportionally more diluting precipitation. Also, this final pit lake will have a sloping “wall” on the southwest side that is not rock but is made of NAG tailings covering backfill (Figure 4-17).

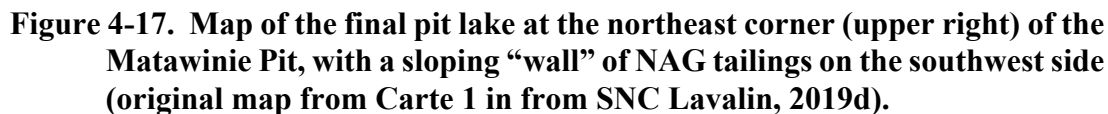
This subsection simulates this final pit lake using Minewall. All data used in the earlier simulations (Section 4.2) are used here, except as explained next. There were 22 simulations conducted. This high number, as with preceding simulations (Section 4.3 to 4.6), is used to evaluate the sensitivity of the results to changes in various input parameters.

The maximum lateral area of this final pit lake will be approximately 2.5 times larger than the lateral area of the Phase 1 and 2 pits (Figure 4-17 vs. Figures 4-7 and 4-8). As a result, the final pit lake will receive proportionally more diluting precipitation than the previous simulations.

Additionally, the size of this final pit lake is shaped more like an elongated box (Figure 4-17) rather than a conical “ice cream cone” like Phase 1 (Figure 4-17 vs. Figure 4-1). As a result, during operation with active dewatering, groundwater inflow into the base of the final pit bottom would be approximately 100 times greater. This is based on the same hydraulic conductivity for rock as the Phase 1 pit (Section 4.2.2). This hydraulic conductivity is also applied to the NAG tailings “wall” on the southwest side, because it is expected to have a similar hydraulic conductivity within a factor of two as the fractured rock (SNC Lavalin, 2019e). The effects on pit-lake chemistry of these resulting inflow rates are examined in this section as a sensitivity study.

In these simulations of the final pit lake, groundwater inflow through the rock walls decreases to zero as the water elevation rises to 500 m (Figure 4-8), similar to the previous simulations. However, the backfill and its final NAG tailings cover will rise higher than the pit rim (Figures 4-8 and 4-17). Therefore, the hydraulic gradient through the backfill does not decrease to zero at elevation 500 m, but is estimated to decrease to approximately 30% of the original gradient of 1.0 based on elevation differences.

The elevation of the upper pit rim is approximately 550 m elevation, except for a small “notch” in the northwest corner at approximately 510 m elevation. This marks the top of the rock walls. However, the pit backfill covered by NAG tailings rises even higher.



The height of the backfill with its NAG tailings cover rises to approximately 570 m. Thus, the only reactive pit “wall” above 550 m to 570 m elevation is NAG tailings. These NAG tailings (1) encapsulate and cover the backfill that also includes waste rock at these elevations, (2) limits entry of oxygen and water into the backfill, and (3) substantially reduces reaction rates within the backfill (see Appendix D of the main report). This outer NAG tailings layer and cover is continuously and permanently exposed to air above the final pit-lake level and above the internal water table, and continues to react at fully-oxygenated rates (Table 4-1) on average to a depth of about 1 m.

In previous simulations of the Phase 1 and 2 pits (Section 4.6), the presence of very-fine-grained NAG tailings or PAG tailings dominated the reactive surface areas and thus the aqueous chemistry of the porewater within the backfill. This final pit lake is notably different, because (1) it will not contain any backfill and (2) the only tailings in contact with the final pit lake will be the NAG tailings slope on the southwest side of the lake (Figure 4-17).

As a result, the total reactive surface area of the reactive NAG tailings is only about 100 times greater than that of the fractured rock walls for the final pit lake, compared with typically more than 100,000 times greater in previous simulations (Sections 4.4 to 4.6). This means that those previous simulations do not apply reliably to this final pit lake.

Simulations 601 (equilibrium) and 602 (mass balance) reflect the expected combination of parameters for the final pit lake, with initial pH (Mine Year 25) around 7.4 and with later pH (Mine Year 225) around 7.2 (Table 4-9 and Figure 4-18). Dissolved metal concentrations increase about a factor of two to four over the two centuries of simulated time.

As a sensitivity analysis, the reduction of reaction rates to 0.1 times the fully-oxygenated rates has only a minor effect on the predicted pH and concentrations of metals (Simulations 603 and 604, Table 4-9), but more of an effect on alkalinity, acidity, and sulphate. Further reductions in the rates for the NAG tailings wall down to 0.001 times the fully-oxygenated rate does not substantially change metal concentrations, but leads to a lower pH around 6.6 by Mine Year 225 (Simulations 603 to 610).

As shown in Table 4-8 above, simulations involving significant amounts of tailings can often be simplified to equilibrium concentrations (from Appendix A of the main report) at pH 7, 8, 9, and 10. Simulations 601 and 602 used pH 7 for backfill porewater flowing into the final pit lake. Simulations 611 to 616 use equilibrium concentrations at pH up to 10. This shows the effects of increasing pH caused by the higher-than-expected neutralization by NAG tailings or by the option of adding lime. As porewater pH rises to 10, the predictions produce higher pH and alkalinity in the final pit lake, up to pH 8.0, with notably decreasing metal concentrations (Table 4-9).

Inflow rates from the rock walls and the NAG tailings wall were varied from the base case (Simulation 601 and 602) in Simulations 621 to 626 (Table 4-9). This was done as a sensitivity analysis on inflow rates, hydraulic conductivities, and hydraulic gradients.

Table 4-9. Matawinie Graphite Project - Minewall simulations of the final pit lake on the northeast end of the pit area								
Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO ₄	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Inflowing Groundwater through Rock Walls with Decreasing Inflow Rate until Stable Saturated Pit-Lake Level Attained								
	8.4	0.1	50	25	0.001	0.1	0.005	0.01
Simulations 601 and 602 - Final Pit Lake - fully-oxygenated rate for rock walls and NAG tailings wall at pH 7, groundwater inflow from rock walls and NAG tailings wall								
25	7.35	7.17	151	1600	0.52	1.63	0.26	1.26
225	7.22	8.81	120	1600	1.97	2.45	0.98	4.73
Simulations 603 and 604 - Same as 601 and 602 but with 0.1 times the rates for rock walls and NAG tailings wall								
25	7.41	2.97	76	250	0.5	0.74	0.25	1.24
225	7.17	14.7	164	904	1.86	2.55	0.93	4.63
Simulations 605 and 606 - Same as 601 and 602 but with 0.1 times the rate for NAG tailings wall only								
25	7.32	7.47	144	253	0.5	0.75	0.25	1.24
225	6.86	15.7	61.7	978	1.87	2.6	0.95	4.66
Simulations 607 and 608 - Same as 601 and 602 but with 0.01 times the rate for NAG tailings wall only								
25	7.31	3.14	57.5	225	0.49	0.71	0.25	1.24
225	6.59	37.8	57.8	840	1.85	2.41	0.94	4.65
Simulations 609 and 610 - Same as 601 and 602 but with 0.001 times the rate for NAG tailings wall only								
25	7.31	3.04	55.3	222	0.49	0.7	0.25	1.24
225	6.65	37.3	47	827	1.85	2.39	0.94	4.65
Simulations 611 and 612 - Same as 601 and 602 but with inflow from NAG tailings wall at pH 8								
25	7.42	6.39	172	1600	0.05	1.29	0.019	0.1
225	7.28	8.04	133	1600	0.21	2.04	0.079	0.39
Simulations 613 and 614 - Same as 601 and 602 but with inflow from NAG tailings wall at pH 9								
25	7.62	4.64	249	1600	0.025	0.68	0.013	0.027
225	7.46	5.97	186	1600	0.12	1.13	0.056	0.012
Simulations 615 and 616 - Same as 601 and 602 but with inflow from NAG tailings wall at pH 10								
25	8.02	2.42	523	1600	0.013	0.19	0.013	0.026
225	7.86	3.17	385	1600	0.044	0.32	0.056	0.11

Mine Year ^{1,2}	pH	Acidity	Alkalinity	SO4	mg/L			
					Cu	Fe	Ni	Zn
Simulations 621 and 622 - Same as 601 and 602 but with 10 times groundwater inflow from rock walls and NAG tailings wall ³								
25	7.41	6.51	169	1600	1.07	1.34	0.26	1.3
225	7.14	10	103	1600	3.73	3.19	1.85	9.23
Simulations 623 and 624 - Same as 601 and 602 but with 0.1 times groundwater inflow from rock walls and NAG tailings wall ³								
25	7.33	7.35	147	1600	0.5	1.71	0.23	0.97
225	7.24	8.5	125	1600	0.66	2.28	0.31	1.06
Simulations 625 and 626 - Same as 601 and 602 but with NO groundwater inflow from NAG tailings wall ³								
25	7.37	6.89	158	1600	0.029	1.5	0.014	0.03
225	7.24	8.5	124	1600	0.2	2.29	0.09	0.18
¹ Mining starts at Mine Year 0; simulations start at Mine Year 25, five years after the surrounding pit walls were exposed and began oxidizing; pit dewatering ends and pit filling begins at Mine Year 26; and simulations end at Mine Year 225.								
² All scenarios were run as two simulations: mass balance and equilibrium; simulations are based on fully aerated and flushed conditions until/unless submerged, except 603-610 that assume restricted oxygen entry.								
³ In most simulations in this table, the pit is filled to a stable elevation of 500 m by Mine Year 51. However, the faster inflows in Simulations 621 and 622 reach elevation 500 m by Mine Year 29 (four years after closure). Water levels in Simulations 625 and 626 reach 500m at Mine Year 59 compared with Mine Year 51, and thus the inflow from the backfill assists in submerging much of the acidic walls faster. On the other hand, the lack of inflow from the NAG wall lowers the aqueous concentrations of metals like copper, nickel, and zinc (compare Figures 4-18 and 4-19).								

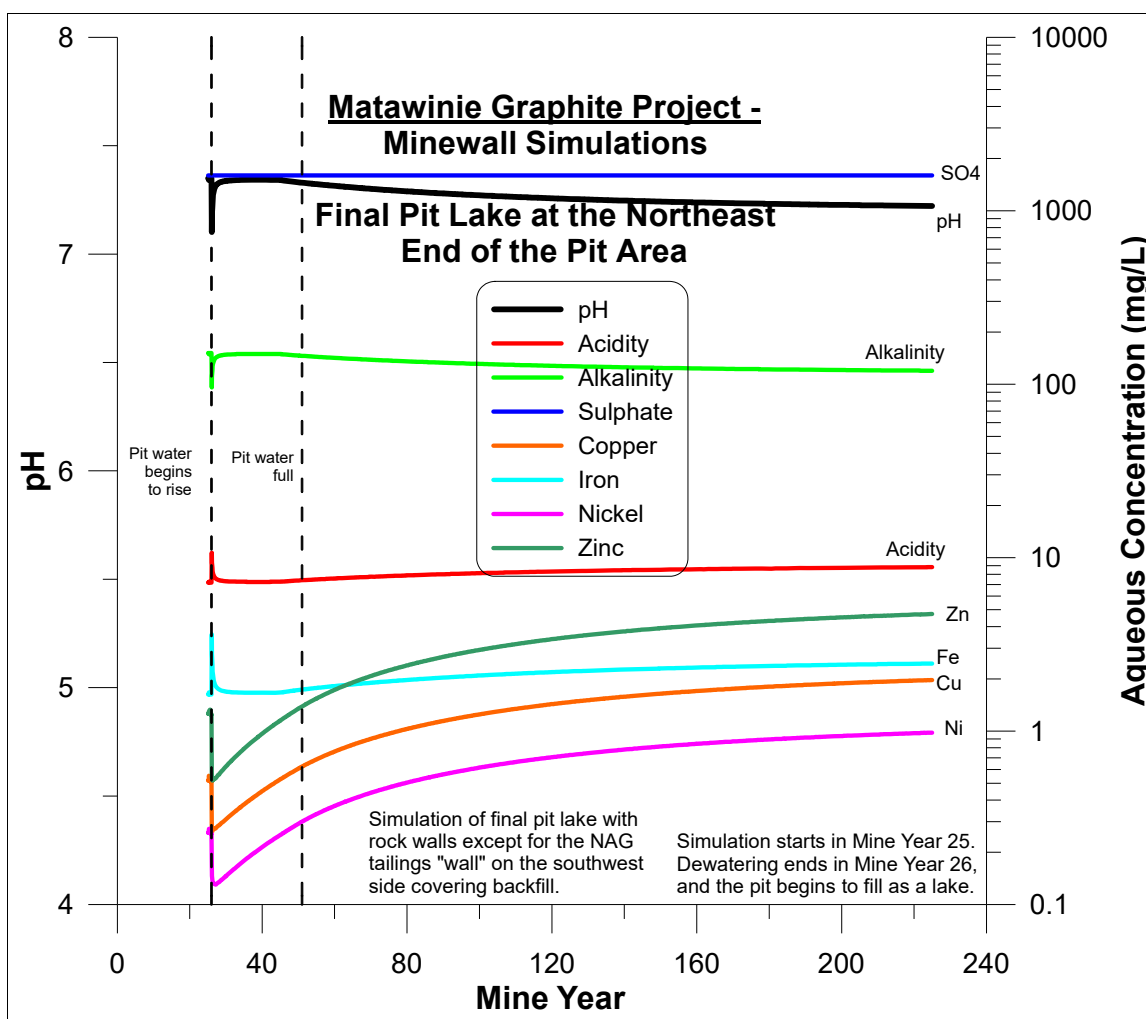


Figure 4-18. Transient predictions of pit-water chemistry for the final pit lake in the Matawinie Pit including inflow from the backfill through the southwest NAG tailings "wall" (Simulations 601-602).

For most simulations in Table 4-9, the final pit lake reaches a stable elevation of 500 m by Mine Year 51. This is also the time when the rock walls become acidic and begin releasing ARD. As a result, all rock walls that will be submerged and rendered inert are submerged by the time ARD begins. The faster inflows in Simulations 621 and 622 reach elevation 500 m by Mine Year 29 (four years after closure), so again the submergible rock walls are underwater before ARD begins. However, the accelerated inflow from the NAG wall also carries elevated concentrations of some metals. That is why some predicted pH-neutral metal concentrations in the final pit lake are up to twice as high when inflow through the NAG wall is higher.

Water levels in Simulations 625 and 626 reach 500 m at Mine Year 59 compared with Mine Year 51 in most simulations (Table 4-9 and Figure 4-19). As a result, there is a small additional amount of rock wall (~5%) that releases ARD between Mine Year 50 and 59 until submerged, but not enough to significantly affect the predicted pH, alkalinity, acidity, and sulphate. On the other hand, predicted concentrations of copper, nickel, and zinc in the final pit lake are less than the base case without the higher metal levels from the inflow through the NAG tailings wall. This is the opposite of what might be expected, but simply reflects the reactivity of the fine-grained NAG tailings.

The Minewall simulations of the Phase 1-2 pit with backfill (Table 4-7) containing at least some tailings could be summarized by pH (Table 4-8). Similarly, the Minewall results for the final pit lake (Table 4-9) can also be summarized based on the pH of the backfill porewater flowing into the final pit lake (Table 4-10). Adjustment of pH such as with lime would lead to higher pH and lower metal concentrations.

Table 4-10. Matawinie Graphite Project - Source-term predictions of pH-dependent aqueous equilibrium chemistry for the Final Pit Lake based on pH of the porewater flowing from the backfill into the pit lake.				
Parameter	Predicted Dissolved Aqueous Concentration (mg/L, except pH)			
Backfill Porewater Flowing through the NAG Tailings “Wall” into the Final Pit Lake at This pH ...				
pH	7 ¹	8	9	10
... Creates This Chemistry in the Final Pit Lake by Mine Year 225				
pH	7.2	7.3	7.5	7.9
Acidity	8.8	8	6	3.2
Alkalinity	120	130	190	390
Sulphate	1600	1600	1600	1600
Copper	2	0.21	0.12	0.044
Iron	2.5	2	1.1	0.32
Nickel	1	0.079	0.056	0.056
Zinc	4.7	0.39	0.012	0.11
¹ This prediction is the one that best reflects input values for the Matawinie Graphite Project, but the others are possible with pH adjustment.				

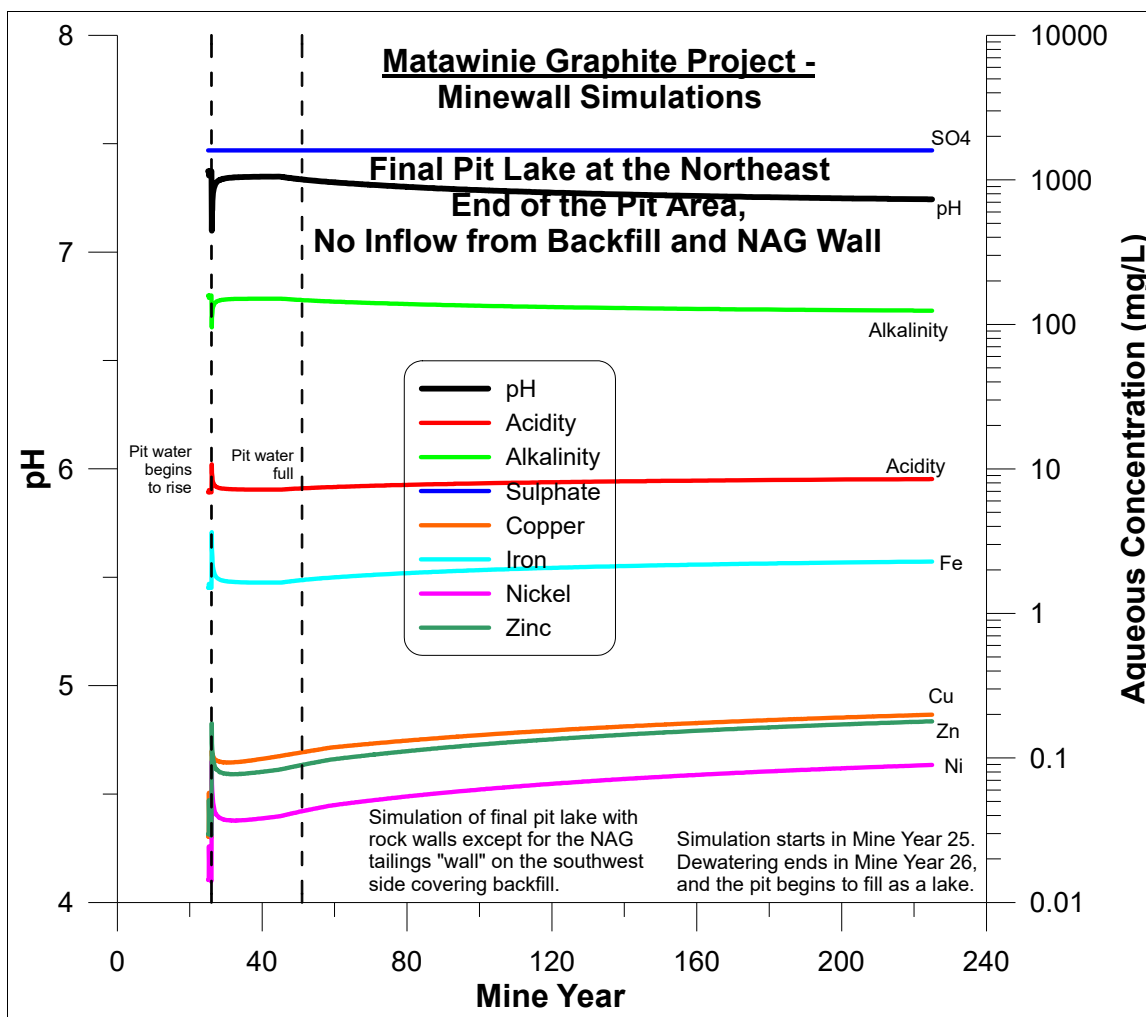


Figure 4-19. Transient predictions of pit-water chemistry for the final pit lake in the Matawinie Pit not including inflow from the backfill through the southwest NAG tailings "wall" (Simulations 625-626).

5. REFERENCES

- Andrade, C., and K. Mountjoy. 2015. Minewall Stations and Mass Loadings at an Epithermal High Sulfidation Deposit - What, No Scaling? IN: 10th International Conference on Acid Rock Drainage and IMWA Annual Conference, Santiago, Chile, April 20 - 24, 2015.
- Finch, J.W., and R.L. Hall. 2001. Estimation of Open Water Evaporation: A Review of Methods. United Kingdom Environment Agency R&D Technical Report W6-043/TR. ISBN 1 85705 604 3. Accessed at: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290578/sw6-043-tr-e-e.pdf
- MDAG (Minesite Drainage Assessment Group). 2019. The International Kinetic Database, Version 21 (with 644 cells from 82 sites, 37 Minewall stations from 7 sites, and 93 columns from 14 sites). Accessed at: <http://www.mdag.com/ikd.html>
- MEND. 1995. MINEWALL 2.0. Series of four reports (Literature Review, User's Guide, Application of MINEWALL to Three Minesites, and Programmer's Notes and Source Code) plus one diskette. Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Reports 1.15.2a, 1.15.2b, and 1.15.2c.
- Morin, K.A. 1990. Acid Drainage from Mine Walls: The Main Zone Pit at Equity Silver Mines. [Minewall 1.0] Canadian MEND Report BCAMD 1.15.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2006. The MEND Minewall Technique: Overview and Details. IN: Proceedings of the 13th Annual British Columbia MEND ML/ARD Workshop, Vancouver, Canada, November 29-30, 2006.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2004. The Minewall Approach for estimating the geochemical effects of mine walls on pit lakes. Presented at Pit Lakes 2004; United States Environmental Protection Agency; Reno, Nevada; November 16-18, 2004.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2001a. Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies, Digital Edition. (Section 5.4.2 and Appendix D.) MDAG Publishing (www.mdag.com), Vancouver, British Columbia. ISBN: 0-9682039-1-4.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 2001b. Prediction of water chemistry in mine lakes: The minewall technique. *Ecological Engineering*, 17, p. 125 - 132.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 1999. Predictions of water chemistry in acid-mine lakes: the Minewall technique. *Ecology of Post-Mining Landscapes*, 15-19 March 1999, Cottbus, Germany.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 1997. Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies. (Section 5.4.2 and Appendix D.) MDAG Publishing (www.mdag.com), Vancouver, British Columbia. ISBN: 0-9682039-0-6.

- Morin, K.A., and N.M. Hutt. 1995. MINEWALL 2.0: A technique for predicting water chemistry in open-pit and underground mines. IN: Proceedings of the Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, May 28 - June 1, Volume 3, p.1007-1016.
- Morth, A.H., E.E. Smith, and K.S. Shumate. 1972. Pyrite Systems: A Mathematical Model. Contract Report for the U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R2-72-002.
- Nouveau Monde Graphite (NMG). 2018. NI 43-101 Technical Feasibility Study Report for The Matawinie Graphite Project. Issue Date December 10, 2018.
- SNC Lavalin. 2019a. Projet Matawinie – Étude d’impact environnemental et social. Report for Nouveau Monde Graphite, dated April 2019.
- SNC Lavalin. 2019b. Projet Matawinie – Étude d’impact environnemental et social, Réponses aux questions. Report for Nouveau Monde Graphite, dated September 2019.
- SNC Lavalin. 2019c. Investigation hydrogéologique complémentaire. Report for Nouveau Monde Graphite, dated 29 November 2019.
- SNC Lavalin. 2019d. Mise à jour du modèle hydrogéologique Feflow. Report for Nouveau Monde Graphite, dated 16 November 2019.
- SNC Lavalin. 2019e. Annexe E, Simulations numériques dans le cadre de l’ingénierie de faisabilité pour la gestion des résidus et stériles miniers. Projet Matawinie, Saint-Michel-des-Saints, Plan de réaménagement et de restauration pour le site du projet minier Matawinie. Report for Nouveau Monde Graphite, dated October 2019.
- Tecsol. 2019a. Analyse granulométrique des sols inorganiques BNQ 2501-025; Sample 1799 (NAG tailings). One-page report dated 20 November 2019.
- Tecsol. 2019b. Analyse granulométrique des sols inorganiques BNQ 2501-025; Sample 1800 (PAG tailings). One-page report dated 20 November 2019.

ANNEXE C

**Modélisation du transport de l'eau souterraine au futur
site du projet Matawinie**

Mémoire

Projet de graphite Matawinie

À : Kevin Morin (MDAG) et Martine Paradis (NMG)

De: Yves Leblanc (Richelieu Hydrogéologie)
et Ann Lamontagne (Lamont)

Date: Janvier 2020

Objet: Modélisation du transport de l'eau souterraine au futur site du projet Matawinie

1. INTRODUCTION

La Loi sur les Mines requiert que les initiateurs de projet minier considèrent toujours le retour des stériles et des résidus miniers dans les fosses en cours d'exploitation ou au moment de la restauration du site. Or, Nouveau-Monde Graphite envisage exploiter une fosse par phases ce qui favorisera le remblaiement des sections exploitées. Cette façon de disposer des stériles et des résidus répond aux exigences des meilleures pratiques actuellement disponibles.

Afin de déterminer quels pourraient être les effets du remplissage des fosses avec des stériles et des résidus miniers sur la qualité de l'eau et sur les eaux souterraines, un modèle de transport a été préparé et les résultats ont été couplés aux données géochimiques obtenues à partir des essais de laboratoire et des modélisations numériques (annexes A et B du rapport principal). Ce modèle de transport est un outil d'aide à la décision afin de choisir quelles seraient les mesures d'atténuation à mettre en place s'il était démontré que l'enneigement des stériles et des résidus miniers qui auraient été entreposés dans la fosse pouvait avoir un impact lorsque les eaux souterraines feront résurgence dans les eaux de surface. Ce mémo technique présente le modèle hydrogéologique développé et les résultats du transport.

2. CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE

Le contexte hydrogéologique a été présenté en détail dans plusieurs rapports préparés par SNC-Lavalin (2017, 2019a et 2019b). Le contexte présenté dans cette section est donc tiré des informations de ces rapports. Nous ne présentons ici qu'un bref résumé des points saillants. Le lecteur est invité à consulter les rapports cités pour les détails.

Le site du projet Matawinie se situe dans la région physiographique du Bouclier Canadien et dans la province géologique du Grenville. Le relief est légèrement accidenté avec des collines dont l'élévation maximum est d'environ 580 à 600 m et les vallées sont de l'ordre de 400 m.

Le site du projet est drainé vers la rivière Matawin soit directement ou par l'entremise de ruisseaux intermittents et permanents. Une partie du site se draine aussi vers des milieux humides.

On observe peu de zones d'affleurement rocheux en surface. Le terrain est majoritairement recouvert d'un till discontinu composé d'un sable silteux. Au droit des forages réalisés, l'épaisseur de cette couche de till était maximale (près de 42 m) au nord-est de la zone minéralisée alors que vis-à-vis le secteur central et le secteur sud-ouest de la fosse proposée, l'épaisseur était moindre allant environ jusqu'à 5 m d'épaisseur.

Sous le mort-terrain, le roc est composé d'horizons de paragneiss et de gneiss, de gneiss à grenat, de métatextite, de quartzite et de roche calco-silicatée. La partie supérieure du roc est généralement fracturée sur quelques mètres tandis que le roc profond présente uniquement des zones de fractures plus importantes le long du gisement.

Le climat à Saint-Michel-des-Saints est de type subpolaire doux, subhumide. La majorité des précipitations tombent sous forme liquide (731,1 mm) pour un total annuel moyen de 929,6 mm (SNC-Lavalin, 2019c). Un bilan hydrique a permis d'estimer le niveau d'infiltration dans les eaux souterraines en fonction des propriétés des sols et de la pente du terrain. Cette infiltration est de l'ordre de 150 à 200 mm par année.

3. PIÉZOMÉTRIE ET QUALITÉ DE L'EAU

Plusieurs forages d'exploration ont été faits pour définir les ressources et les réserves du projet Matawinie. Également, des forages géotechniques et hydrogéologiques ont été réalisés par SNC-Lavalin dans le but de connaître les propriétés des sols et du roc en place, le niveau et la qualité initiale des eaux souterraines avant le projet. La conductivité hydraulique moyenne du socle rocheux est similaire à celle du till glaciaire et est de l'ordre de 1×10^{-7} m/s. Tous les résultats sont présentés dans les rapports de SNC-Lavalin (2017, 2019a, 2019b). Ils ne sont pas répétés dans ce document.

4. MODÉLISATION DE L'ÉCOULEMENT DES EAUX SOUTERRAINES

4.1. Modèle conceptuel et piézométrie avant-projet

La démarche réalisée a consisté de façon générale à reproduire de façon simplifiée le modèle numérique, élaboré par SNC-Lavalin dans le cadre de l'étude d'impact, puis à utiliser ce modèle afin de réaliser une simulation prédictive de transport de soluté. Le logiciel utilisé est Visual

MODFLOW, avec le code MODFLOW 2000 pour le calcul de l'écoulement, et le code MT3DMS pour le transport de soluté. Les paragraphes qui suivent décrivent le modèle numérique.

Le domaine modélisé couvre une superficie de 29,16 km², soit des dimensions de 5,4 x 5,4 km. La grille est parallèle au système de coordonnées MTM zone 8, et son origine est aux coordonnées 266 740 m Est et 5 163 300 m Nord. Le maillage est composé de 270 colonnes et 270 rangées de mailles carrées, dont l'arrête est de 20 m. Il s'agit d'un modèle 2D, donc une seule couche représentant le socle rocheux est considérée. Celle-ci possède une épaisseur de 150 m. La surface du modèle est limitée par la surface topographique tirée du relevé LiDAR du MERN¹.

Les conditions limites du modèle sont des charges constantes réparties au pourtour du modèle à une altitude correspondant à 1,5 m sous la surface topographique. Les lacs sont représentés par des conditions limites de type « Rivière », tandis que les ruisseaux sont représentés par des conditions limites de type « Drain ». Toutes deux possèdent des charges imposées égales à la surface du terrain. La base du modèle est considérée comme une barrière à flux nul et enfin, la surface du modèle est affectée par une condition limite de type de recharge uniforme de 197 mm/an et dont le surplus est retiré par une condition limite de type ETS fixée au niveau du sol de façon à empêcher les charges d'excéder celui-ci.

Le socle rocheux est représenté par une conductivité hydraulique uniforme de 1×10^{-7} m/s et par une porosité effective uniforme de 0,001. Dans le cadre de la simulation prédictive, les mailles situées à l'intérieur du périmètre de la fosse qui représentent le remblai de rejets miniers possèdent une conductivité hydraulique de $2,5 \times 10^{-5}$ m/s et une porosité effective de 0,20.

Le calibrage réalisé sur les conditions d'écoulement actuelles a été réalisé en ajustant la conductivité hydraulique et la recharge jusqu'à ce qu'il ne soit plus possible d'améliorer la représentativité du modèle sans l'ajout de conditions limites ou structures non observées. Sur 81 points de comparaison issus de forages au diamant et de puits d'observation, la moyenne des écarts est de 1,89 m, la moyenne de la valeur absolue de ces écarts est de 4,40 m, l'écart-type est de 0,67 m et enfin la racine normalisée de la somme du carré des écarts est de 5,67 %. La figure 1 illustre la piézométrie initiale obtenue suite au calibrage du modèle.

¹ <https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/>

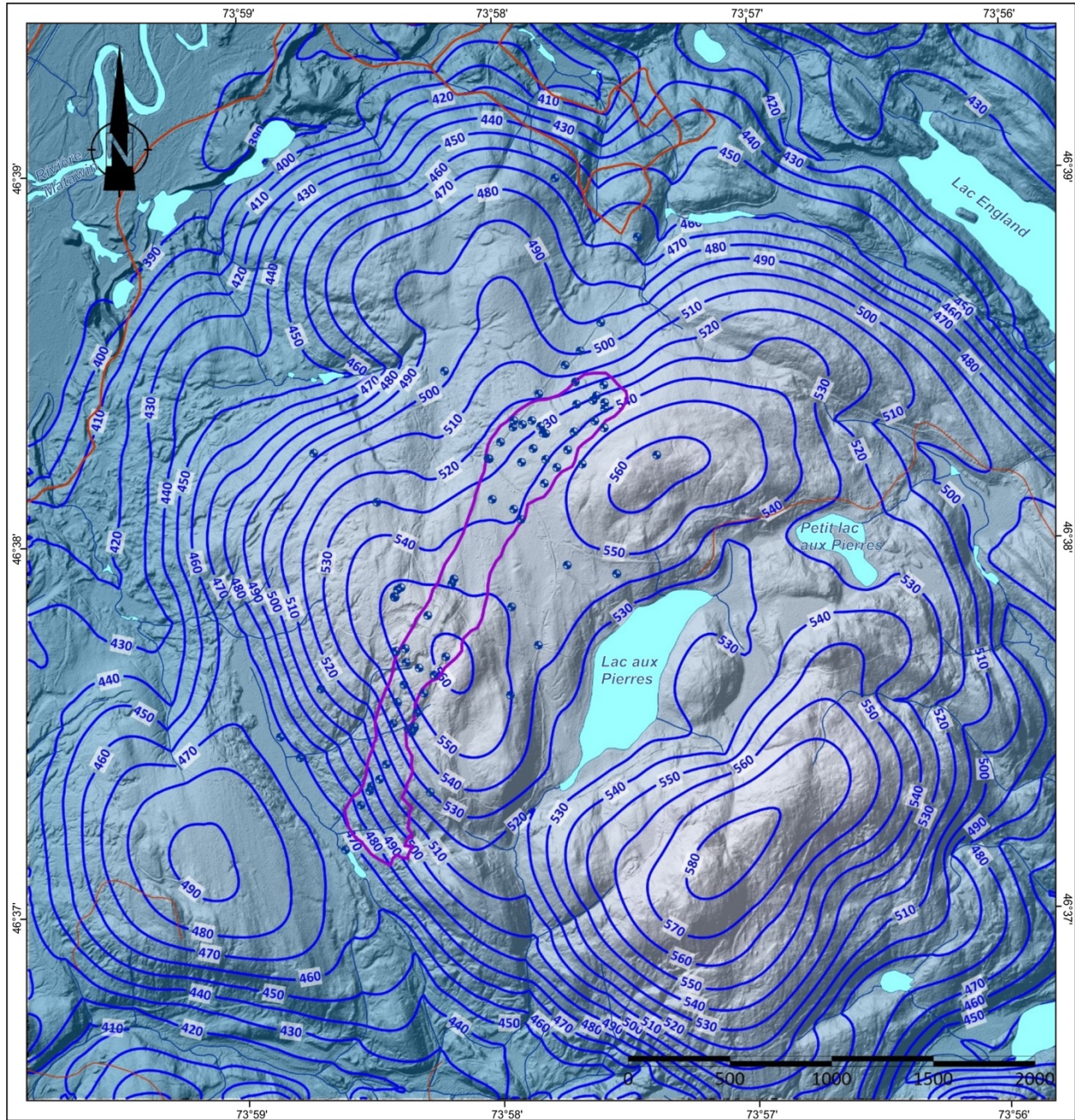


Figure 1 : Piézométrie initiale modélisée, la présence de la fosse est montrée à titre indicatif puisqu'il s'agit de la piézométrie avant le projet

4.2. Piézométrie à la fin du remplissage de la fosse

Une fois le modèle calibré, une simulation prédictive a été réalisée en modifiant la conductivité hydraulique de la fosse afin d'y représenter le remplissage partiel par des rejets miniers. La présence de la halde de stériles a aussi été considérée puisqu'elle a une influence sur le taux d'infiltration qui est pratiquement nul à cause de la présence d'un recouvrement multicouche en surface, ainsi qu'une géomembrane à la base. La piézométrie simulée à la fin de la période de remplissage est montrée à la figure 2. Il est possible d'y observer également le trajet de particules virtuelles d'eau (courbes en vert) simulé avec le module MODPATH. Ces trajets indiquent que l'écoulement souterrain au sein de la fosse, une fois celle-ci comblée, s'effectue à 99% vers le sud. En effet, seules deux particules d'eau semblent s'écouler en direction nord. En effet, on observe également une crête piézométrique à l'ouest de la fosse ce qui indique qu'il est peu probable qu'il y ait un écoulement souterrain entre la fosse et l'ouest (vers la rivière Matawin) à la fin de la période de remplissage.

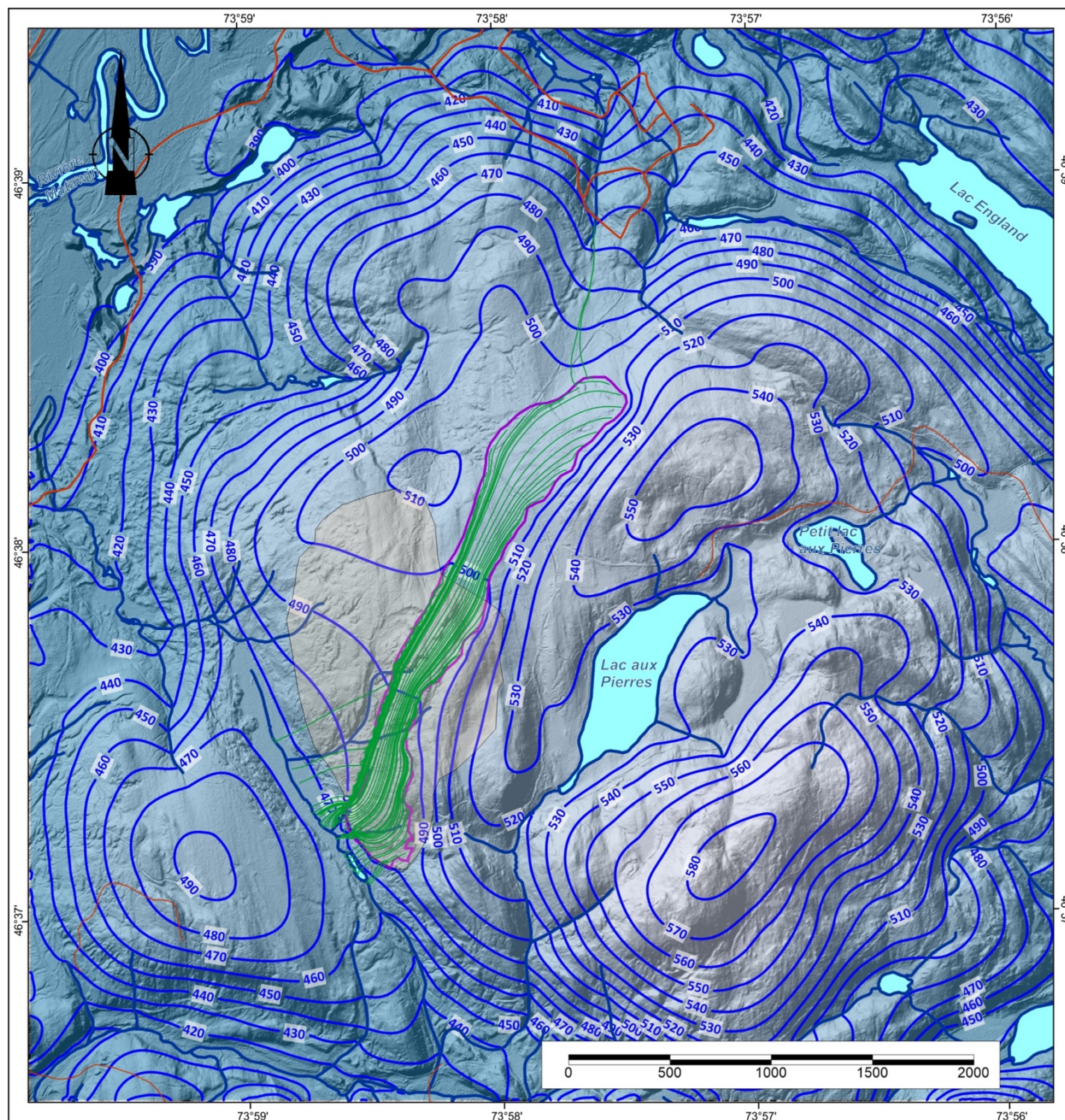


Figure 2 : Résultat de la simulation prédictive à la fin de la remontée du niveau de l'eau (la présence de la halde est considérée)

4.3. Transport de soluté

Une fois la piézométrie simulée, une condition limite à concentration constante de 100 a été attribuée à la zone de la fosse. Pour fins de simulation du transport des solutés, aucun facteur de retard n'a été attribué, ni aucune réaction. Seuls les phénomènes d'advection, de dilution et de

dispersion hydrodynamique contrôlent le transport de soluté. La simulation, réalisée sur une période de 100 ans, a permis d'établir la forme stabilisée du panache théorique de soluté issu de la fosse, ainsi que les concentrations aux exutoires naturels de l'aquifère. La figure 3 présente une carte montrant la distribution des concentrations.

En ce qui concerne les concentrations des solutés, il est possible de constater que le soluté se disperse principalement en direction nord et en direction sud (figure 3). Du côté nord, la concentration en soluté s'atténue par un facteur de 10 000 lorsqu'elle fait résurgence en surface en raison principalement de la dilution causée par l'infiltration des précipitations. Du côté sud, cette dilution est beaucoup plus faible en raison de la proximité de la zone d'émergence des eaux souterraines. Ainsi, la concentration de l'eau souterraine faisant résurgence dans l'affluent du ruisseau à l'Eau Morte varierait, sur une concentration initiale de 100, de 1,25 à 87. Selon le module Zone Budget, ce sous-bassin versant drainerait les eaux souterraines à un débit moyen de l'ordre de 1 160 m³/jour, tandis que le flux de masse de soluté y faisant résurgence serait de l'ordre de 120 kg/jour.

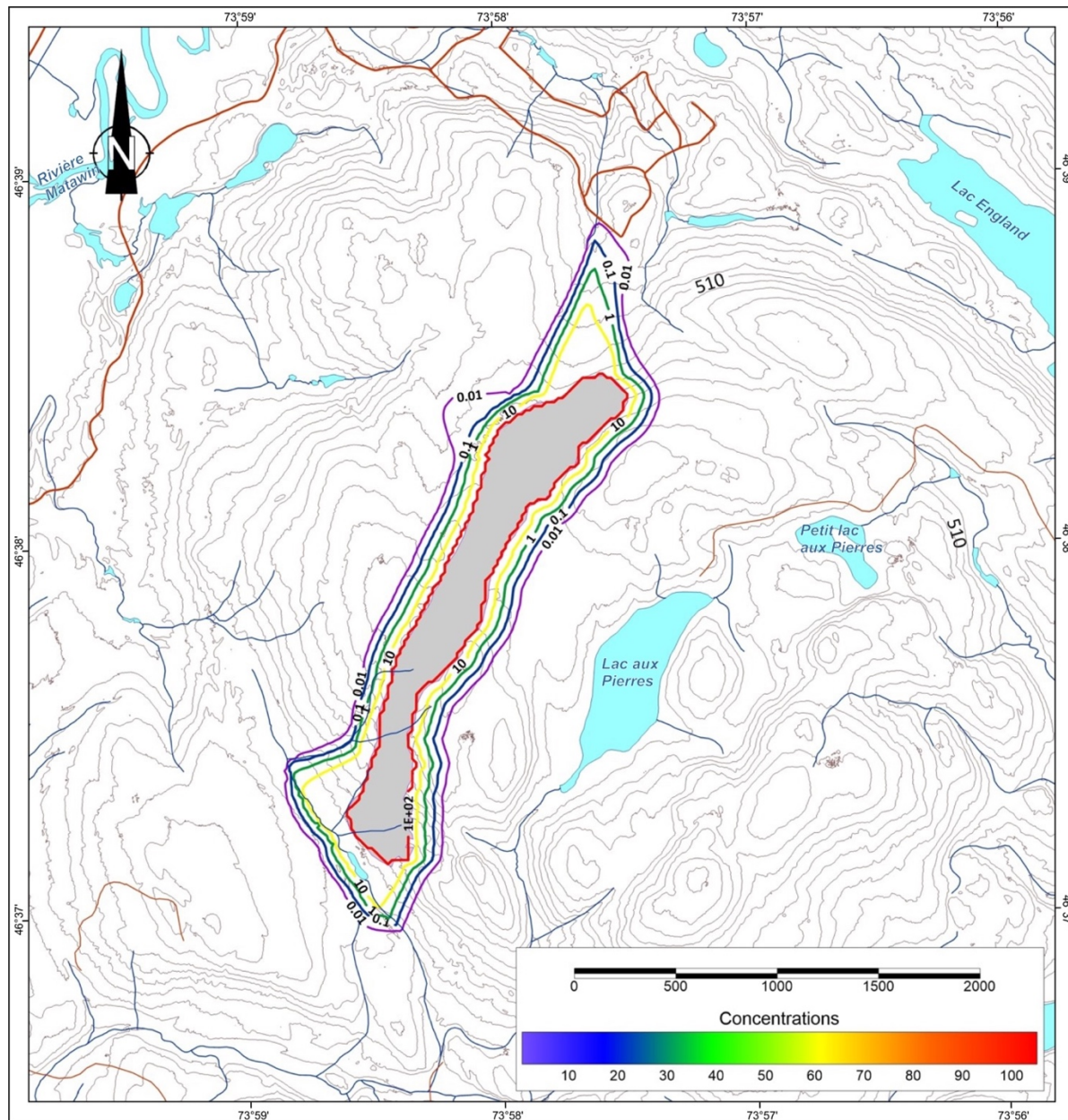


Figure 3 : Concentrations des solutés

4.4. Simulations verticales en 2D

Lorsque le niveau de l'eau dans la fosse aura atteint son niveau maximal, elle n'agira plus en piège hydraulique et les eaux commenceront à circuler vers les eaux souterraines. Un total de 18 simulations verticales 2D ont été faites afin de vérifier l'impact de certaines hypothèses dans le modèle dont la recharge, le gradient hydraulique et la distance entre la fosse et le récepteur. Les résultats obtenus démontrent que :

- Toute autre paramètre étant constant, l'augmentation de la distance favorise la dilution;
- Tout autre paramètre étant constant, l'augmentation du gradient hydraulique nuit à la dilution;
- Toute autre paramètre étant constant, l'augmentation de la recharge favorise la dilution.

Deux autres simulations réalisées en coupe ont permis de comprendre 1) que si une zone de recharge est présente entre la fosse et l'exutoire, alors il n'y a pas d'écoulement en profondeur qui permettrait à un soluté de circuler sous cette zone et, 2) que le panache de soluté se fait intercepter à 98% par le premier cours d'eau rencontré sur son parcours.

Le tableau 1 montre les résultats de cette étude de sensibilité. La simulation présentée à la figure 3 est le cas le plus près de la réalité et est celui qui permet d'avoir une meilleure idée des niveaux de dilution qui seront observés dans le milieu à la fin de la période de remplissage.

Tableau 1 : Étude de sensibilité pour des simulations verticales en 2D

Distance du récepteur	Recharge (mm/an)	Gradient	Concentration relative du soluté dans le récepteur ¹
100 m	10	0,05	0,86
	10	0,1	0,93
	100	0,1	0,40
	200	0,1	0,21
500 m	10	0,05	0,689
	10	0,1	0,87
	100	0,1	,028
	200	0,1	0,05
1000 m	10	0,05	0,71
	10	0,1	0,85
	100	0,1	0,86
	200	0,1	0,0004
2000 m	10	0,025	0,26
	10	0,05	0,47
	100	0,05	0,00

¹ En considérant une concentration de 1 à la source.

4.5. Apport d'eau pendant le remplissage de la fosse (finale)

Une seconde simulation a été effectuée afin de représenter le flux d'eau qui pourrait s'écouler à partir de la portion remblayée de la fosse jusqu'à la partie encore asséchée au moment où l'ennoiement de la fosse débutera. En effet, ce sera au début de la phase d'ennoiement que l'apport d'eau à partir de la zone remblayée devrait être le plus important.

Pour ce faire, la conductivité hydraulique de la partie sud de la fosse a été simulée avec une conductivité hydraulique de $2,5 \times 10^{-5}$ m/s et un taux de recharge de 642 mm/an (SNC Lavalin, 2019b). La partie nord de la fosse a été simulée avec une condition limite de type « Drain ». Une recharge unitaire correspondant à la précipitation moyenne annuelle de 949 mm/an (SNC Lavalin, 2019c) a été attribuée à cette zone. Chacune de ces zones a été affectée d'une zone distincte dans le module « Zone Budget » de façon à comptabiliser les échanges d'eau entre les diverses zones.

La carte piézométrique résultant de cette simulation est présentée à la figure 4, tandis que le bilan de masse calculé par le module « Zone Budget » pour la partie de la fosse à son premier stade d'ennoiement est le suivant :

- Apport direct des précipitations : 834 m³/jour
- Apport de l'aquifère rocheux environnant : 619 m³/jour
- Apport de la portion remblayée de la fosse : 156 m³/jour

Ainsi donc, l'apport d'eau provenant des remblais mis en place dans la portion sud de la fosse serait d'environ 10 % par rapport à l'apport total d'eau au début de la période d'ennoiement. Ce faible apport est dû au fait que seule une faible proportion de la zone remblayée contribue à l'ennoiement de la fosse, comme le montrent les courbes de trajet à rebours de particules virtuelles d'eau souterraine sur la figure 4.

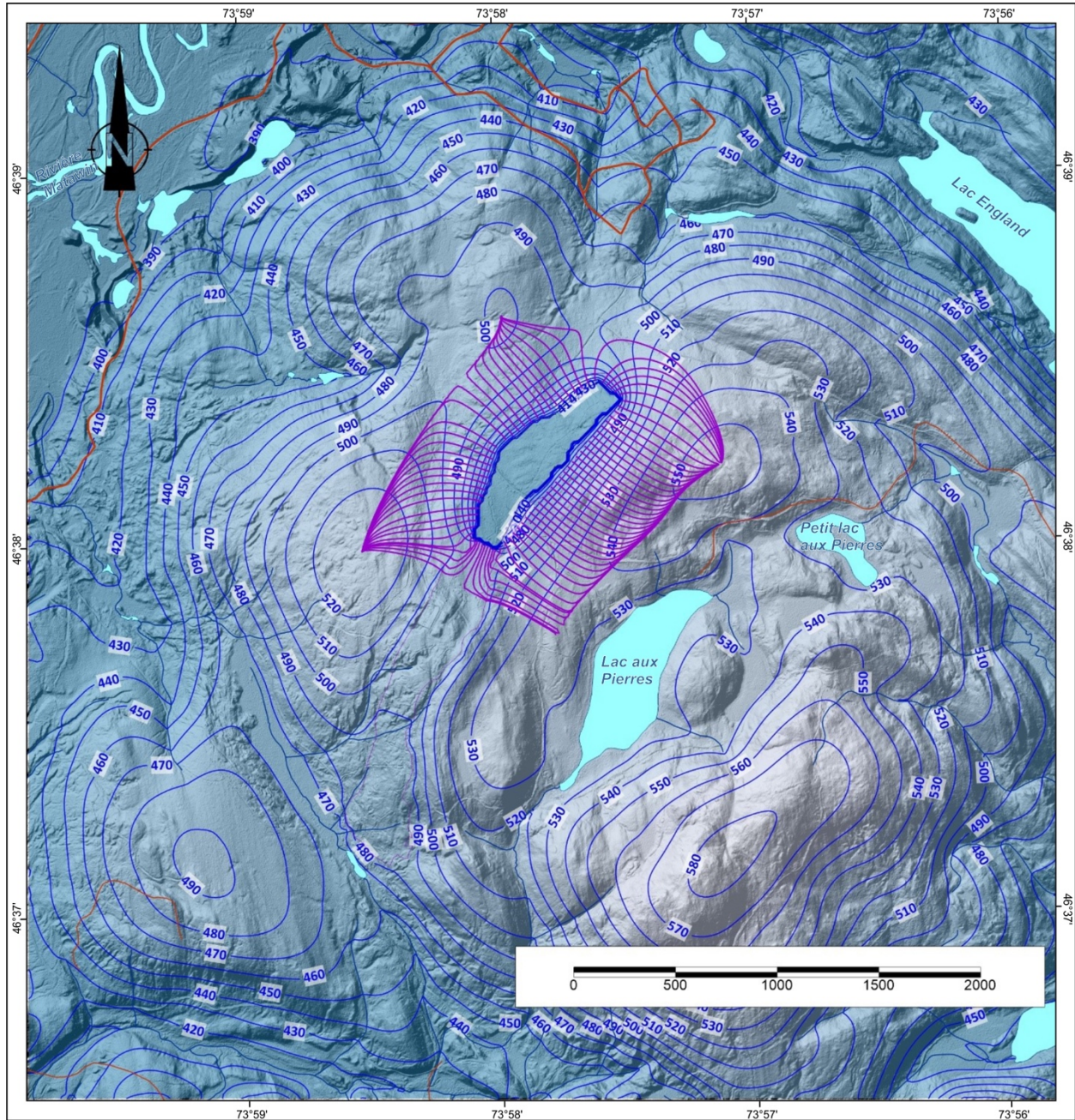


Figure 4 : Résultat de la simulation représentant le début de la période d'enneigement

5. CONCLUSION

La protection de la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface est importante et un modèle prudent de transport de soluté a permis d'estimer l'endroit le plus probable où l'eau pourrait faire résurgence en premier lorsque le niveau de l'eau dans la fosse aura atteint son niveau à l'équilibre. Nous avons réalisé de nombreuses simulations pour mieux comprendre dans quelles conditions la qualité de l'eau pourrait être affectée et ainsi être en mesure de la protéger.

Il est important de comprendre que certaines figures présentées dans ce rapport ne s'appliqueraient que plusieurs dizaines d'années après le début de l'extraction et au moins encore dix ans après la fin de des opérations. Durant les années de construction et d'opération, NMG s'assurera de poursuivre l'acquisition des données sur le terrain afin de s'assurer de la conformité et de l'exactitude des simulations présentées en avant-projet. Plusieurs options sont disponibles pour mettre en place des mesures qui vont permettre de s'assurer de ne jamais contaminer les eaux souterraines ou de surface en cours d'opération et à perpétuité, à la fin de la vie de la mine.

6. RÉFÉRENCES

- SNC Lavalin. 2017. Étude hydrogéologique préliminaire – Zone Ouest du bloc Tony Réf. 633679, daté du 29 août 2017, 207 pages.
- SNC Lavalin. 2019a. Projet Matawinie – Rapport sectoriel - Étude hydrogéologique Réf. 653897-9300-4WER-0001, daté du 19 février 2019, 466 pages.
- SNC Lavalin. 2019b. Projet Matawinie – Modélisation hydrogéologique – 654068-9300-4WER-0001, daté du 20 mars 2019, 126 pages.
- SNC Lavalin. 2019c. Projet Matawinie – Étude d'impact environnemental et social Réf. 653897 daté d'avril 2019, 905 pages et annexes.

ANNEXE D

**Comparison between the NMG Concept and an Ordinary
Approach through Modeling**

Comparison between the NMG Concept and an Ordinary Approach through Modeling

- Mid-term Update Meeting with
Nouveau Monde Graphite Inc. (NMG)

Energy, Mining and Environment Research Center

National Research Council Canada

January 20th, 2020



DISCLAIMER

- The results presented in the following slides have been determined using experimental data provided by NMG
- Where experimental data was missing, literature data was used
- In future activities, these parameters will be determined experimentally, or refined, where applicable and possible
- As such, the results as presented may change
- For transparency, the major assumptions employed for this work will be clearly stated

Focus of Study

Task 1: Develop 1-D model containing layers of NAG + PAG over waste rock

Study oxygen transport and consumption by sulphide-mineral oxidation through the central zone of the co-disposition cell.

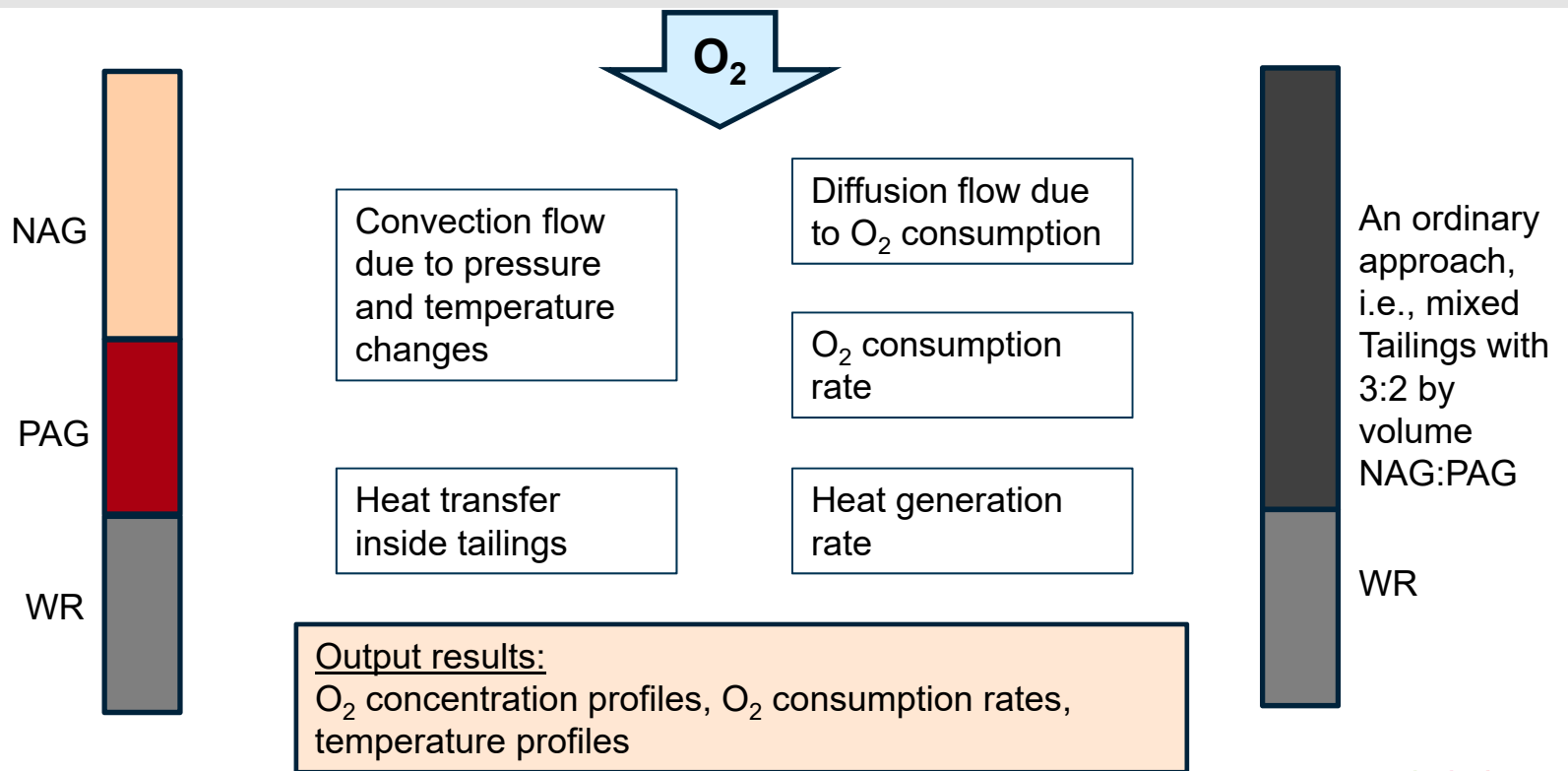
Task 2: Develop 1-D model containing layers of NAG over waste rock

Study oxygen transport and consumption by sulphide-mineral oxidation through the boundary zone of the NAG layer.

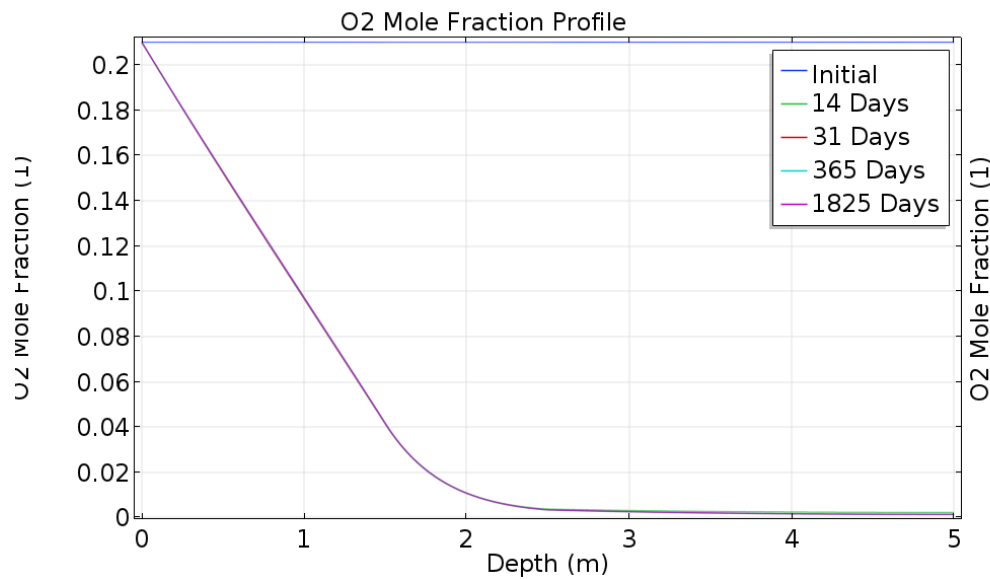
Major Assumptions on Key Input Parameters

1. The porosity of NAG and PAG tailings is estimated as 10%, assuming that dewatered tailings has 85% solid content and 15% water content by weight throughout NAG and PAG tailings
2. Effective gas diffusion coefficients are estimated by $D_e = D_b * \epsilon^{1.5}$, where ϵ is porosity and D_b is gas bulk diffusivity
3. Sulfide oxidation reaction rates are assumed to be proportional to O₂ concentration, and the oxygen consumption rate constant was extracted from the sulfate release rates obtained through humidity cell testing results by SNC-Lavalin
4. Thermal properties including specific heat capacity and thermal conductivity of the NAG, the PAG and the waste rock, not available currently, are from literature

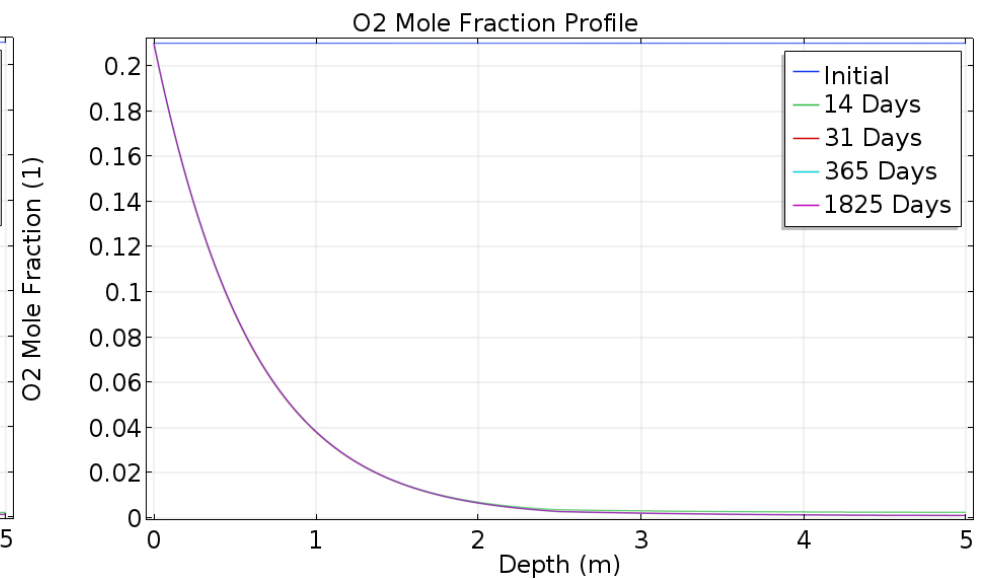
Task 1: NAG+PAG+WR Simulated Phenomena



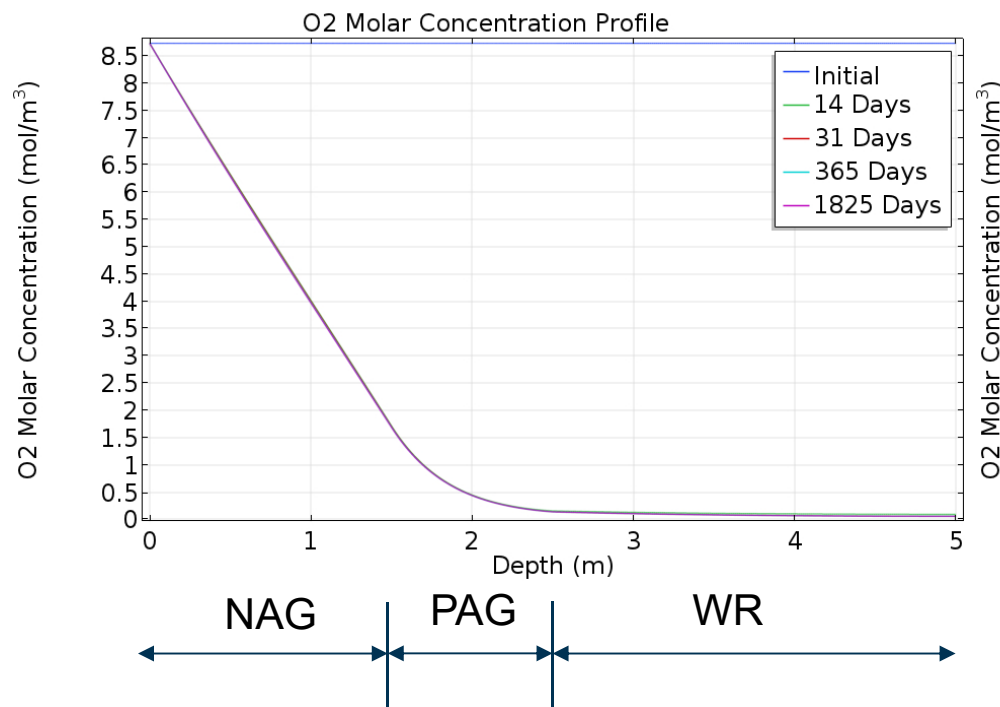
Comparison of O₂ Mole Fraction Profiles



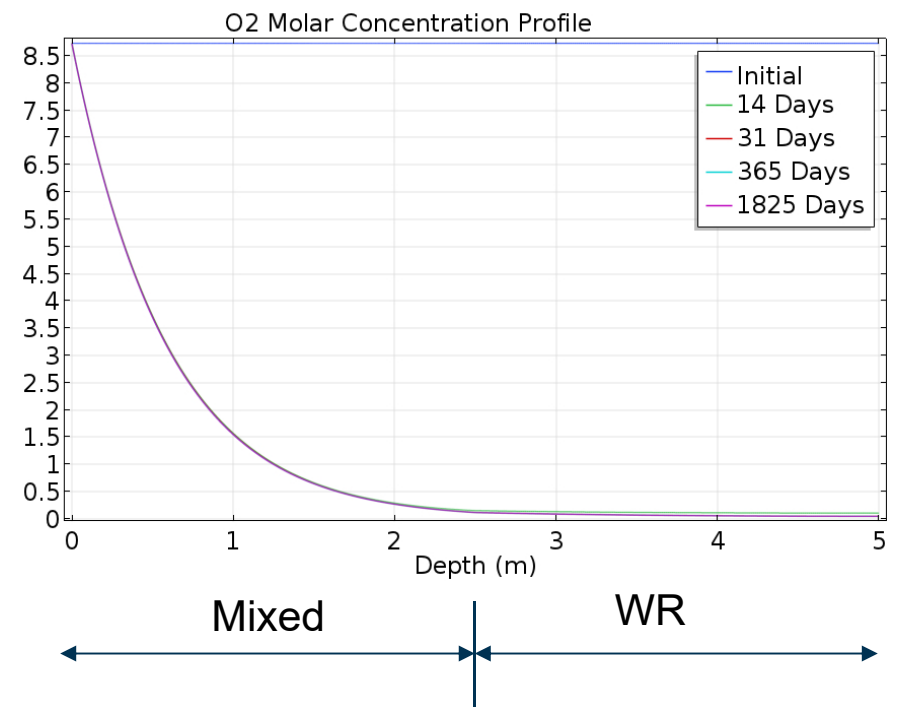
NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA



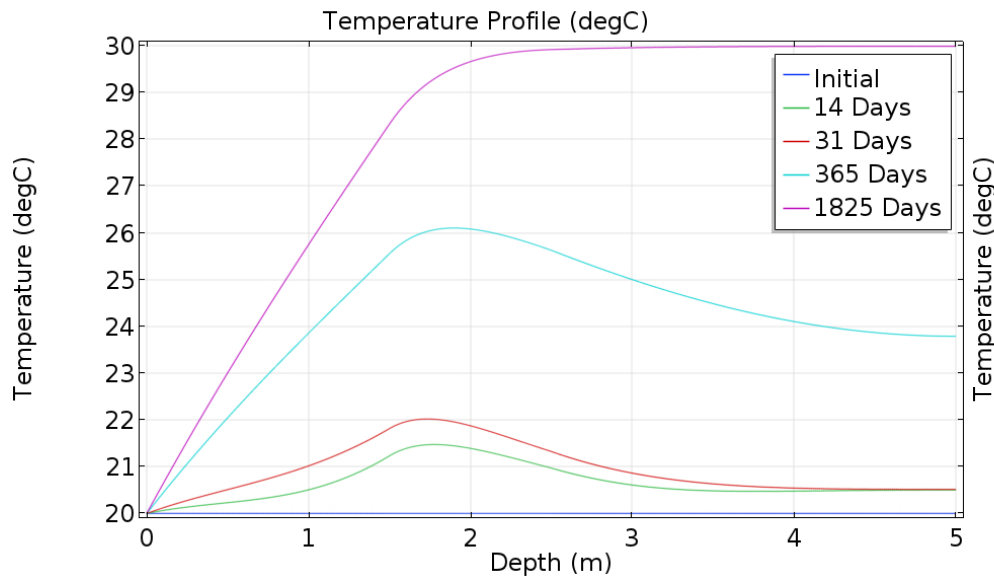
Comparison of O₂ Molar Concentration Profiles



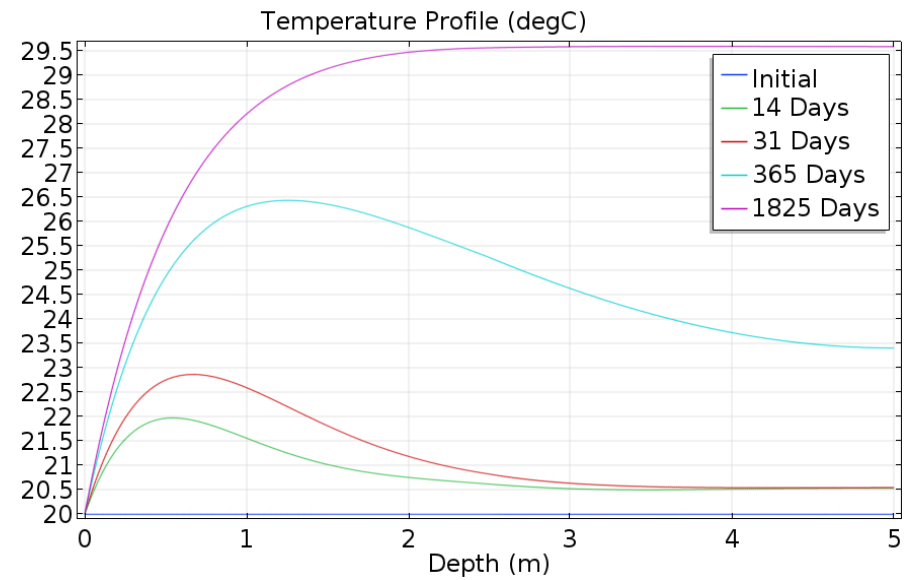
NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA



Comparison of Temperature Profiles

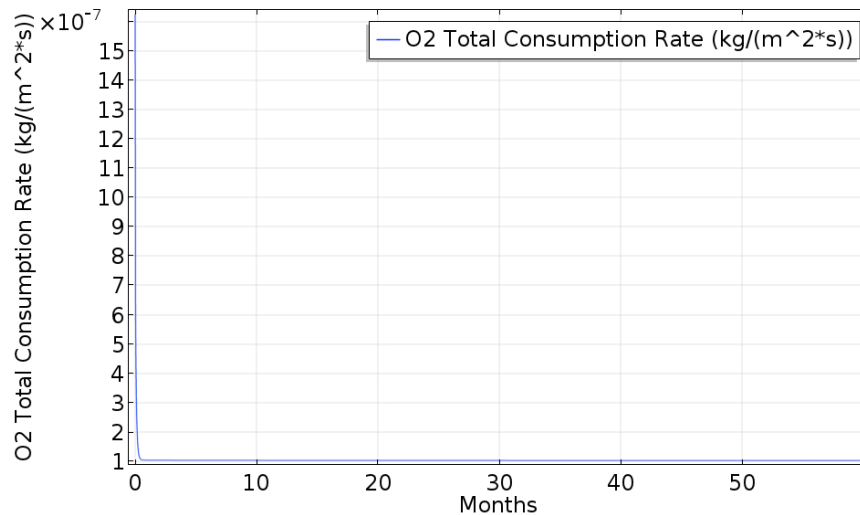


NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA

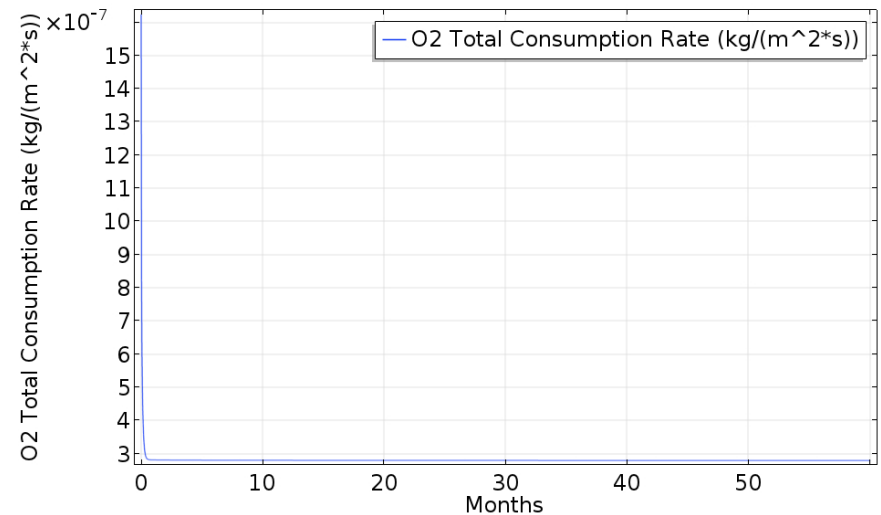


Comparison of O₂ Consumption Rates (kg/m²/s)

1.5m NAG + 1m PAG + 2.5m WR

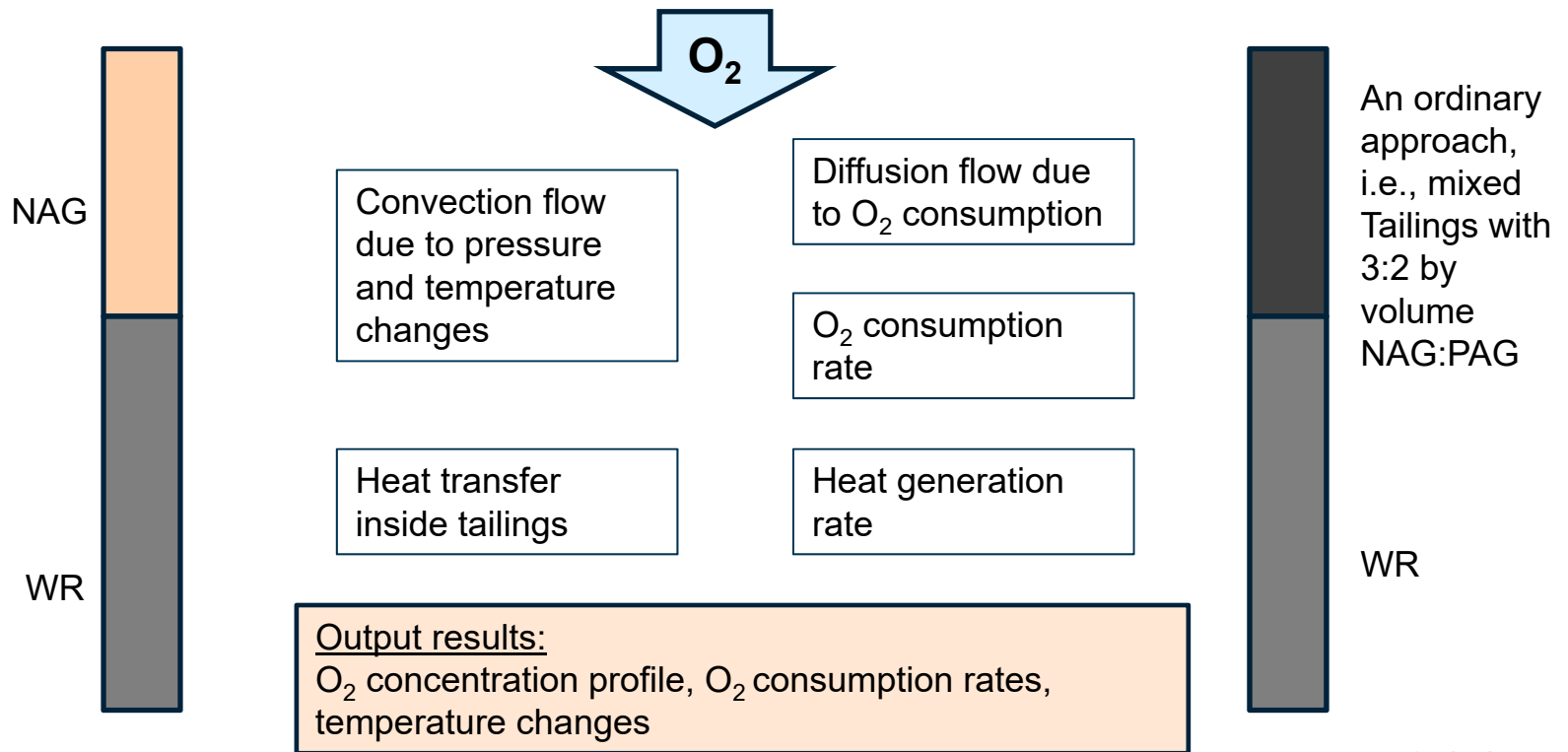


2.5m Mixed + 2.5m WR

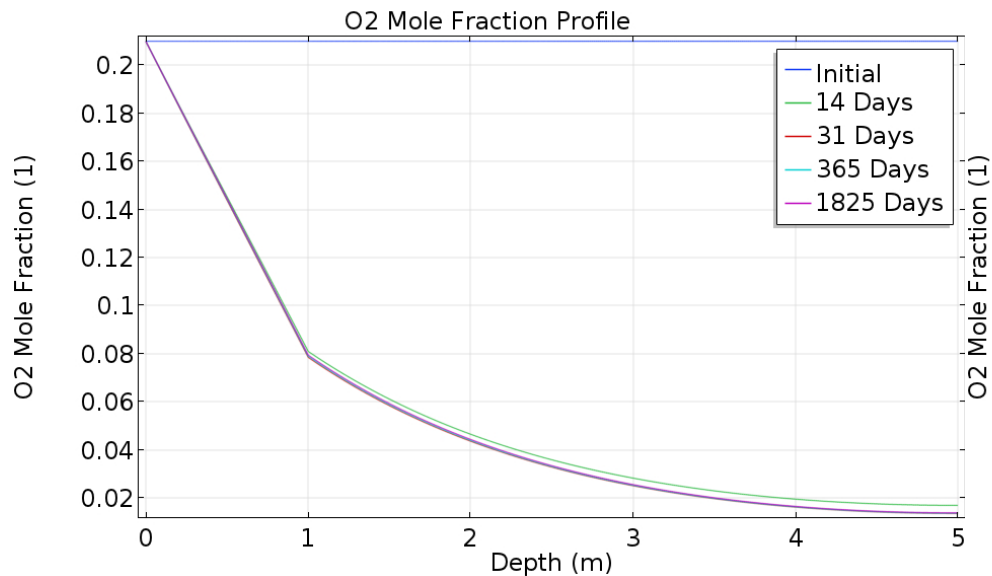


$$\frac{\text{O}_2 \text{ consumption rate in mixed tailings on the top of waste rock}}{\text{O}_2 \text{ consumption rate in NAG + PAG + waste rock}} = \frac{2.79\text{e-}7}{1.03\text{e-}7} = 2.7$$

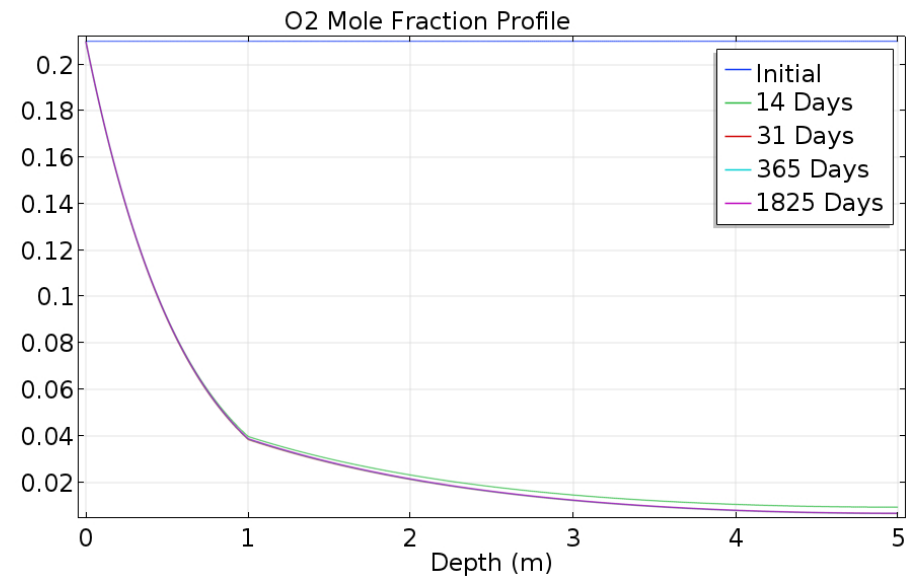
Task 2: NAG+WR Simulated Phenomena



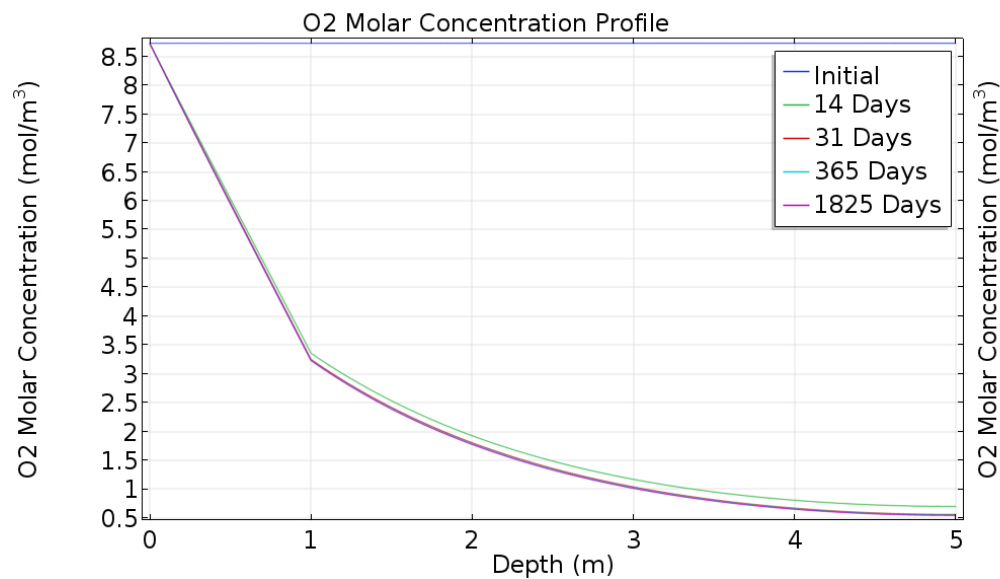
Comparison of O₂ Mole Fraction Profiles in 1m NAG on the top of 4m WR



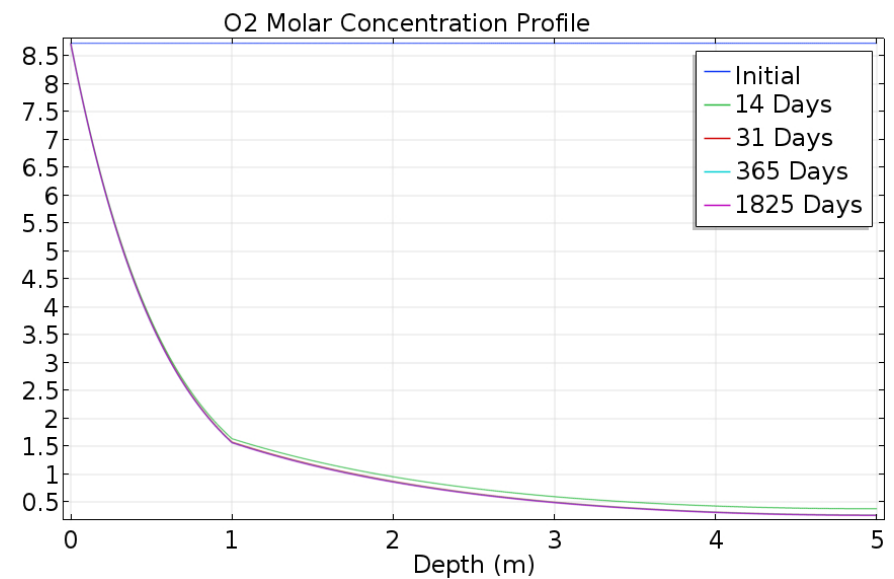
NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA



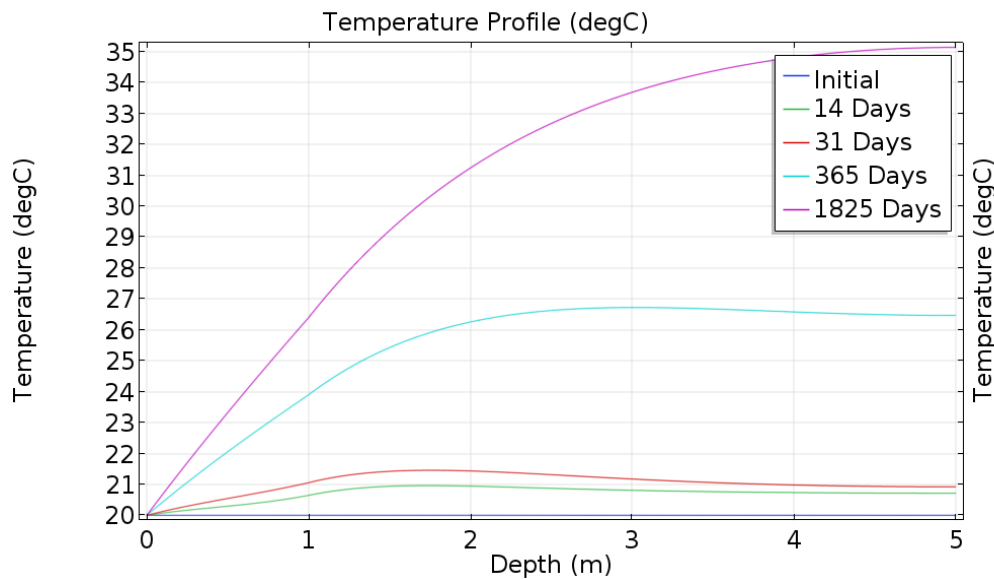
Comparison of O₂ Molar Concentration Profiles in 1m NAG on the top of 4m WR



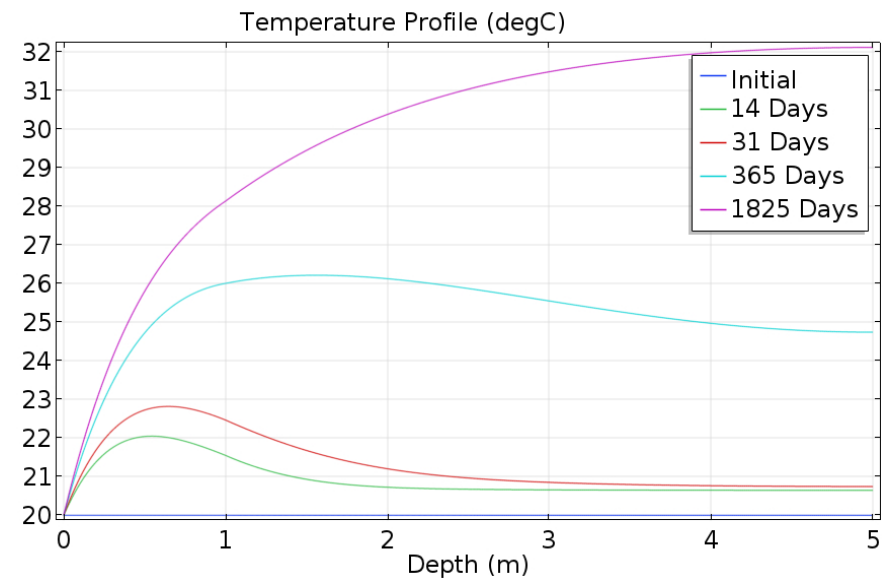
NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA



Comparison of Temperature Profiles in 1m NAG on the top of 4m WR

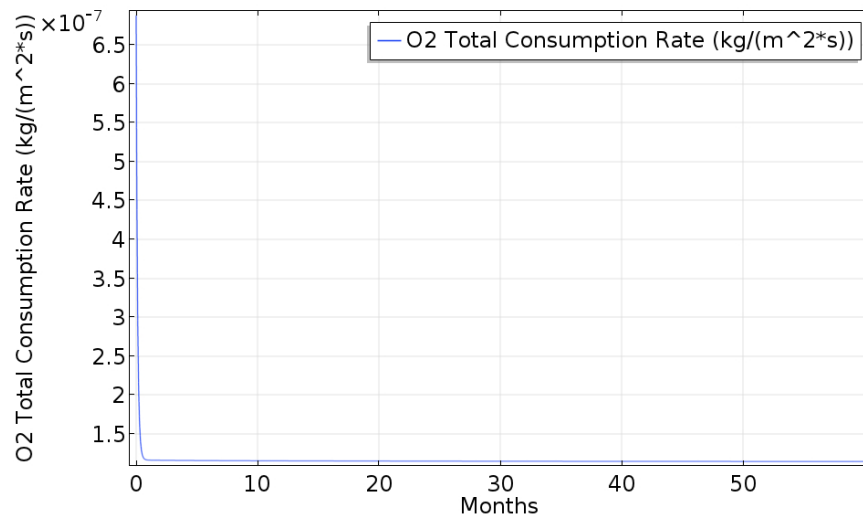


NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA

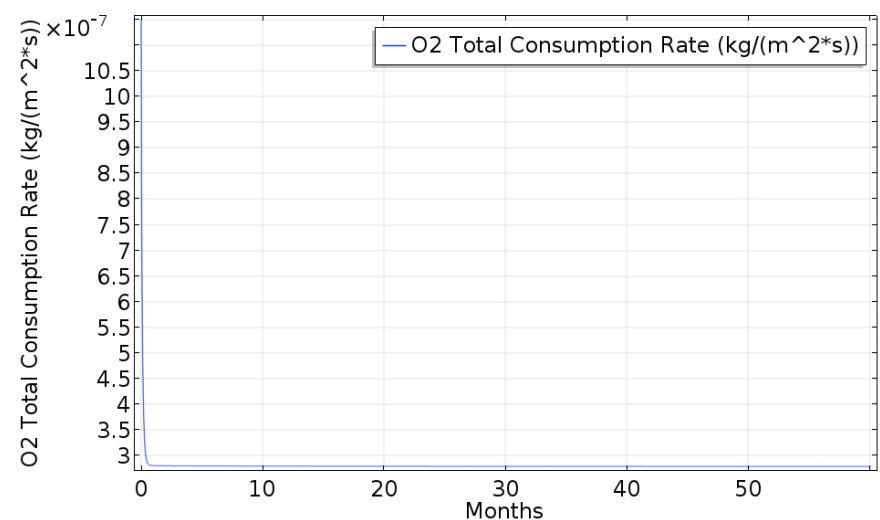


Comparison of O₂ Consumption Rates (kg/m²/s)

1m NAG + 4m WR

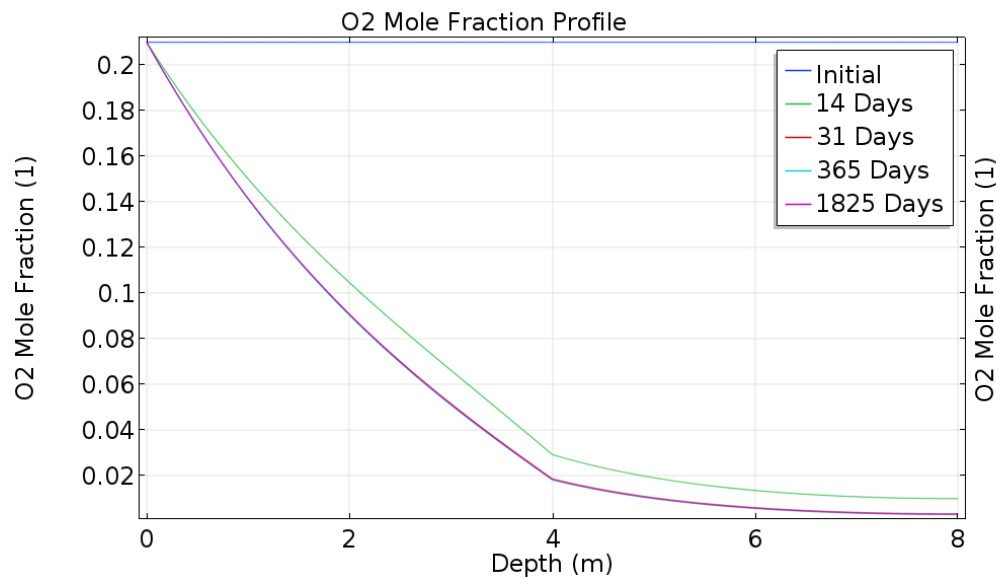


1m Mixed + 4m WR



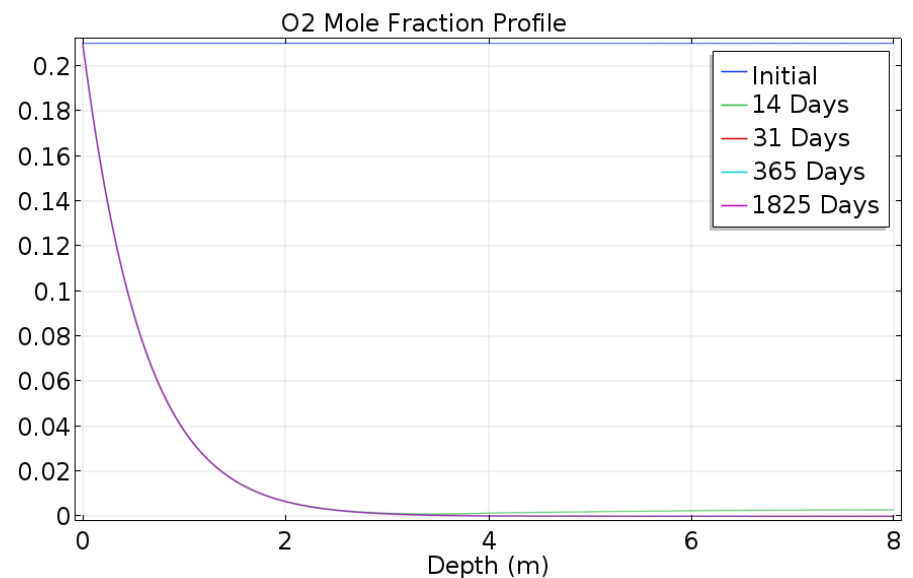
$$\frac{\text{O}_2 \text{ consumption rate in mixed tailings on the top of waste rock}}{\text{O}_2 \text{ consumption rate in NAG on the top of waste rock}} = \frac{2.79\text{e-}7}{1.14\text{e-}7} = 2.45$$

Comparison of O₂ Mole Fraction Profiles in 4m NAG on the top of 4m WR



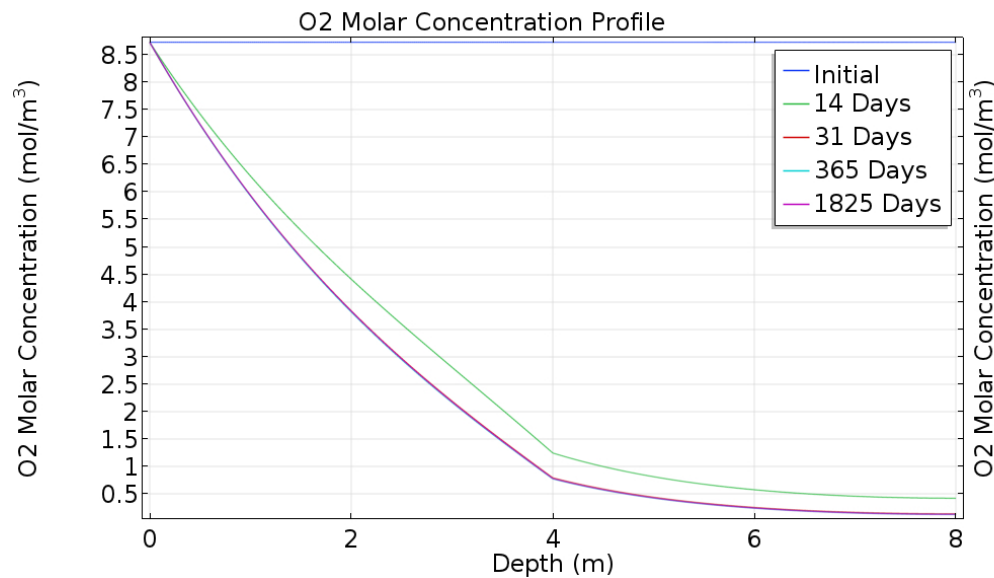
← NAG | WR →

NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA



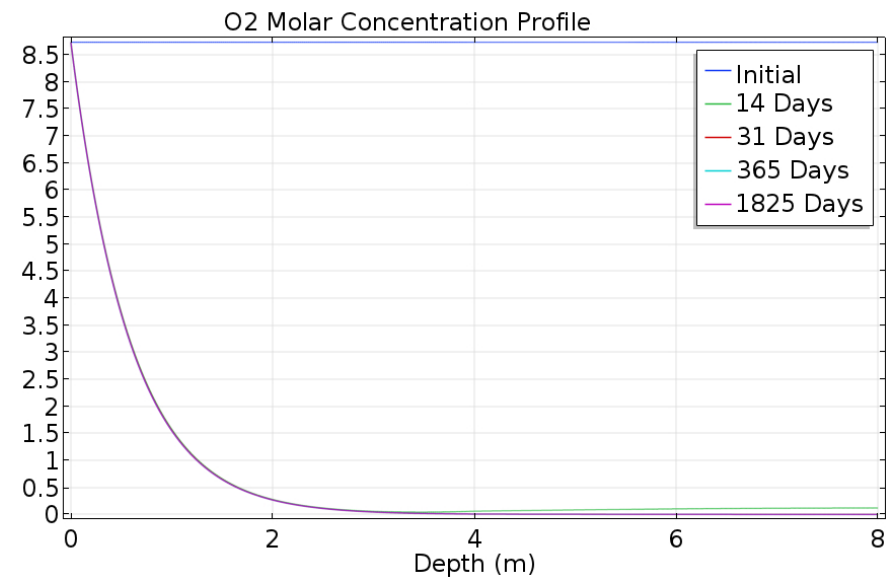
← Mixed | WR →

Comparison of O₂ Molar Concentration Profiles in 4m NAG on the top of 4m WR



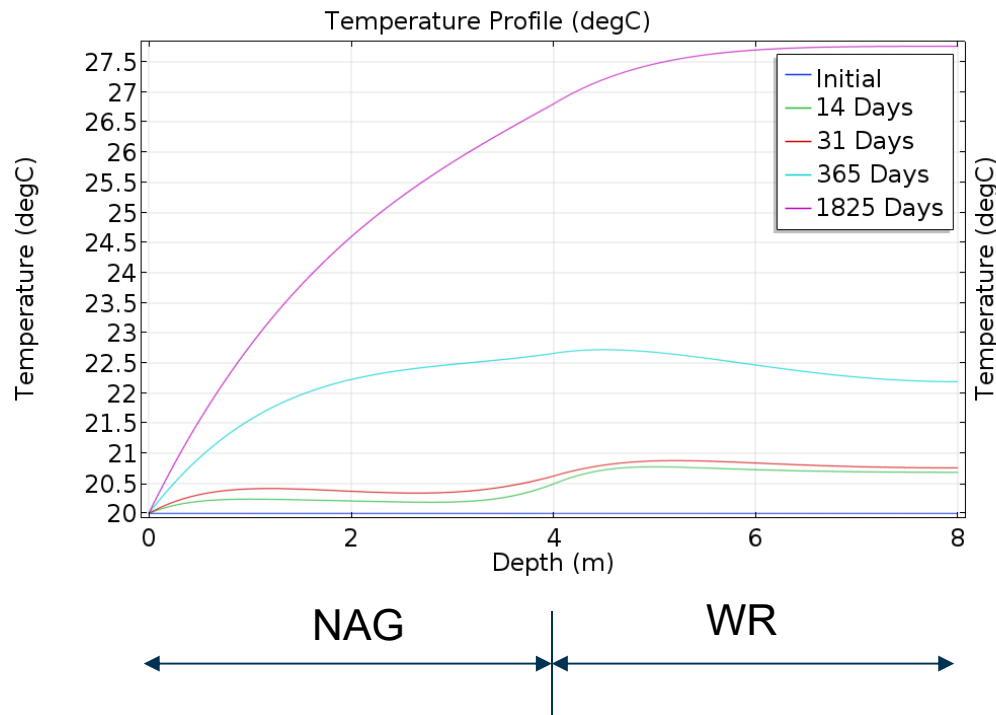
← NAG | WR →

NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA

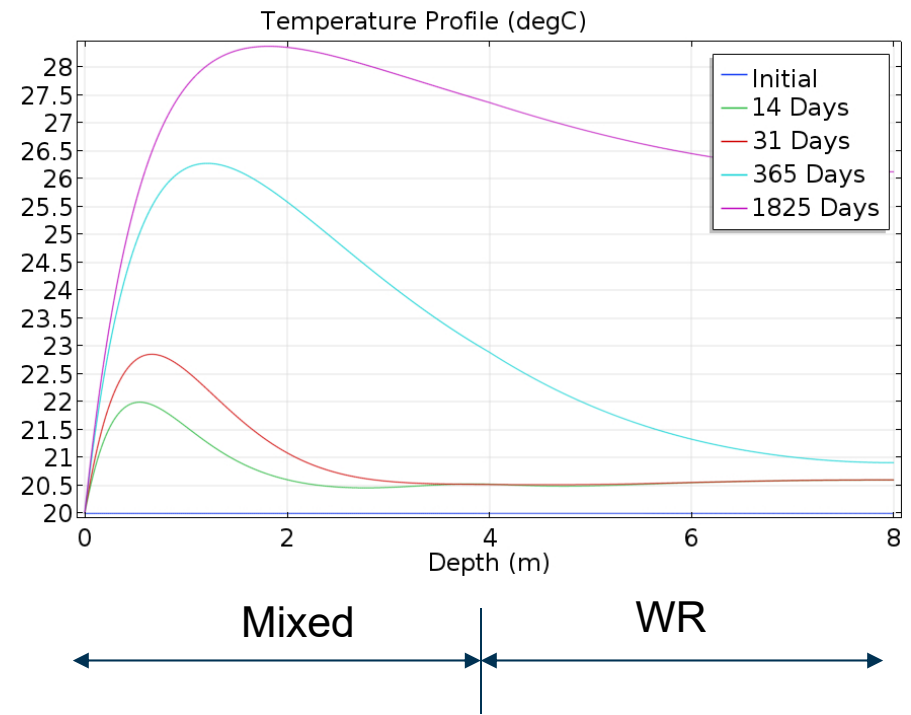


← Mixed | WR →

Comparison of Temperature Profiles in 4m NAG + 4m WR

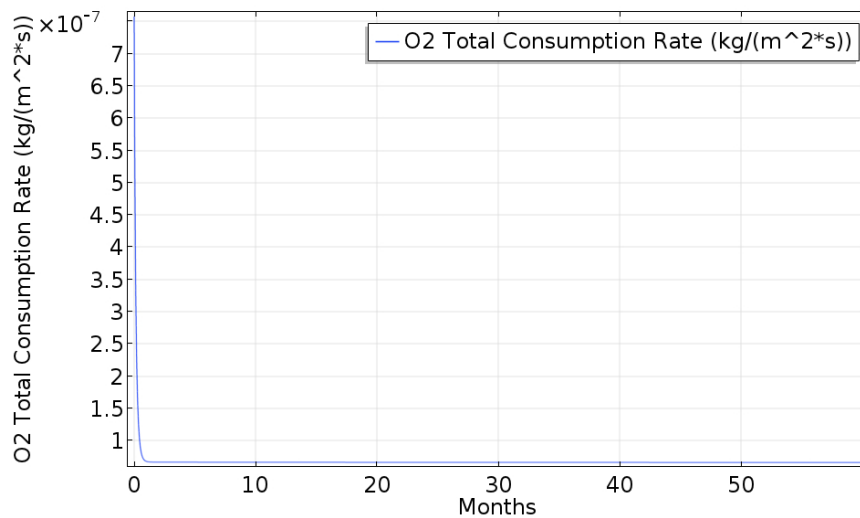


NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA

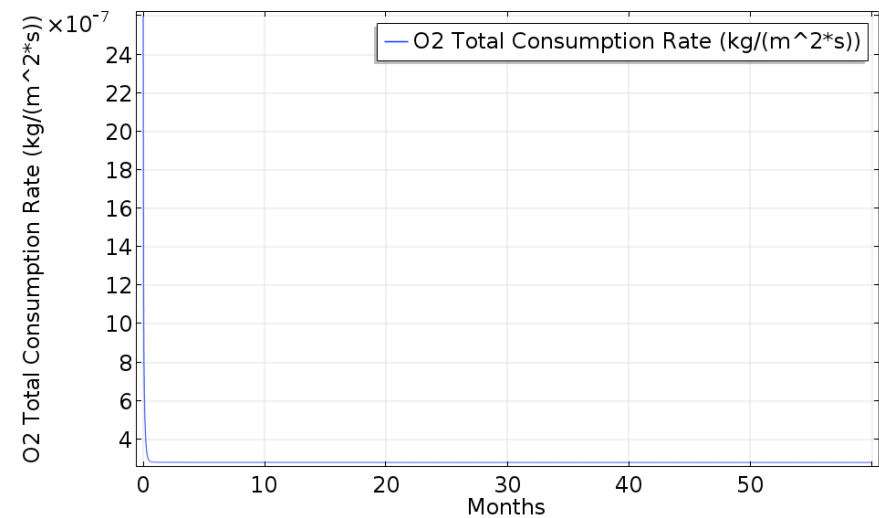


Comparison of O₂ Consumption Rate (kg/m²/s)

4m NAG on the top of 4m WR



4m Mixed on the top of 4m WR



$$\frac{\text{O}_2 \text{ consumption rate in mixed tailings on the top of waste rock}}{\text{O}_2 \text{ consumption rate in NAG on the top of waste rock}} = \frac{27.95\text{e-}8}{6.6\text{e-}8} = 4.23$$

Summary of Preliminary Modeling Results

Based on parameters and assumptions used

1. The amount of oxygen consumed by the tailings materials if dry stacked using a conventional concept is about 1.5 - 4 times the amount of oxygen consumed by the tailings materials when dry stacked using the NMG concept
2. The advantage of the NMG concept over conventional dry stacking is heavily dependent upon 1) the effective porosity of the uppermost layer of the tailings stack, and 2) the desulfurization level: The smaller the effective porosity, the lower the desulfurization, and the thicker the layer, the more significant the advantage is
3. Based on the assumption of a 10% effective porosity in NAG & PAG and 20°C ambient temperature, the temperature inside the PAG layer would not exceed 40°C

Parameters Used in the Simulations

Name	Expression	Value	Description
L1	1.5[m]	1.5 m	NAG layer
L2	1[m]	1 m	PAG layer
L3	2.5[m]	2.5 m	WR layer
Por1	0.1	0.1	Effective Porosity in NAG
Por2	0.1	0.1	Effective Porosity in PAG
Por3	0.2	0.2	Effective Porosity in WR
Don1	$1.76e-5 \cdot \text{Por1}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$5.5656E-7 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Dcn1	$1.76e-5 \cdot \text{Por1}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$5.5656E-7 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Don2	$1.76e-5 \cdot \text{Por2}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$5.5656E-7 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Dcn2	$1.76e-5 \cdot \text{Por2}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$5.5656E-7 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Don3	$1.76e-5 \cdot \text{Por3}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$1.5742E-6 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Dcn3	$1.76e-5 \cdot \text{Por3}^{1.5} [\text{m}^2/\text{s}]$	$1.5742E-6 \text{ m}^2/\text{s}$	Effective Gas Diffusivity
Per1	$1.72e-13 [\text{m}^2]$	$1.72E-13 \text{ m}^2$	NAG Permeability
Per2	$1.52e-13 [\text{m}^2]$	$1.52E-13 \text{ m}^2$	PAG Permeability
Per3	$1.52e-10 [\text{m}^2]$	$1.52E-10 \text{ m}^2$	Waste Rock Sample Permeability
Vis	$18.6e-6 [\text{Pa}\cdot\text{s}]$	$1.86E-5 \text{ Pa}\cdot\text{s}$	Air viscosity
Dens_s	$1810 [\text{kg}/\text{m}^3]$	$1810 \text{ kg}/\text{m}^3$	Tailings density
Hst	$1.2e6 [\text{J}/\text{K}/\text{m}^3]$	$1.2E6 \text{ J}/(\text{m}^3\cdot\text{K})$	Heat capacity of tailings
Hct	$0.2 [\text{J}/\text{K}/\text{s}/\text{m}]$	$0.2 \text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$	Thermal conductivity of tailings
Hsg	$1012 [\text{J}/\text{kg}/\text{K}]$	$1012 \text{ J}/(\text{kg}\cdot\text{K})$	Specific heat of air
Hcg	$0.0251 [\text{W}/\text{m}/\text{K}]$	$0.0251 \text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$	Thermal conductivity of air
Hp	$(744e3/2) [\text{J}/\text{mol}]$	$3.72E5 \text{ J}/\text{mol}$	Reaction Heat
Ko2	$4.2e-6 [1/\text{s}]$	$4.2E-6 1/\text{s}$	O2 Consp. Rate in PAG
Ko1	$8.33e-8 [1/\text{s}]$	$8.33E-8 1/\text{s}$	O2 Consp. Rate in NAG
Ko3	$5.95e-7 [1/\text{s}]$	$5.95E-7 1/\text{s}$	O2 Consp. Rate in WR
Y	$360 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60$	$3.1104E7$	
Rco	$8314.4598 [\text{J}/(\text{kmol}\cdot\text{K})]$	$8.3145 \text{ J}/(\text{mol}\cdot\text{K})$	Universal gas constant
Rs	$Rco/29 [\text{kg}/\text{kmol}]$	$286.71 \text{ J}/(\text{kg}\cdot\text{K})$	Specific gas constant
womin	$0.21 \cdot 32 / (0.21 \cdot 32 + 0.787 \cdot 28 + 0.003 \cdot 44)$	0.23262	O2 mass fraction in air
wnmin	$0.787 \cdot 28 / (0.21 \cdot 32 + 0.787 \cdot 28 + 0.003 \cdot 44)$	0.76281	N2 mass fraction in air
wcmin	$0.003 \cdot 44 / (0.21 \cdot 32 + 0.787 \cdot 28 + 0.003 \cdot 44)$	0.0045694	CO2 mass fraction in air

Key Parameters to be Confirmed or Measured

1. **O₂ concentration level inside the humidity cell testing needs to be confirmed for validating the reaction rate constants, on which the results here are based**
2. **Effective diffusivities of gases inside the NAG and the PAG need to be measured or confirmed, with respect to which the results here are very sensitive**
3. **Thermal properties, such as specific heat capacity and thermal conductivity of the NAG, the PAG and the waste rock also need to be confirmed or measured**
4. **Water-retention curves of the NAG, the PAG and the waste rock are needed for further calculation of effective gas permeability and liquid water flow**

NRC·CNRC

NRC.CANADA.CA •   

THANK YOU



National Research
Council Canada

Conseil national de
recherches Canada

Canada 