

Etude de l'impact potentiel du rejet de l'effluent Goro Nickel dans le lagon sud de Nouvelle - Calédonie

par Mrs Jean-Charles Massabuau¹ (animateur du groupe),
Peter Campbell², Christophe Monnin³ et Bernard Roux⁴

Le 21 décembre 2006

¹ Directeur de Recherche au CNRS ; UMR 5805 EPOC (CNRS et Université Bordeaux 1), animateur de l'équipe GEMA à Arcachon, Géochimie et Ecotoxicologie des Métaux dans les systèmes Aquatiques, Place du Dr Peyneau, 33 120, Arcachon, France.
(jc.massabuau@epoc.u-bordeaux1.fr)

² Professeur ; Titulaire, Chaire de Recherche du Canada, Écotoxicologie des métaux. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. 490, de la Couronne, Québec, QC, Canada G1K 9A9. (peter.campbell@ete.inrs.ca)

³ Directeur de Recherche au CNRS ; Laboratoire Mécanismes de Transfert en Géologie, CNRS-Université Paul Sabatier, 14 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France (monnin@lmtg.obs-mip.fr)

⁴ Directeur de Recherche au CNRS ; Laboratoire Modélisation et simulation numérique en mécanique et génie des procédés ; L3MGP / UMR 6181 CNRS-Universités d'Aix-Marseille et EGIM, IMT - La Jetée, Technopole de Chateau-Gombert, 38 rue Frédéric Joliot Curie, 13451 Marseille Cedex 20, France. (broux@L3M.univ-mrs.fr)

Table des matières

Contexte 1

1.	Question 1 – matérialisation du panache.....	3
1.1	Rappel des principales conclusions des rapports INERIS (points de départ de notre analyse).....	3
1.2	Expertise.....	6
1.2.1	Etat initial	7
1.2.2	Modélisation des courants marins (GCOM3D ; GEMS 2003)	9
1.2.3	Modélisation de la dilution en champ lointain (GEMS 2003)	9
1.2.4	Modélisation de la dilution en champ lointain (GEMS 2006)	12
1.2.5	Modélisation de la dilution en champ proche ; longueur du champ proche (Stronach 2006a)	12
1.2.6	Autres modèles (PLUMES).....	13
1.2.7	Dilution minimale versus dilution moyenne	13
1.2.8	Modélisation de la dilution en champ proche tridimensionnelle (L3M-2006)	14
1.3	Discussion	16
1.4	Conclusions	17
1.5	Recommandations	19
2.	Question 2 – géochimie du manganèse	21
2.1	Phénomènes de précipitation.....	21
2.2	Une solution technique pour la réduction de la teneur en manganèse de l'effluent ..	22
3.	Question 3 – bioaccumulation et toxicité des métaux dans l'effluent.....	24
3.1	Préambule.....	24
3.2	Composition de l'effluent liquide.....	25
3.3	Dilution de l'effluent en champ proche.....	27
3.4	Approche employée.....	27
3.5	Résultats	30
3.5.1	Examen préliminaire	30
3.5.2	Interactions entre les métaux individuels	30
3.5.3	Implications de la spéciation des éléments.....	32
3.5.4	Le cobalt	34
3.5.5	Le chrome	37
3.5.6	Le manganèse	39
3.6	Toxicité potentielle du manganèse dissous dans le canal de l'Havannah	46
3.7	Toxicité potentielle du manganèse particulaire dans le canal de l'Havannah.....	49
4.	Question 4 - les risques pour la santé humaine	50
4.1	Généralités.....	50
4.2	Risque toxique pour l'homme lié au rejet de manganèse dans le canal de la Havannah.....	50
4.2.1	Aliments solides	51
4.2.2	Les eaux de boisson.....	52
5.	Conclusions finales et recommandations présentées le mardi 21 novembre 2006 dans la salle du Congrès de Nouméa	54
6.	Bibliographie citée	55
7.	Annexes	1
ANNEXE 1 :	Simulation du développement du panache de l'effluent Goro Nickel.	2
ANNEXE 2 :	Variations de la composition du rejet en mer	8
ANNEXE 3 :	Mélanges eau de mer / effluent	16

ANNEXE 4 :	Mémo - Implications de l'utilisation de la chaux pour contrôler la concentration en manganèse dans l'effluent.	23
ANNEXE 5 :	Etats initiaux du milieu récepteur (le canal de l'Havannah)	25
ANNEXE 6 :	Mémo – Taille des particules sortant du traitement des effluents (SO ₂ + air) pour réduire le manganèse.....	30

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Données fournies par Roberts par la méthode RSB.	10
Tableau 1-2 : Distribution fréquentielle des courants et facteurs de dilution associés, d'après Stronach (2006a)	12
Tableau 1-3 : Variabilité de l'effluent dans le cas du procédé utilisant la neutralisation par la chaux, d'après Goro Nickel (mémo 17 juin 2006).	15
Tableau 3-1 : Composition anticipée de l'effluent.	26
Tableau 3-2 : Concentrations anticipées de divers éléments, après dilution de l'effluent dans le milieu récepteur, et comparaison avec les concentrations « seuils ».	31
Tableau 3-3 : Spéciation chimique des métaux ¹	33
Tableau 3-4 : Réponses toxiques au manganèse et concentrations calculées sans effets observables qui ont été utilisées par le groupe d'experts de l'organisation mondiale de la santé pour développer leur « valeur-guide » pour l'eau de mer (CICAD 2004).	43
Tableau 3-5 : Réponses toxiques au manganèse et concentrations calculées sans effets observables qui ont été ajoutées aux données du tableau 4 lors de la révision du calcul de la valeur « cible » pour l'eau de mer (J.L. Stauber, CSIRO, communication personnelle).	44

Liste des figures

Figure 1-1 :	Carte du Canal de l'Havannah montrant les diverses stations de surveillance surveillées.	8
Figure 3-1 :	Relations typiques de type « concentration » - « effet » pour un élément essentiel (courbe en vert) ou pour un élément non essentiel (courbe en rouge)..	29
Figure 3-2 :	Exemple d'une distribution de valeurs « CSEO » (NOEC) pour diverses espèces biologiques mais pour un seul élément, avec une indication de l'incertitude (50, 95 et 99 %). Tiré de MERAG (2006).	29
Figure 3-3 :	Distribution statistique des concentrations en cobalt ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (G.E. Batley, CSIRO, communication personnelle).	36
Figure 3-4 :	Distribution statistique des concentrations en chrome hexavalent ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (G.E. Batley, CSIRO, communication personnelle).	38
Figure 3-5 :	Distribution statistique des concentrations en manganèse ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (J.L. Stauber, CSIRO, communication personnelle).	42
Figure 3-6 :	Simulation des concentrations en Mn dissous à la station de surveillance M2 (GEMS 2006)..	48
Figure 3-7 :	Graphique montrant la concentration en Mn dissous à la station de surveillance M2 versus le temps cumulatif, permettant de visualiser le pourcentage de temps pendant lequel la concentration en Mn sera supérieure à une valeur donnée (GEMS 2006).	48

Contexte

La province Sud a délivré une autorisation d'exploiter l'usine Goro Nickel en intégrant les recommandations de L'INERIS (août 2002, décembre 2003) et des commissaires enquêteurs (Gourmand, 9 avril 2002 ; Trombone, 6 août 2004). Afin d'apporter de nouveaux éléments de réponses face aux inquiétudes qui subsistent sur l'impact environnemental de l'usine, et en particulier l'impact du rejet demandé dans le canal de la Havannah, la province Sud a fait appel au groupe d'experts composés de Mrs Jean-Charles Massabuau (animateur du groupe), Peter Campbell, Christophe Monnin et Bernard Roux pour mener une contre-expertise.

La nomination de ce groupe trouve en grande partie son origine dans l'opposition au rejet en mer de manganèse à une teneur de 100 mg/L, qui est la revendication principale des personnes s'étant exprimées lors de l'enquête publique du commissaire enquêteur Trombone (rapport du 6 août 2004). Un cahier des charges, ainsi que les experts nommés, a été validé par les membres du Comité d'information, de concertation et de surveillance sur les impacts environnementaux (séances du 7 avril et du 20 mai 2005).

Après une première série de contacts en France Métropolitaine, suivie d'une mission exploratoire de Jean-Yves Bottero¹ en juin 2005, le travail des experts a commencé lors d'une mission de 5 jours d'expertise de Mrs Massabuau et Roux à Nouméa qui a eu lieu du 21 au 25 novembre 2005. Elle a été suivie de trois autres missions en 2006 auxquelles ont participé Mrs Campbell, Massabuau, Monnin et Roux. Ces missions ont eu lieu du 24 au 29 avril, du 14 au 18 août et du 13 au 17 novembre.

A chaque mission, un exposé-débat était réalisé sur une ou plusieurs questions de fond devant le Comité d'information, de concertation et de surveillance sur les impacts environnementaux réuni dans la grande salle du Congrès de la Nouvelle Calédonie (25 novembre 2005, 27 avril 2006 et 21 novembre 2006) ou dans la grande salle de la Province Sud (16 août 2006).

25 novembre 2005 : J.C. Massabuau (avec B. Roux). Cahier des charges de la contre-expertise, présentation du groupe d'étude ; rappel de principes de base en écotoxicologie des métaux traces ; approbation du programme scientifique demandé par la société Goro Nickel à l'IRD suite aux objectifs prévus par l'arrêté ICPE ; proposition de compléments au programme pour mieux assurer l'établissement d'un avis circonstancié sur le problème de l'effluent à la sortie de l'émissaire.

27 avril 2006 : J.C. Massabuau (avec M. Cotignola, Y. Dominique et P. Campbell). La toxicité du manganèse dans les milieux aquatiques. Le problème des éventuelles pluies acides.

16 août 2006 : C. Monnin, Quelques généralités sur les métaux ; P. Campbell avec J.C. Massabuau, La toxicité des « métaux lourds » autres que le manganèse ; B. Roux avec S. Luo, Le diffuseur de l'émissaire : améliorer la diffusion de l'effluent dans le champ proche du diffuseur marin multiport de Goro Nickel ; J.C. Massabuau avec P. Ciret, G. Durrieu, M. Sow et A. Caillo, Une mesure en ligne de la qualité de l'eau : la valvométrie.

¹ L'expert Jean-Yves Bottero, ainsi que son collègue Jérôme Rose, du CEREGE se sont retirés, en accord avec la démarche annoncée par courrier du 24 juillet 2005 au Président Gomès, après que l'IRD Nouméa ait été choisi pour effectuer l'étude d'impact commanditée par GORO-Nickel. L'IRD est une composante du CEREGE. Mrs Bottero et Rose ont voulu ainsi éviter le soupçon de conflit d'intérêt qui aurait pu nuire à l'objectivité du processus et poser des problèmes de confiance vis à vis du Comité de suivi.

21 novembre 2006 : J.C. Massabuau avec P. Campbell, C. Monnin et B. Roux, Réponses au cahier des charges de la « contre expertise » sur l'impact potentiel du rejet de l'effluent Goro Nickel dans le lagon sud de Nouvelle-Calédonie.

En avril, août et novembre ces exposés-débats, qui étaient destinés à éclairer des points précis d'aide à la décision aux calédoniens, ont été complétés par des discussions en petits comités entre experts et groupes représentatifs des différents partis politiques, représentants coutumiers, syndicats et groupes de protection de l'environnement calédonien. Chaque groupe disposait d'environ 1 h 30 de discussion. Des exposés-débats destinés au grand public ont également été organisés dans l'auditorium de l'IRD, à Yaté et à l'île des Pins. Les principales informations présentées devant le Comité d'information, de concertation et de surveillance sur les impacts environnementaux y ont été rapportées et discutées. Finalement, à chaque mission, des conférences de presse devant la presse écrite, parlé et télé ont été assurées.

REPONSES, POINT PAR POINT, AU CAHIER DES CHARGES DE LA « CONTRE EXPERTISE ».

Le format choisi pour ce rapport est celui de la réponse point par point aux questions posées dans le cahier des charges (disponible sur le site web de la Province Sud de Nouvelle Calédonie). Chacune de nos réponses suit donc la question posée rappelée dans des encarts. Pour des questions de logique descriptive, nous avons cependant modifié l'ordre des questions posé originellement.

1. Question 1 – matérialisation du panache

Rendre un avis, en l'état actuel des connaissances scientifiques et du milieu, sur la matérialisation d'un panache dans le lagon, en surface comme en profondeur, son dépôt sur les plages.²

La présente expertise vise à compléter et réactualiser, avec un point de vue d'hydrodynamicien, les avis donnés précédemment dans deux rapports successifs (août 2002 et décembre 2003) par les spécialistes d'INERIS

Il est clair que les études entreprises par la société GEMS (Global Environment Modeling Systems) à la fin 2002 à l'issue du 1^{er} rapport INERIS (2002) ont apporté de nombreux points positifs pour la compréhension des courants et la connaissance de l'état initial (physique et chimique) dans le Canal de la Havannah. Nous le montrerons en détail plus loin.

Par ailleurs, il nous est apparu immédiatement qu'il existait un manque important dans la connaissance du développement du panache de l'effluent industriel dans le champ très proche du diffuseur (à la source même du rejet de l'effluent par le diffuseur). Il était donc indispensable de proposer une étude complémentaire du développement du panache et de la distribution tridimensionnelle de température et de concentration de l'effluent dès son contact avec le milieu ambiant. Cette étude a été réalisée. Et, par interaction avec l'opérateur, au fur et à mesure de cette étude, en temps réel, la conception du diffuseur a pu être revue et corrigée.

1.1 Rappel des principales conclusions des rapports INERIS (points de départ de notre analyse)

Notre expertise complète les deux expertises réalisées par INERIS, en août 2002 et décembre 2003. S'agissant du rapport INERIS (2002), notre expertise en hydrodynamique s'appuie notamment sur les recommandations données dans le §3.3. « IMPACT DU REJET EN MER DES EFFLUENTS TRAITES SUR LA FAUNE ET LA FLORE ET LES SEDIMENTS MARINS » de ce rapport.

Ce premier rapport INERIS (2002) formule un certain nombre de critiques, concernant la caractérisation du milieu récepteur marin ; nous en retiendrons trois :

- ◆ C1- Connaissance courantologique de l'état initial du milieu (cf. § 3.3.1, p. 15)
« La caractérisation de l'état du milieu paraît insuffisante aussi bien au niveau de la courantologie que de l'hydrologie. L'identification et le régime du courant vers l'ouest dans le canal de la Havannah se superposant au courant de marée ne sont pas démontrés. La bibliographie est estimée trop sommaire, et peu de références à des travaux existants dans le secteur et ses environs sont cités ».

² Cette question comprend originalement une deuxième partie : « en fonction des phénomènes de précipitation du manganèse (géochimie) liés à l'ensemble des paramètres du milieu, en particulier la présence ou l'absence de courants, de particules et de micro organismes ». La réponse à cette 2^{ème} partie sort du champ de notre expertise car c'est en soi un objet d'étude original. En réponse aux objectifs de l'évaluation prédictive demandée dans l'arrêté ICPE, elle fait l'objet du travail confié à l'IRD par la Société Goro Nickel sous le titre « Etude du comportement, la dispersion et les effets biologiques des effluents industriels dans le lagon sud de la Nouvelle Calédonie ».

- ◆ C2- Qualité générale du milieu (cf. § 3.3.1, p. 15)
« Les paramètres physiques (matières en suspension et turbidité) et les nutriments ont été examinés. Les paramètres évalués ont été mesurés par des méthodes dont les normes ne sont pas clairement identifiées dans les rapports. Il en résulte des difficultés dans l'interprétation de certains résultats, notamment en ce qui concerne la matière en suspension, la turbidité, les concentrations en ammonium et le COT. De plus, les paramètres examinés ne sont pas interprétés en parallèle avec la salinité dont on ne trouve pas trace dans le rapport ».
- ◆ C3- (cf. § 3.3.2, p. 17) :
« ... l'estimation des taux de dilution dans le champ proche à l'aide d'un modèle numérique unidimensionnel qui, pour ce qui se limite aux informations disponibles dans le dossier, est simpliste et nécessite des vérifications, plus particulièrement pour le champ lointain ».

Rappels des recommandations données par INERIS (§ 3.3. du rapport 2002):

Recommandation 17.

« L'impact de la composition de l'effluent devra être mis en relation avec la composition actuelle, notamment en métaux, dans le canal de la Havannah ».

Recommandation 18.

« En tenant compte des études courantologiques, des relevés des fonds marins et éventuellement des résultats de modélisation bi-et tri-dimensionnelle, l'efficacité de l'émissaire devra être examinée pour a priori :

- s'ouvrir le plus au SE possible par le travers de la baie Kwé,
- éviter par le Sud la dépression située par le travers de cette baie, fonds >50 m de profondeur, dépression dans laquelle pourraient se produire une certaine décantation des panaches issus du diffuseur et accumulation de particules « polluantes »,
- déboucher sur des fonds d'une quarantaine de mètres de profondeur dans une zone où les courants de marée peuvent être chenalisés ».

Recommandation 19.

- A/ « Effectuer de part et d'autre de l'effluent, au niveau de l'ellipse de dispersion des sels dissous et des particules, une étude hydrologique complète, sédimentologique et benthique de « point zéro » immédiatement après les travaux de pose de l'émissaire et du diffuseur, et avant la mise en pression de l'effluent, étude qui serait renouvelée selon une périodicité à définir (par exemple : 1 mois après la mise en service du diffuseur, puis ensuite à une périodicité à définir selon les résultats successifs) » ;
- B/ « Effectuer une surveillance de l'état des peuplements récifaux coralliens et des poissons associés, sur des transects fixes installés par 5 m de fond environ, à 3 ou 4 stations proches du point de l'effluent. Ces stations pourraient être : corne NE du Banc Ionotéa, Basse Chambeyron et/ou corne NE du Récif Péo 1 ou du récif de l'Ilot Nouaré » ;
- C/ « Choisir des « organismes-tests » qui devront être représentatifs pour leur sensibilité aux effets toxicologiques sur la base de leur abondance toute l'année sur le terrain, de leur facilité de capture en pleine eau et de leur stabilité physiologique selon les rythmes saisonniers » ;
- D/ « En plus des « organismes-tests », il faut maintenir le suivi de la bioaccumulation chez un poisson d'eau de mer local et un bivalve filtreur afin de caractériser le potentiel de contamination par les métaux bioaccumulables (mercure, cadmium et plomb) » ;
- E/ « Pour les analyses chimiques intégrées au programme de surveillance (eaux de mer, sédiments, tissu animal et végétal), il conviendra de s'assurer de l'utilisation de méthodes de prélèvement, de conservation et d'analyses normalisées de manière à maîtriser les erreurs de mesures. Ces

méthodes devront être consignées dans les rapports de suivi et réalisées sous assurance et contrôle qualité. »

Recommandation 20.

« Pour optimiser le nombre et l'emplacement des stations de surveillance, on recommande le recours à une modélisation du panache issu du diffuseur dans le champ lointain par un couplage de modèles 2D-3D permettant de fournir des résultats à différentes échelles. Un tel modèle, une fois calé, facilitera l'interprétation des résultats de la surveillance et pourra servir de moyen d'aide à la décision pour la gestion environnementale des impacts marins éventuels. »

Recommandation 21.

« Maintenir la deuxième étape d'alcalinisation/décantation telle que retenue actuellement par le projet et choisir un clarificateur industriel permettant de réduire de manière optimale la charge en matières en suspension. »

Recommandation 22.

« Procéder à une veille scientifique et technique pour identifier les technologies susceptibles d'améliorer le procédé de traitement en s'intéressant au devenir des résidus. Des recherches pourront être conduites sur les effluents réels qui seront produits afin de réduire encore la pression sur les écosystèmes et les impacts éventuellement constatés, au moyen des meilleures technologies disponibles. »

Le 2^{ème} rapport INERIS (2003) complète le rapport précédent en prenant compte des études complémentaires réalisées par GEMS en novembre et décembre 2002, en différents points du canal de la Havannah. Il concerne plus particulièrement l'impact des rejets industriels de l'usine de Goro Nickel dans le milieu marin. On s'intéresse dans notre expertise au volet « modélisation de la dispersion de l'effluent rejeté en mer », qui comporte deux parties:

♦ Caractère conservatif des hypothèses de flux pour la modélisation

Sur ce point, le rapport se borne à remarquer que le flux utilisé pour la modélisation de GEMS (2003), avec une valeur de 1900 m³/h est tout à fait conservatif, eu égard aux caractéristiques qui avaient été données par Goro Nickel (à savoir : débit moyen : 1500 m³/h et débit pluvieux ; 1700 m³/h).

♦ Protocole expérimental de modélisation utilisé pour la courantologie

- S'agissant de la nouvelle étude courantologique et la modélisation hydrodynamique des courants dans le Canal de la Havannah, le modèle utilisé (GCOM3D) se situe dans l'état de l'art de la modélisation hydrodynamique 3D. Ce dossier, très bien conduit, avec des approches et des outils performants, répond donc dans l'ensemble aux questions posées.
- L'acquisition de mesures par ADCP (courantomètre à effet Doppler) a permis à GEMS de décrire l'environnement hydrodynamique du canal de la Havannah. Il est notamment bien montré que les facteurs hydrodynamiques dominants sont la marée et les effets du vent et non pas les courants à grande échelle comme indiqué sur les cartes marines.
- S'agissant de la modélisation du panache, le modèle mis en œuvre (PLUME3D) n'est que très succinctement décrit. Il n'est pas précisé si les températures et salinités sont simulées, ce qui ne permet donc pas de savoir si d'éventuelles stratifications surviennent au cours de l'année. De même, le schéma de fermeture turbulente n'est pas décrit. Cela peut être déterminant dans le calcul des structures verticales du courant ou des concentrations.
- Le champ proche n'est pas modélisé et les auteurs ont utilisé les résultats de l'étude du GIT (Georgia Institute of Technology).
- La stratégie de modélisation, qui consiste à simuler une année entière pour en déduire des concentrations moyennes par mois, est tout à fait pertinente.

Ce 2^{ème} rapport INERIS conclut de la manière suivante :

- Les études sur la dispersion du rejet ont été considérablement améliorées par rapport à la première version conformément aux recommandations de la première expertise. Le milieu physique et l'évolution spatiale et temporelle du panache sont désormais bien décrits. Cependant, quelques imprécisions dans les taux de dilution minimaux dans le champ proche mériteraient d'être éclaircies.
- Ces études, certes indispensables, ne concernent que le rejet d'un élément supposé dissous et conservatif (dont les propriétés ne sont pas modifiées au cours du temps). Toute extrapolation de cette étude à un rejet de matériel particulaire ou au transport de particules au voisinage du rejet et dans le champ éloigné serait hasardeuse et probablement fausse.
- L'absence d'information précise sur le « temps de résidence des masses d'eau » n'est pas de nature à faciliter la compréhension de l'ensemble des processus susceptibles de se produire non seulement à proximité du champ proche, mais également à l'échelle de l'ensemble du Canal, voire du lagon sud de la Grande Terre. Elle rend difficile l'estimation des impacts réels du rejet, notamment « l'auréole de perturbation » qui devrait s'étendre de part et d'autre du diffuseur, et ce aussi bien en conditions climatiques moyennes qu'extrêmes (phénomène cyclonique).

1.2 Expertise

Nous partageons la plupart des éléments de l'expertise INERIS que nous avons rappelé ci-dessus en gommant les éléments qui ne semblaient pas essentiels, ou erronées (comme la critique du tableau 6 du rapport GEMS (2003), qui n'a pas lieu d'être). Notre propre expertise vise à compléter et réactualiser les avis donnés par les spécialistes d'INERIS, avec un regard d'hydrodynamicien.

Nous confirmons également que les études entreprises par GEMS à la fin 2002 à l'issue du 1^{er} rapport INERIS (2002) ont apporté de nombreux points positifs pour la compréhension des courants et la connaissance de l'état initial (physique et chimique) dans le Canal de la Havannah. Nous le montrerons en détail plus loin.

S'agissant de l'influence de l'hydrodynamique sur le développement du panache d'un effluent à partir d'un diffuseur marin, il y a lieu de distinguer deux zones : (a) une zone de champ proche où les caractéristiques du développement du panache et de la dilution de l'effluent dans le lagon sont directement liés aux caractéristiques du diffuseur, et (b) une zone de champ lointain où la dispersion de l'effluent ne dépend plus que des conditions ambiantes (les courants induits par les marées, le vent, etc.). Liée à ce découpage, apparaît donc la notion de longueur de dilution initiale, qui est la distance entre le diffuseur et le début de la zone en champ lointain où la turbulence générée par le diffuseur s'est dissipée.

L'expertise en hydrodynamique visait principalement la zone de champ proche où la dilution de l'effluent est favorisée par la turbulence générée par le diffuseur, qui s'ajoute à la turbulence du milieu ambiant. La turbulence de champ proche est générée par les jets de l'effluent et par le diffuseur lui-même qui représente un obstacle pour le courant marin de fond. Evidemment, la conception du diffuseur joue un rôle prépondérant dans cette zone. Il est possible par une modélisation appropriée du champ proche de vérifier les performances du diffuseur, et de fournir des outils d'aide à la décision pour le choix du diffuseur optimal.

La modélisation de la dilution en champ lointain permet à partir de la connaissance de la dilution en champ proche et de l'hydrodynamique en champ lointain de prédire quel sera la nature du rejet de l'effluent à grande distance.

Dans la présente expertise nous analysons les résultats des études conduites par différents organismes sur l'état initial (bathymétrie, courantologie, salinité, température, dans le canal de la Havannah), et sur la modélisation du développement du panache en champ proche et en champ lointain.

Nous discuterons également les résultats de l'étude complémentaire: « Modélisation et Simulation Numérique de la Dilution de l'effluent dans le Champ Proche du Diffuseur Marin Multi-Port de Goro Nickel » qui a été réalisée par Luo (2006a et 2006b) dans le courant de l'année 2006.

1.2.1 Etat initial

Le 1^{er} rapport INERIS (2002) indiquait que (i) la caractérisation de l'état du milieu paraissait insuffisante, aussi bien au niveau de la courantologie que de l'hydrologie, et que (ii) l'identification et le régime du courant vers l'ouest dans le canal de la Havannah, se superposant aux courants de marées, n'étaient pas correctement caractérisés. Cette dernière remarque sur le régime du courant vers l'Ouest est importante, car la connaissance de ce régime est un élément essentiel pour comprendre le **temps de résidence** des eaux du lagon, et donc *in fine* la capacité des courants naturels dans le canal de la Havannah à transporter au loin l'effluent émis par le diffuseur.

Il apparaît que les mesures effectuées depuis, par GEMS (2003), ont partiellement comblé cette lacune en fournissant une évaluation plus détaillée des courants et des paramètres physiques et chimiques, mesurés en novembre et décembre 2002, en différents sites d'amarrage (notamment aux points P2 et P3, proches de la sortie du diffuseur – voir la figure 1-1). GEMS (2003) fournit également les résultats d'une étude bathymétrique plus détaillée, et une description de la configuration des fonds de chaque site d'amarrage. Ces mesures ont permis de donner un certain nombre de conclusions que nous avons prises en compte :

- ◆ Mesures de bathymétrie à l'aide d'une sonde Simrad dans une section de 2 km de long et 400 m de large au SE du site initialement prévu pour le diffuseur ; les résultats concordent avec les études détaillées de RESCAN dans le couloir projeté pour l'émissaire et le diffuseur.
- ◆ Mesures des courants dans le canal de la Havannah (13 points d'amarrage) ; elles ont été réalisées à l'aide de trois Profilers Acoustiques des Courants par Effet Doppler (ADCP), pendant la période de novembre et décembre 2002. Ces mesures fournissent les composantes 3D de la vitesse de courant dans la colonne d'eau en chaque site d'amarrage. Les courants mesurés au point P3 pendant 4 jours étaient environ 20% plus élevée que ceux mesurés au point P2, pendant la même période. Le point P3 est situé à environ 2 km au SE de P2. La marée est semi-diurne. Les résultats démontrent que le courant suit en général une direction SO (marée montante) et NE (marée descendante). L'effet de la marée n'est pas symétrique ; le courant est généralement plus fort à marée montante. La vitesse moyenne du courant résiduel (dite vitesse débitante) a été évaluée à 0,1 m/s dans la direction SO; mais les auteurs de l'étude mentionnent que ce courant résiduel est presque certainement dû aux vents du SE qui soufflaient presque constamment dans la région pendant la période des mesures (cf. p.37; GEMS 2003).
- ◆ Mesures des paramètres physiques et chimiques avec une multisonde Hydrolab. L'un des buts, à partir de profils verticaux à intervalles de 1m, en 19 points de mesures, était de mettre en évidence une éventuelle stratification. Les résultats de l'Hydrolab fournissent

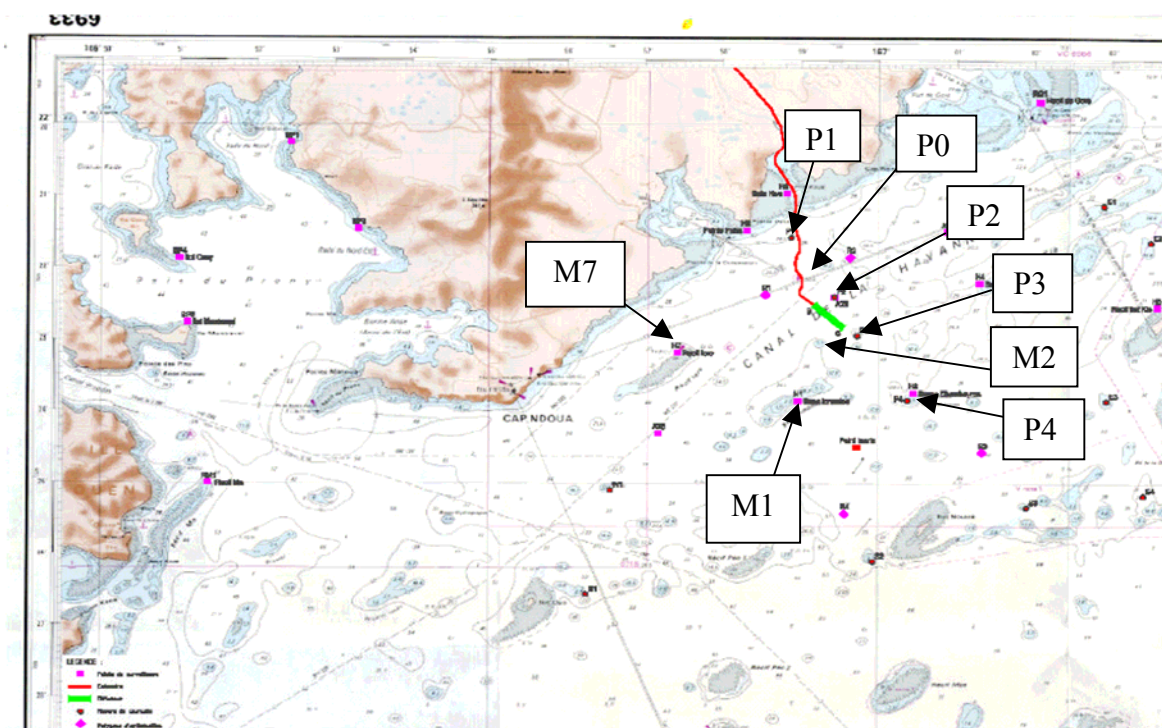


Figure 1-1 : Carte du Canal de l'Havannah montrant les diverses stations de surveillance citées dans ce rapport.

- ♦ des profils de température, pH, conductivité, salinité, oxygène dissous, en différents sites d'amarrage (notamment : P2 et P3). Ils fournissent donc le lien entre les paramètres physiques et la salinité, comme demandé dans le rapport INERIS. Ils ne mettent pas en évidence de stratification verticale.

Par ailleurs, il faut tenir compte d'autres mesures océanographiques réalisées par RESCAN (2002a) dans le canal de la Havannah (16 décembre 2001 – 18 janvier 2002). Ces mesures concernent : (a) des profils de salinité, de température et de densité, et (b) des profils de courant par ADCP. Le rapport comporte quelques relevés météorologiques sur les pluies et les vecteurs vitesses du vent. La vitesse moyenne du vent durant cette période était de 6,8 m/s, et les vents étaient principalement du secteur NE-SE.

S'agissant des courants, le rapport de synthèse Roberts (2002) fait état d'une vitesse débitante de 0,03 m/s dans la direction 27,4° (vers le NNE) pendant cette période (cf. son tableau 1). Cette vitesse débitante est substantiellement plus faible que la valeur de 0,1 m/s déduite des expériences de GEMS (2003), pour une autre période (avec vents SE dominants).

Comme nous l'avons déjà souligné, l'évaluation de la vitesse débitante (et de sa direction) est importante car elle fournit un indicateur global important sur les valeurs moyennes de la dilution en champ lointain qu'il ne sera pas possible de dépasser quel que soit la géométrie du diffuseur.

1.2.2 Modélisation des courants marins (GCOM3D ; GEMS 2003)

La société GEMS a utilisé la modélisation marine GCOM3D pour modéliser les courants marins pendant 12 mois, en utilisant les données de vents fournies par le Bureau Australien de Météo pour 2001. Trois études de vérification ont montré une excellente concordance entre les prédictions du modèle GCOM3D et les observations (en effectuant notamment le suivi de la trajectoire de balises en surface ou en profondeur). On peut donc apporter crédit aux résultats de la courantologie dans le canal de la Havannah fournis par GEMS (2003).

1.2.3 Modélisation de la dilution en champ lointain (GEMS 2003)

En se basant sur les résultats de l'étude des courants réalisée avec le modèle GCOM3D pour les conditions météorologiques connues pour les 12 mois de 2001, la société GEMS a réalisé une étude du développement du panache en champ lointain (sur plusieurs kms de part et d'autre du diffuseur), en utilisant le modèle de panache PLUME3D (formulation lagrangienne). Ce type d'approche est non seulement intéressant, mais indispensable pour prendre en compte des effets d'accumulation de l'effluent dans le lagon lors des renversements successifs des courants dans le canal de la Havannah dus à l'effet de marée, ou le blocage du débit global du milieu récepteur par l'effet de vent. C'est un complément indispensable au premier éclairage donné par la modélisation de la dilution en champ proche :

- ♦ La structure tridimensionnelle du modèle GCOM3D permet de simuler le panache à travers la colonne d'eau en tenant compte des effets des phénomènes naturels tels que vagues de surface, diffusion horizontale, dispersion et mélange vertical.
- ♦ Le modèle indique la température, masse et niveaux de concentration à la surface, le long du littoral, dans les sédiments ou dans la colonne d'eau.

Toutefois, ce type de calcul nécessite de connaître le mélange des produits déversés à proximité du diffuseur. Or, le déversement à proximité n'a pas été simulé dans cette étude. Les données pour la dilution initiale ont été fournies par BTH (Bechtel Technip Hatch) sur la base d'études conduites par Roberts (2003) par la méthode RSB (NRFIELD). Les valeurs de la longueur du champ proche en fonction de la vitesse du courant nous ont été fournies récemment par Roberts (novembre 2006). Elles sont le complément indispensable des valeurs de dilution minimale données précédemment par Roberts (2003). L'ensemble de ces valeurs est rassemblé dans le tableau 1-1.

Tableau 1-1 : Données fournies par Roberts par la méthode RSB.

Vitesse de courant (m/s)	Dilution minimale	Longueur du champ proche (m)
0	690	14
0,1	1704	119
0,2	2563	243
0,3	3234	369
0,4	3807	497
0,5	4318	627
0,6	4785	758
0,7	5217	890
0,8	5622	1023
0,9	6005	1157
1,0	6373	1292

En effet, cette méthode RSB qui est basée sur des expériences de laboratoire fournit seulement les caractéristiques de l'effluent à la fin de la zone du champ proche (hauteur atteinte par le panache ; épaisseur du panache ; valeur de la dilution minimale; longueur du champ proche). Elle ne fournit pas les valeurs intermédiaires de la dilution jusqu'à la fin du champ proche.

Or, il apparaît maintenant que les spécialistes de GEMS, ne disposant pas des longueurs de la zone de champ proche, ont utilisé les résultats de Roberts (2003) comme valeurs initiales de dilution à 50 m du tuyau, alors que ces résultats sont valables à la fin de la zone de champ proche (i.e., de cent à plusieurs centaines de mètres, suivant la vitesse du courant ; cf. tableau 1-1).

De plus, ces études de développement de panache ont été réalisées avec GCOM3D pour un débit d'effluent de 1900 m³/h, plus important que celui prévu actuellement (1200 m³/h), et pour une densité de l'effluent (998 kg/m³) plus faible que celle de l'effluent envisagé actuellement par Goro Nickel.

Il y aurait donc lieu d'interpréter les résultats du code PLUME2D de GEMS (mars 2003) en apportant les correctifs nécessaires liés à l'utilisation d'une dilution initiale à 50 m plus précise. Néanmoins, il est intéressant de rappeler quelques-uns de ces résultats :

- ♦ GEMS a fourni les concentrations moyennes journalières à quatre sites clés (Port Boisé, Récif Ioro, Ilot Nouaré et Banc Ionontéa) pour les déversements effectués aux trois emplacements (P2, P3 et P0) à différentes périodes de l'année (cf. tableau 7 du rapport GEMS 2003). Les trois emplacements choisis pour le déversement étaient le point (P2) où les courants observés étaient les plus forts le long du transect du pipeline, le point (P3) et un emplacement (P0) situé approximativement à 500 m plus près du rivage que P2.

- ◆ Chaque heure, la modélisation du panache a produit instantanément des concentrations de manganèse, pendant l'année entière et ces valeurs peuvent varier de façon significative selon que les courants sont forts ou faibles (par exemple au changement de marée).
- ◆ GEMS (2003) a fourni une sélection d'exemples montrant les cartes de concentration maximale de manganèse dans la colonne d'eau pendant les mois de janvier, avril, juillet et octobre, pour une heure donnée pour les déversements à P2, P3 et P0. Ces résultats ont été choisis sur la base de leurs concentrations élevées (dilutions minimales) pour le jour et le mois considérés. A titre d'exemple, les schémas 12.5 et 12.6 (GEMS 2003) montrent des panaches d'une étendue d'environ 4 kms vers le NE à partir des points d'ancrage P2 et P3, respectivement, dans le cas d'une concentration initiale C_0 de 100 mg Mn/L. Pour le déversement au point P3 la concentration dans le panache est de 0,10 mg Mn/L; c'est-à-dire une dilution 1000 seulement (schéma 12.5). La situation est encore plus défavorable pour un déversement au point P2, où la concentration dans le panache peut atteindre 0,20 mg Mn/L; soit une dilution de 500 seulement (schéma 12.6). Même si ces illustrations correspondent aux cas les plus défavorables, ils montrent qu'il existe un risque que le taux de dilution en champ lointain soit inférieur à 1000 (à cause des effets d'accumulation).
- ◆ GEMS (novembre 2004) a également fourni les résultats de modélisation de la concentration maximale dans la colonne d'eau en différents points du Canal de la Havannah en prenant en compte les conditions de marées et de vent sur une année complète (2001). Au cours de l'année, on observe plusieurs pics de concentration, de courte durée, avec les valeurs suivantes (dans le cas $C_0 = 100$ mg Mn/L):

Banc Ionotéa	M1	1 pic à 0,11 mg Mn/L; 4 pics à 0,05 mg Mn/L
Récif Ioro	M7	1 pic à 0,05 mg Mn/L; 3 pics à 0,03 mg Mn/L
Milieu Nord du Canal	M10	3 pics à 0,09 mg Mn/L; 8 pics à 0,05 mg Mn/L
Nord-est du diffuseur	M4	1 pic à 0,05 mg Mn/L; 1 pic à 0,03 mg Mn/L
Réserve Merlet	M5	1 pic à 0,01 mg Mn/L; 2 pics à 0,005 mg Mn/L

Les résultats de GEMS (2003 et 2004) ne sont pas utilisables directement pour les scénarios 1-4 actuels (Goro Nickel 2006 et Annexe 2); mais il serait possible d'en tirer quelques éclairages en considérant en première approximation la proportionnalité. Par ex., avec le débit 1200 m³/h et la concentration 20 mg Mn/L du scénario 1, les valeurs d'exposition seraient à diviser par un facteur de 8. Aux différents points considérés, même avec les pics, on se trouverait dans des fourchettes de concentrations de toxicité potentielle chronique (hors des limites de toxicité aigüe).

En toute rigueur les concentrations maximales devraient également être réévaluées en tenant compte du nécessaire réajustement de la dilution à 20 m, qui sert de condition initiale pour le calcul de la dilution en champ lointain; cette réévaluation serait à la hausse sachant que les valeurs de dilution initiale utilisées étaient fortement majorées pour toutes les vitesses de courant dépassant 0,1 m/s

Les résultats de la simulation en champ lointain de GEMS sont intéressants, comme indicateurs, mais ils sont à utiliser avec précaution tant que l'influence du choix de la dilution initiale n'aura pas été établie.

1.2.4 Modélisation de la dilution en champ lointain (GEMS 2006)

D'autres calculs de modélisation de la dilution en champ lointain, sur une durée de 12 mois, ont été réalisés récemment par GEMS (2006) avec PLUME3D pour une concentration initiale C_0 de 10 mg Mn/L et un flux de 1900 m³/h. Cette modélisation met seulement en évidence quelques pics de concentration supérieurs à 0,005 mg/L (i.e., dilution 2000), avec les durées suivantes, en trois points M1, M2 et M7 :

Coral Reef	M1	13 pics avec une demi-largeur moyenne* de 3,0 heures = 46 h/an
Banc Ionotéa	M2	10 pics avec une demi-largeur moyenne de 2,8 heures = 28 h/an
Récif Ioro	M7	7 pics avec une demi-largeur moyenne de 4,0 heures = 28 h/an

*La demi-largeur décrit le temps où le pic est supérieur à 0,005 mg/L.

Pour pouvoir tirer des conclusions définitives sur ces résultats, quant au développement du panache en champ lointain pour les scénarios 1-4 considérés par Goro Nickel, il est impératif à nouveau de connaître précisément les valeurs de dilution initiale à 20 m utilisées par GEMS (2006) pour ces nouveaux calculs. Ces valeurs de dilution à 20 m ont été fournies par Hay (2006a) à l'aide du modèle UM3 (qui ne fournit que les dilutions moyennes dans le panache ; cf. paragraphe suivant). L'analyse de ces valeurs, par comparaison avec les résultats de dilution minimale à 20 m de Luo (2006a,b), est en cours.

1.2.5 Modélisation de la dilution en champ proche : longueur du champ proche (Stronach 2006a)

Le processus de dilution turbulente en champ proche n'est dominant que sur des distances de quelques dizaines ou centaines de mètres, d'après Roberts (1999, 2003 et 2006). Il se termine lorsque le niveau de la turbulence créée par le tuyau a suffisamment diminué pour atteindre le niveau de turbulence du milieu ambiant.

Stronach (2006b) s'est intéressé au comportement du panache de l'effluent en champ proche jusqu'au champ lointain, en utilisant le modèle théorique UM3 (méthode intégrale) qui fournit la dilution moyenne dans le panache, ainsi que la longueur du champ proche. Les résultats sont présentés dans le tableau 1-2 ; ils ont été établis pour les conditions suivantes de l'effluent : débit : 0,792 m³/h; température de sortie: 40 °C ; densité à la sortie: 1006 kg/m³.

Tableau 1-2 : Distribution fréquentielle des courants et facteurs de dilution associés, d'après Stronach (2006a). Les courants sont caractérisés par leur valeur près du fond.

Domaine de vitesse (cm/s)	Freq. %	Décembre:			Mai:			Moyenne annuelle Conc. @ 20 m
		gauche.= dilution à 20 m	milieu.= distance à la fin du champ proche (m)	droite. = dilution à la fin du champ proche	gauche.= dilution à 20 m	milieu.= distance à la fin du champ proche (m)	droite. = dilution à la fin du champ proche	
0 – 10	19	3249	59	6684	2853	65	5751	0,00033
10 – 20	23	1627	384	20874	1603	170	8432	0,00062
20 – 30	25	1040	552	26787	1020	299	12103	0,00097
30 – 40	21	778	775	35918	761	423	15617	0,00130
40 – 50	10	630	1086	46914	616	561	19243	0,00161
50 – 60	2	534	1484	60487	523	682	22879	0,00189

D'autres résultats nous ont été fournis récemment pour les scénarios 1-4 (Stronach 2006c), pour les différentes valeurs du courant marin. Ces résultats sont en cours d'analyse.

1.2.6 Autres modèles (PLUMES)

Il existe de nombreux autres modèles pour le calcul en champ proche et en champ lointain. Sans faire une étude bibliographique exhaustive, on peut mentionner l'interface et manager, PLUMES qui est décrit par Baumgartner et al. (1994). PLUMES associe plusieurs modèles de dilution initiale (tels que RSB et UM) et sélectionne automatiquement deux modèles en champ lointain au-delà de la zone de dilution initiale. De plus, PLUMES incorpore le schéma de classification d'écoulements CORMIX (Cornell Mixing Zone Models), avec les recommandations pour l'utilisation des modèles. Il fournit de fait un lien entre différents systèmes US EPA existants. Les modèles PLUMES peuvent être utilisés pour les panaches déchargés en milieu marin ou en eau douce. Ils s'appliquent à la fois à des panaches flottants (effluents moins denses que le milieu récepteur) ou denses, et à la fois pour des diffuseurs avec un seul port ou des diffuseurs multiports.

Le modèle RSB (Roberts, Snyder, Baumgartner) est basé sur des études expérimentales de diffuseurs multiports dans des écoulements stratifiés. Ce modèle est particulièrement adapté pour des diffuseurs complexes (par exemple, 8 ports par riser). Il prend en compte un certain nombre de paramètres, tels que : espacement des ports, diamètre des ports, vitesse du jet de sortie, vitesse du courant, direction du courant et stratification de densité. Le modèle RSB permet de traiter le cas d'un diffuseur bidirectionnel, ce qui n'est pas le cas du modèle UM3 utilisé par Stronach (2006a, b, c).

1.2.7 Dilution minimale versus dilution moyenne

Il existe un grand nombre d'articles dans la littérature scientifique abordant la discussion sur l'intérêt respectif de la dilution minimale par rapport à la dilution moyenne, suivant qu'on s'intéresse à une toxicité potentielle aiguë ou chronique. La forme des profils de vitesses dans une section transversale (perpendiculaire à la trajectoire du panache) peut être assez différente de la forme des profils de concentration. De ce fait, deux types de moyenne sont utilisés « top hat » ou « flux-average ». Cette moyenne est la valeur par laquelle il faut multiplier le flux volumique total du panache pour obtenir le flux de masse total. A titre indicatif, dans les méthodes intégrales (comme UM3), le rapport entre la dilution minimale (centreligne) et la concentration moyenne varie entre 1,44 pour un panache développé et 1,94 pour un panache rond (Bailey 2005).

L'étude réalisée par Luo (2006b) comporte également l'évaluation de la dilution moyenne dans une coupe transversale du panache, à la distance « Y » du tuyau. Ce calcul annexe est réalisé à partir de la valeur de concentration moyenne, $C_{average}$, dans tout le plan Y du domaine de calcul (qui occupe la surface S_{totale}). Cette concentration est donnée directement par le code de calcul. Cette valeur est bien la même en tout plan Y (ce qui montre que le code assure bien la conservation des espèces). Pour déterminer la concentration moyenne dans le panache, il faut d'abord définir arbitrairement la concentration minimum qui délimite le panache, C_{min} (par ex. $10^{-4} C_0$; où C_0 est la concentration initiale à la sortie du diffuseur). Il faut ensuite calculer (par un logiciel de traitement d'image) la surface, S_{max} , occupée par le panache à l'intérieur de cette courbe iso-concentration. La concentration moyenne dans le panache est alors donnée par :

$$C_{moy}(y) = C_{average} \frac{S_{totale}}{S_{max}} \quad \text{éq. (1-1)}$$

1.2.8 Modélisation de la dilution en champ proche tridimensionnelle (L3M-2006)

L'étude de modélisation et simulation numérique de la dilution de l'effluent industriel de Goro Nickel dans le champ proche du diffuseur marin multiport, réalisée par Luo (2006) a permis dans un premier temps de mettre au point un modèle tridimensionnel avec couplage direct d'un écoulement turbulent et des processus d'advection-diffusion pour la chaleur et pour les espèces. La méthode permet ainsi de déterminer le développement précis du panache à la sortie immédiate de chaque trou du diffuseur. Le panache se développe à l'aval du diffuseur en fonction des forces hydrodynamiques induites par 3 mécanismes (vitesse du courant marin ambiant, vitesse d'éjection de l'effluent, différence de densité entre l'effluent et le milieu marin récepteur). La forme du panache, ainsi que la distribution de température et de concentration à l'intérieur du panache est tridimensionnelle. Il n'y a pas d'approximation par tranche comme dans les modèles utilisés précédemment.

La méthode utilisée consiste à résoudre, dans le cas stationnaire, les équations de Navier-Stokes tridimensionnelles, couplées avec les équations d'advection - diffusion de la température et des espèces. Un schéma aux différences finies décentrées amont, du deuxième ordre, a été utilisé pour tous les termes d'advection, et le schéma SIMPLEST a été utilisé pour le couplage vitesse - pression.

De nombreux tests du modèle numérique ont été réalisés :

- ◆ modèles de turbulence du type k-ε classique ou modèle k-ε à bas nombre de Reynolds ;
- ◆ qualité du raccordement des panaches de deux trous successifs ;
- ◆ précision liée au maillage; à titre indicatif, le maillage retenu dans le cas de calculs sur une distance de 100 m est le suivant : 31 x 156 x 48 (suivant les coordonnées XYZ).

Cette approche permet de mettre en évidence la géométrie complexe du panache dès la sortie du jet, avec une accélération de l'écoulement sous la buse de l'émissaire, et la déformation du jet de l'effluent qui passe d'une géométrie circulaire à la sortie à une géométrie en fer à cheval, rapidement infléchi par le courant marin.

Les résultats de cette étude ont été confrontés au fur et à mesure, en temps réel, aux résultats fournis par Goro Nickel (résultats obtenus par Hay & Co par le système expert UM3). Cette confrontation a amené Goro Nickel à modifier substantiellement la géométrie du diffuseur. L'opérateur est passé ainsi d'un effluent de densité voisine de celle de l'eau de mer (susceptible d'atteindre le fond marin à quelques mètres du diffuseur), à un effluent de densité plus faible permettant au panache de se développer au-dessus du fond avant d'être suffisamment dilué.

Les résultats de Luo (2006a) ont également montré que le cas d'un diffuseur bi-directionnel avec éjection latérale par des trous séparés de 10 m (Scénario « 0_bi » pour bi-directionnel), est peu performant lorsque les trous sont placés dans un même plan perpendiculaire au tuyau. En effet, le panache qui est émis face au courant incident est immédiatement rabattu vers le panache du trou opposé. La comparaison des résultats entre le scénario « 0_bi » et le scénario « 0_u » avec décharge verticale, montre que le diffuseur

unidirectionnel avec éjection verticale (scénario « 0_u ») par des trous séparés de 5 m permet une meilleure dilution. Luo (2006a) s'est attaché à donner une présentation synthétique de ces nombreux et volumineux résultats, illustrées principalement par des courbes d'évolution de la dilution minimale (inverse de la concentration maximale) au cœur du panache de l'effluent qui se développe à l'aval du tuyau en fonction des 3 forces hydrodynamiques en présence.

Luo (2006b) a ensuite modélisé quatre autres scénarios représentant la variabilité de composition de l'effluent définitif dans le cas du procédé utilisant la neutralisation par chaulage. Cette variabilité de l'effluent fournie par l'opérateur est décrite dans le tableau 1-3 (Goro Nickel 2006).

Tableau 1-3 : Variabilité de l'effluent dans le cas du procédé utilisant la neutralisation par la chaux, d'après Goro Nickel (mémo 17 juin 2006).

Scénario	Mode opératoire	Nombre de fours à chaux en opération
1	Opération typique : Mg dans alimentation 2,4%, (apport net d'eau par la pluie 3m/an),	2
2	Mg dans alimentation 3,5%, (apport net d'eau par la pluie 3m/an),	2
3	Opération avec un four à chaux arrêté Mg dans alimentation 2,4%, (apport net d'eau par la pluie 3m/an),	1
4	Opération avec fortes précipitations Mg dans alimentation 2,4%, retour maximum d'eau du bassin à résidus.	2

La nouvelle technique SO₂-Air étudiée actuellement par Goro Nickel pour réduire la concentration en Mn correspondant à la densité du scénario 3, Luo (2006b) a réalisé une étude beaucoup plus détaillée des scénarios 1 et 3. Les résultats sont présentés de façon très synthétique sous forme de courbes et de tableaux donnant l'évolution longitudinale de la dilution minimale jusqu'à une distance de 100 m, pour différentes vitesses du courant de fond, de 0,05 m/s jusqu'à 0,55 m/s.

Les principaux résultats sont résumés dans l'Annexe 1. La dilution moyenne dans le panache a été également évaluée, en prenant la courbe de concentration $10^{-4} C_0$ comme frontière du panache. A partir des valeurs NOEC (No-Observable-Effect Concentration; i.e., la concentration la plus élevée à laquelle il n'y a pas d'effet observable) données dans la littérature pour chacun des constituants liquides de l'effluent, il serait possible pour les spécialistes d'écotoxicité d'utiliser directement les courbes de dilution, pour en déduire une estimation de l'étendue d'une zone d'exception, au sein de la zone de champ proche, de part et d'autre du tuyau, à partir de laquelle 99 % des espèces seraient protégées. Une méthode simple d'utilisation des courbes est discutée dans l'Annexe 1 jointe au présent rapport.

La dilution minimum représentative que nous avons choisie est de 575 à 20 m (cas d'une vitesse de courant de 0,15 m/sec, scénario 1). Dans cette situation, cette dilution est atteinte après un peu plus de 2 min dans le lagon. Elle correspond à une valeur de dilution qu'on peut considérer comme défavorable pour représenter l'ensemble du diffuseur. Dans une démarche conservatrice pour l'environnement, c'est celle que nous avons utilisée dans les calculs d'écotoxicité.

1.3 Discussion

Dans les études précédentes on retiendra principalement les éléments positifs que constituent les mesures de bathymétrie, de courants et de propriétés physiques et chimiques réalisées par GEMS en novembre et décembre 2002, et par RESCAN en fin 2001. On retiendra également que le modèle de courant GCOM3D de GEMS a été dûment validé, ce qui amène à porter crédit aux points suivants :

- ◆ La rose des courants de fond dérivée des mesures prises à l'amarrage de 30 jours à P2 paraît fiable. C'est un indicateur précieux pour évaluer les effets moyens au cours du temps.
- ◆ Il n'y a pas de stratification marquée dans la colonne d'eau dans le canal de la Havannah.

On retiendra également, par comparaison entre les mesures de vitesse de GEMS (2003) et RESCAN (2002a) pour des conditions climatiques différentes, que la vitesse débitante du courant marin dans le canal de la Havannah est fortement influencée par les vents. Nous avons noté les écarts suivants : **0,1 m/s dans la direction SO** sous l'action de vents du SE (fin 2002), et **0,03 m/s dans la direction 27,4° vers le NNE** (fin 2001). Il conviendrait donc que la dépendance de la vitesse débitante en fonction (et pendant la durée) des principaux événements climatiques typiques (vents dominants) soit dûment précisée.

Les principaux points négatifs (ou perfectibles) qu'on peut retenir des études précédentes de développement de panache sont les suivants :

- ◆ Les cas traités par GEMS (2003 et 2004) avec un effluent de densité 998 kg/m^3 ne correspondent plus tout à fait aux scénarios retenus par l'industriel au cours de l'année 2006. Ces résultats montrent qu'en certaines circonstances **la dilution en champ lointain pour un déversement aux points P2 ou P3 peut être inférieure à 1000**.
- ◆ Les valeurs de la dilution initiale utilisées par GEMS (2006), à la distance de 20 m du diffuseur (avec un effluent de densité 1006 kg/m^3), ne sont pas encore validées ; leur validation est en cours.

Il est donc encore difficile, en l'état actuel des informations dont nous disposons, de tirer des conclusions définitives sur l'état réel du panache à longue distance pour les scénarios 1-4, à partir des résultats de GEMS (2003, 2004 et 2006). Nous proposons que les calculs de champ lointain soient repris pour les nouvelles compositions de l'effluent (scénarios 1-4), en prenant en compte des conditions de dilution initiale plus réalistes, comme celles déterminées très récemment par Luo (2006b).

En résumé, l'étude du développement tridimensionnel du panache en champ proche de Luo (2006a et 2006b) apporte un éclairage nouveau sur les points suivants :

- ◆ Elle permet de montrer que pour les densités d'effluent considérées dans l'arrêté ICPE-2004 (où le procédé comportait un effluent avec une densité voisine de la densité du milieu marin récepteur) il y avait un risque de contact rapide avec les sédiments du fond et donc une baisse d'efficacité probable du processus de dilution.
- ◆ Elle permet de montrer que le cas d'un diffuseur bi-directionnel, avec éjection latérale par des trous séparés de 10 m, n'est pas très efficace lorsque les trous sont placés dans un même plan perpendiculaire au tuyau ; le panache émis face au courant incident est immédiatement rabattu vers le panache du trou opposé.
- ◆ Les résultats de ces études, communiquées en temps réel à l'opérateur via la DRN, ont permis de faire évoluer favorablement la conception du diffuseur.

- ◆ Les quatre derniers scénarios proposés par Goro Nickel (2006) ont ainsi été simulés et comparés, en termes de dilution minimale et de dilution moyenne.
- ◆ Une synthèse des résultats de l'évolution longitudinale de la dilution minimale est fournie dans l'Annexe 1, ainsi que la méthode d'utilisation de ces résultats pour une première estimation de la zone d'exception autour du tuyau. Les résultats permettent d'avancer les valeurs suivantes de dilution pour les vitesses de courant les plus probables (au sens de la rose des courants de fond), i.e. : 0,15 m/s et 0,25 m/s :

	à 20 mètres	à 50 mètres	à 100 mètres
Scénario 1	575 - 660	1430 - 1480	2600 - 2800
Scénario 3	420 - 470	1050	2000 - 2120

Des interprétations plus fines peuvent être obtenues par l'utilisation directe des résultats figurant dans l'Annexe 1.

- ◆ Des compléments d'étude ont été réalisés pour simuler le risque de bouchage de l'espace sous le diffuseur (par l'apport de particules solides, sables et graviers du fond marin, remobilisés par les courants marins alternés, et bloqués par l'obstacle que constitue le tuyau). Ces simulations montrent l'existence d'un sillage tourbillonnaire qui entraîne une déviation rapide du panache de l'effluent vers le sol. Les calculs réalisés pour le scénario 1 (effluent le plus léger) et pour une vitesse de l'écoulement de 0.25m/s donnent les valeurs suivantes pour la dilution au niveau du sol :

	à 2m	à 4m	à 6m	à 8m	à 10m	à 15m	à 20m
Scénario 1	1000	830	750	750	800	1050	1350

Ces valeurs de la dilution au sol sont plus de dix à vingt fois plus faibles que celles obtenues dans le cas du tuyau surélevé.

1.4 Conclusions

Les prédictions de l'évolution du panache à proximité immédiate du tuyau faisaient totalement défaut jusqu'ici. L'approche numérique utilisée par Luo (2006a), dans le cas d'un rejet dissous, est beaucoup plus sophistiquée que la méthode intégrale (UM3) utilisée par Stronach (2006). Il s'agit d'une approche complètement tridimensionnelle qui tient compte (i), directement du couplage entre les équations du mouvement et les équations de conservation de l'énergie et (ii), des constituants (température et concentration de l'effluent dans le milieu marin).

Les calculs révèlent que dans le cas du tuyau surélevé prévu, le panache devrait atteindre le fond après une distance de quelques dizaines de mètres (mais la dilution à la zone de contact atteint 16 000 et la concentration de l'effluent au sol reste donc faible); cette distance dépend de la vitesse du courant incident. Ce comportement est dû à la présence d'un sillage à l'aval du tuyau.

Par contre, dans le cas d'un bouchage de l'espace sous le diffuseur (qui correspond à un risque à évaluer), le sillage à l'aval du tuyau serait beaucoup plus court. Il aurait un impact beaucoup plus sévère et la dilution à la zone de contact serait de 750-1000, sur une distance de 2-20 m du diffuseur, pour une vitesse de courant de 0.25m/s. L'impact dans le cas de rejet de Mn particulaire (comme dans le cas de la méthode SO₂-Air), reste à évaluer mais il est tout à fait possible de modéliser le processus d'accumulation de particules derrière les plots, puis

sous le tuyau. Il serait utile de faire cette modélisation pour l'ensemble des scénarios et pour plusieurs valeurs significatives de la vitesse du courant marin.

L'approche de grande précision qui est utilisée par Luo (2006) ne serait pas généralisable à l'étude du panache en champ lointain, à cause du nombre énorme de points de maillage qu'elle nécessiterait (sans parler des coûts). Mais elle est nécessaire dans le champ proche pour un milieu aussi délicat que le lagon Sud de Nouvelle Calédonie. Il est important en effet de définir avec précision les performances de dispersion du diffuseur à la source même de la dilution. Par ailleurs, la dilution en champ proche est une donnée nécessaire pour le calcul de la dilution en champ lointain.

Les prédictions de l'évolution de la dilution (minimale et moyenne) en fonction de la distance au tuyau sont un des éléments qui vont permettre aux spécialistes d'écotoxicité de préciser les distances à partir de laquelle la condition de concentration NOEC (concentrations sans effets observable) serait satisfaite dans le champ proche du diffuseur, en fonction de la concentration de chaque composant de l'effluent à la sortie du diffuseur. Il est ainsi possible de déterminer la longueur d'une zone d'exclusion autour du diffuseur, en fonction de la composition de l'effluent

Par exemple, si on considère la valeur limite de 10 $\mu\text{g Mn/L}$, proposée dans la section 3.5.6.4 à partir des analyses faites par J. Stauber pour protéger 99 % des espèces (communication personnelle, CSIRO, Australie) et de l'étude de Cotignola (2006), on peut estimer que la concentration ne devrait pas dépasser cette valeur quel que soit le contexte courantologique, si la concentration de Mn en sortie du diffuseur reste suffisamment faible (de l'ordre de 10 mg Mn/L)

Il faut toutefois remarquer que ce type de critère n'est pas parfait. Il doit être complété par une étude de dilution en champ lointain suffisamment précise prenant en compte les effets d'accumulation qu'on ne pourrait estimer par la voie présentée ici, qu'en ayant au moins accès au temps de résidence (s'il était fourni par l'analyse de données expérimentales de courantologie).

Une autre limite des études réalisées jusqu'ici est qu'elles n'apportent encore qu'un éclairage partiel, dans le sens qu'elles ne concernent que les constituants dissous. Or, comme indiqué par INERIS (2003), les études du rejet dissous, certes indispensables, ne permettent aucune extrapolation à un rejet de matériel particulaire ou au transport de particules au voisinage du rejet et dans le champ éloigné. Il y aurait donc lieu, de modéliser et simuler numériquement le rejet de matériel particulaire en champ proche, qui servirait également de donnée initiale pour les études en champ lointain qui devraient être réalisées par l'IRD-Nouméa (la taille des particules prévues au jour où nous écrivons est de 5 à 10 μm , Annexe 6).

Il faudra être attentif à évaluer la vitesse débitante en fonction (et pendant la durée) des événements climatiques typiques (vents dominants), car elle détermine la valeur maximale de la dilution qu'on pourra obtenir en champ lointain quelles que soient la conception et l'efficacité du diffuseur (qui ne sont déterminant que pour augmenter la dilution dans le champ très proche, et limiter ainsi l'étendue de la zone d'exclusion).

D'une façon générale, le courant de fond au niveau du diffuseur (à l'endroit de la Baie de Kwé) sera plutôt dominé par l'influence des marées, tandis que dans la couche de surface du canal de la Havannah, le courant dépendra également des événements climatiques, et

notamment des vents. Il serait judicieux, en accédant aux données expérimentales (courants et vents) de RESCAN (2002a) et de GEMS (2003), de déterminer plus précisément la valeur de la vitesse débitante (sur une durée de quelques périodes de marées) en l'absence de vent, et en présence de vents dominants.

La nouvelle technique SO₂-Air étudiée actuellement par Goro Nickel pour réduire la concentration en Mn conduisant à rejeter 90 % du Mn sous forme particulaire (tout en diminuant le Mn total ; Zweig, communication personnelle), il sera nécessaire que la modélisation du rejet particulaire en champ proche soit effectuée avec une modélisation complètement tridimensionnelle, tout aussi précise que dans le cas du rejet dissous.

1.5 Recommandations

R1. Avant la mise en route de l'usine Goro Nickel

- ◆ Il est nécessaire pour compléter l'expertise de dilution en champ lointain que nous puissions disposer rapidement de résultats de modélisation dûment validés à la lumière des valeurs de dilution initiale telles qu'elles ont été réellement utilisées par GEMS dans le modèle PLUME3D.
- ◆ D'une façon plus générale, s'agissant de la courantologie du canal de la Havannah, une évaluation du **temps de résidence** des masses d'eau (vitesse débitante) est nécessaire, compte tenu des écarts substantiels entre les résultats de GEMS (campagne novembre-décembre 2002) et de RESCAN (campagne décembre 2001 – janvier 2002) qui sont attribués à des conditions météorologiques différentes. Il serait judicieux, en accédant aux données expérimentales complètes (courants et vents) de RESCAN (2002a) et de GEMS (2003) d'évaluer la vitesse débitante (sur une durée d'au moins quelques périodes de marées) en l'absence de vent, et en présence de vents dominants.
- ◆ Dans le contexte de l'utilisation de la technologie SO₂-Air pour la réduction du manganèse dissous, il est nécessaire de prévoir une modélisation et une simulation numérique de la dispersion tridimensionnelle du rejet de matériel particulaire en champ proche, puisque 90 % du manganèse dans le rejet sera sous forme particulaire. Cette modélisation, qui nécessite la fourniture par l'industriel des caractéristiques géométriques et physico-chimiques des particules de manganèse générées par le procédé SO₂-Air (voir la prévision de leur taille dans l'Annexe 6), sera nécessaire pour fournir les conditions initiales pour les calculs du transport des particules en champ lointain qui seront réalisés par l'IRD-Nouméa avec des mailles de 60 m.
- ◆ Lorsque le diffuseur sera positionné au fond du canal de la Havannah, il sera utile de mesurer la position des trous de sortie par rapport au sol pour les tronçons du diffuseur qui se trouveraient surélevés au-dessus du fond marin. En effet, les calculs ont été réalisés jusqu'ici dans le cas où le diffuseur se trouve dans la couche limite de fond (hauteur du trou d'éjection à 1,2 m du fond marin).

R2. Au moment de la mise en route de l'usine Goro Nickel

- ◆ Dès la mise en route de l'usine, il y aura lieu de vérifier la composition de l'effluent et sa variabilité (et éventuellement relancer quelques calculs de simulation numérique de la

dilution sur de plus grandes distances et en situation de vitesses de courant non stationnaire),

- ♦ il y aura de faire un suivi expérimental du panache en champ proche en observant autant que possible le développement initial du panache, et/ou en mesurant la variation de la concentration d'un ou deux constituants traceurs en fonction de la distance au tuyau.

R3. A plus long terme

- ♦ Il y aura lieu d'effectuer le suivi expérimental de l'impact du panache sur les quelques points sensibles déjà identifiés dans la demande ICPE-2004, de manière à contrôler l'impact éventuel de l'effluent à longue distance.
- ♦ Il y aura lieu d'effectuer un recalage du modèle de simulation numérique, de manière à obtenir un outil de plus en plus fiable pour une prédiction ultérieure du comportement du panache.

2. Question 2 – géochimie du manganèse

Rendre un avis, en l'état actuel des connaissances scientifiques et du milieu, sur les phénomènes de précipitation du manganèse (géochimie) liés à l'ensemble des paramètres du milieu

2.1 Phénomènes de précipitation

La composition chimique de l'effluent a été sujette à controverse et à interprétations diverses. Par exemple le Comité Rhee buu Nuu parle de "rejet de 25 métaux lourds". Il a donc été nécessaire de détailler et d'expliquer cette composition chimique en se basant sur la terminologie employée pour décrire la composition des eaux naturelles, à savoir les notions d'éléments majeurs, mineurs et en trace, indications qualitatives de leurs concentrations.

Les premiers documents de Goro Nickel dont nous avons disposé en avril 2006 rapportaient une seule composition de l'effluent donnée comme représentative des conditions normales d'exploitation de l'usine commerciale. Les concentrations d'environ vingt-cinq éléments en solution étaient données, ceci incluant les hydrocarbures et les composés organiques halogénés (Goro Nickel 2003).

Ces premières données montrent tout d'abord que l'effluent est une solution aqueuse dont les éléments majeurs sont le magnésium, le calcium et le sulfate, le seul élément mineur étant le manganèse. Tous les autres éléments sont en trace. La charge totale dissoute est d'environ 30 g/L. Ces caractéristiques font que l'effluent est une solution aqueuse du type eau de mer (c'est-à-dire une solution aqueuse de salinité comparable, mais de composition chimique différente), mais sûrement pas de l'eau de mer comme la rumeur a pu le rapporter. Le Comité de contre-expertise a alors demandé des compléments d'information sur la composition de l'effluent et sur sa variabilité. Cette information nous a été fournie par Goro Nickel qui l'a résumée dans un rapport daté d'août 2006 (Annexe 2). Elle se présente sous la forme, d'un côté de la composition chimique en éléments majeurs et mineurs (le Mn) de quatre effluents correspondant à quatre scénarii de fonctionnement de l'usine, et de l'autre d'une analyse étendue (plus de 50 éléments) d'un échantillon d'effluent de l'usine pilote. Il en découle donc que l'information sur la composition de l'effluent est de deux sortes. La première provient des calculs, c'est-à-dire de la simulation numérique basée sur le logiciel METSIM pour les majeurs et mineurs. La deuxième est celle de l'analyse chimique directe (par ICP-MS) pour les éléments en trace. On doit tout de suite noter que le logiciel METSIM a été calibré pour les simulations du procédé devant être mis en œuvre dans l'usine de Goro, à partir de mesures obtenues par les pilotes du bureau d'étude d'INCO et par l'usine pilote installée sur le site de Goro. Les simulations METSIM intègrent donc l'observation directe et ne s'appuient pas sur des calculs prédictifs comme l'art de la simulation le laisse souvent supposer.

La qualité de l'analyse chimique de l'effluent est garantie d'un côté par le détail des procédures analytiques, et de l'autre par l'intercomparaison des analyses effectuées par Goro Nickel (Annexe 2) et celles provenant d'un sous-traitant, la société ALS (ALS Environmental 2006).

Le Comité de contre-expertise a fait remarquer que l'alcalinité, paramètre essentiel de la caractérisation des carbonates en milieu marin, ne figurait pas dans les documents donnant la composition de l'effluent (Annexe 2). Cette information se trouve dans le rapport d'une étude détaillée (modélisation et expérimentation) des phénomènes de dissolution et précipitation des phases solides (entre autres des oxydes et carbonates de Mn) lors du mélange effluent/eau de mer qui nous a été fournie en novembre 2006 (RESCAN 2003). Cette étude rapporte la valeur de l'alcalinité de l'effluent et l'utilise dans les calculs d'état de saturation des mélanges

effluent/eau de mer. Sans se lancer dans un résumé exhaustif des résultats de ce rapport, on notera que les calculs de saturation ont été faits pour une température de l'effluent et de l'eau de mer de 20°C. Ceci a conduit les auteurs du rapport à conclure à la sous-saturation de l'effluent vis-à-vis de sulfates de Ca, alors qu'on en trouve en suspension sous forme de particules de gypse micrométriques (Goro Nickel, 2004).

Nous avons vérifié la cohérence des données par nos propres calculs de l'état de saturation des mélanges effluent/eau de mer vis-à-vis des sulfates de calcium qui se forment au cours du procédé lors de la neutralisation des solutions sulfuriques par la chaux. Pour ce faire, nous avons utilisé des modèles de calcul mis au point en géochimie et testés sur de nombreux cas de formation naturelle de sulfates de calcium (gypse et anhydrite). Les méthodes de calcul et les références bibliographiques correspondantes sont détaillées dans l'annexe 3.

On montre ainsi qu'en effet les quatre effluents sont à saturation du gypse et de l'anhydrite pour une température de 40°C. On peut aussi voir que cette saturation va disparaître lors de la dilution de l'effluent dans l'eau de mer. En d'autres termes, les sulfates de calcium en suspension dans l'effluent (donnés à 35 mg/L dans le rapport Brunetto/Riley d'août 2006) vont rapidement se dissoudre lors de la dilution.

Ces calculs illustrent les conclusions que l'on peut attendre de la modélisation géochimique du contrôle du comportement des éléments chimiques dans le milieu marin lors des processus de mélange de l'effluent et de l'eau de mer. Cette approche, illustrée ici pour le cas des sulfates de Ca pour lesquels des calculs très précis peuvent être faits, doit être généralisée au comportement de tous les éléments chimiques, mais plus particulièrement à celui du manganèse. Cette tâche a été confiée à l'IRD qui a mis sur pied un programme complet et très détaillé de modélisation expérimentale et de simulation des processus géochimiques couplés aux phénomènes de transport (proposition de contrat Goro Nickel/IRD).

2.2 Une solution technique pour la réduction de la teneur en manganèse de l'effluent

La première méthode disponible pour réduire la teneur en Mn de l'effluent consiste à augmenter le pH des fluides en rajoutant de la chaux. Les inconvénients de ce procédé ont été présentés au Comité de contre-expertise lors d'une réunion avec les ingénieurs de Goro Nickel en avril 2006 (Annexe 4). Il conduit à une augmentation significative (de l'ordre de 30 %) du volume des déchets solides. La chaux étant produite par calcination du calcaire, ceci conduit aussi à une substantielle augmentation de la production de CO₂, gaz à effet de serre.

INCO dispose d'une technologie de réduction du manganèse dérivée d'un procédé d'oxydation des cyanures utilisés dans la récupération de l'or. Il semble que cette technologie (procédé SO₂/Air) soit à même de permettre la réduction de la teneur en Mn de l'effluent sans les inconvénients de la méthode basée sur la neutralisation à la chaux. Elle a été présentée au Comité de contre-expertise à l'occasion de ses contacts avec Goro Nickel en novembre 2006. L'évaluation des coûts de la mise en place et du fonctionnement d'une telle installation ne relève pas de la compétence ni de la mission du Comité de contre-expertise, mais pour information, Goro Nickel a indiqué au Comité de contre-expertise que la mise en place de ce procédé dans l'usine coûtait environ 50 millions de dollars US en investissement, et autant en fonctionnement annuel. Ce procédé, en cours de développement et d'optimisation, est à même de réduire les teneurs en manganèse total (dissous plus particulière) à des valeurs inférieures à 10 mg/l.

Recommandation :

Nous suggérons l'application du procédé SO_2 /Air pour diminuer la concentration manganèse dans l'effluent car il n'entraîne pas d'augmentation notable de la quantité de résidus solides à stocker au sol ou de la quantité de CO_2 rejeté dans l'atmosphère.

3. Question 3 – bioaccumulation et toxicité des métaux dans l'effluent

Rendre un avis, en l'état actuel des connaissances scientifiques et du milieu sur :

- *la bioaccumulation dans le milieu marin et dans le temps, de l'ensemble des différents métaux contenus dans l'effluent (arsenic, chrome, chrome hexavalent, plomb, cuivre, nickel, zinc, manganèse, étain, fer, aluminium, cobalt, mercure, cadmium), leur bio - amplification dans la chaîne alimentaire ainsi que leur écotoxicité à court, moyen et long termes,*
- *la formation et les effets du chrome hexavalent (Cr VI) et des autres métaux contenus dans l'effluent, sur le milieu marin.*

3.1 Préambule.

L'avis donné est basé sur l'analyse de l'effluent de l'usine Goro Nickel donné par l'exploitant dans son mémorandum aux experts intitulé « Variations de composition du rejet en mer » en date du 24 août 2006 (auteur, J.P. Duterque, Goro Nickel; Annexe 2). Nous nous sommes également basé sur les analyses d'eau de mer dans le canal de la Havannah, la Baie de Prony, la Baie de Kwé et la Baie de Ué qu'on trouve dans le rapport RESCAN 2000 « Marine Baseline », le rapport Goro Nickel « Etat de référence des eaux de mer avril 2005 » le rapport IRD « Etat de référence qualité physico-chimiques des eaux et niveaux de concentration des métaux dans les sédiments – février 2006 », et les données communiquées par GORO-Nickel en août 2006 (Annexe 5).

La démarche suivie pour analyser les problèmes d'écotoxicologie potentiellement posés par les métaux présents dans l'effluent a consisté tout d'abord à rechercher ceux dont la concentration, après dilution à 20 m, était supérieure aux valeurs guides les plus faibles qu'on puisse trouver dans la littérature. Pour ce faire, nous avons choisi les conditions les plus protectrices pour l'environnement.

- ♦ La dilution minimum choisie est 575 à 20 m (voir le paragraphe 1.3 en réponse à la Question 1 du cahier des charges «Modélisation en champ proche tridimensionnelle»). Rappelons que cette dilution correspond au cas de figure le plus pénalisant pour l'exploitant. En fait, la dilution recherchée, et celle qui sera la plus fréquente dans l'espace et dans le temps, est une dilution 1500 à 20 m (Luo 2006b).
- ♦ Nous avons fait systématiquement l'hypothèse que les éléments étaient sous la forme libre, considérée comme la plus toxique. En fait, cette hypothèse est majorante³ puisque seule une fraction du métal est sous cette forme et le reste forme des complexes qui sont normalement beaucoup moins bio-disponibles pour les organismes vivants.

Ayant ainsi, éliminé les métaux qui ne peuvent représenter un risque quelconque dans le canal de la Havannah, nous avons ensuite discuté du cas des 3 métaux qui à ce jour présentent un risque potentiel. On verra qu'en suivant cette approche, le chrome, le cobalt et le manganèse sont les trois éléments qui apparaissent présenter un danger potentiel.

Les limites de notre analyse sont naturellement liées à la représentativité des analyses qui nous ont été fournies par l'exploitant Goro Nickel et sur lesquelles s'est exercé notre travail d'expertise. Il est bien clair que ces analyses sont une prévision d'un rejet qui n'existera que lorsque l'usine sera en activité.

³ Nous entendons par hypothèse majorante, la situation théorique la plus défavorable pour l'environnement qu'on puisse imaginer en l'état actuel des connaissances. C'est la démarche qui correspond à une prise de risque minimum puisqu'on considère, par précaution, que tout le métal dosé est sous une forme toxique.

3.2 Composition de l'effluent liquide

Dans cette section nous allons considérer l'impact écotoxicologique potentiel des métaux présents dans l'effluent liquide de la mine. Rappelons que la composition de l'effluent variera dans le temps, en réponse à des facteurs comme la nature du minerai, les perturbations inévitables dans le procédé industriel, la pluviométrie, l'entretien de l'usine et des fours, etc.

Dans le cas des éléments majeurs (Mg, Ca, Na, SO₄ et Cl) et un des éléments mineurs (Mn), la Société Goro Nickel a pu tenir compte de ces facteurs en utilisant un modèle de bilan de masse (METSIM). Avec ce modèle, elle a pu simuler, pour les éléments majeurs, la qualité de l'effluent selon quatre scénarios les plus plausibles lors de l'opération de l'éventuelle usine (voir section 1.2.8 et l'Annexe 2). Les résultats de cette simulation d'effluents, estimés pour chacun de ces scénarios, figurent dans le tableau 3-1A.

Cependant, pour les autres éléments mineurs et les éléments en trace qui nous intéressent davantage dans ce chapitre (Al, Co, Cr, Fe, Ni, Zn; As, Cd, Cu), la Société Goro Nickel n'a pas utilisé le modèle METSIM pour simuler la composition de l'effluent. La composition de l'effluent en éléments « mineurs » présentée dans le tableau 3-1B correspond plutôt à des valeurs réelles, mesurées lors d'essais au laboratoire ITSL d'Inco à Mississauga, Canada. De même, le contenu en éléments « traces » qui figure dans le tableau 3-1C correspond à des valeurs réelles mesurées sur l'effluent de l'usine pilote récolté pendant son opération à Goro en 2001. Dans les deux cas, les compositions prévues dans le rejet en mer traduisent celle du minerai qui a fait l'objet des essais de mise en solution (digestion avec l'acide sulfurique à haute température dans un autoclave), mais elle reflète aussi le traitement qu'ont subi les eaux de procédé.

Cette dernière limitation est particulièrement importante dans le cas des éléments traces (tableau 3-1C). Le traitement couramment envisagé pour les eaux de procédé diffère substantiellement de celui qui a été employé pendant l'opération de l'usine pilote à Goro, notamment en ce qui concerne l'emploi de SO₂ pour réduire le chrome (Cr(VI) → Cr(III)) et le contrôle du pH lors de l'étape finale de décantation (en 2001 le pH était ≥ 9,2, alors que le pH maintenant envisagé est ~8,3).⁴

Pour palier cette lacune, au moins partiellement, la Société Goro Nickel a fait ré-analyser un vieil échantillon d'effluent de l'usine pilote (2001), après avoir rajusté le pH à 8,3 et filtré l'échantillon (< 0,45 µm). Ce sont ces valeurs, obtenues en employant des techniques analytiques plus sensibles que celles employées lors des premiers essais, qui apparaissent dans le tableau 3-1C.

⁴ De plus, selon les dernières informations reçues (J. Zweig, communication personnelle, 18-11-2006), la société GORO Nickel envisage d'installer une unité de traitement SO₂/air à la sortie de l'usine afin d'oxyder le Mn(II) et de le faire précipiter comme oxyde. Cette unité de traitement aura sans doute une influence sur les concentrations d'éléments mineurs et en trace (les oxydes de manganèse étant reconnus comme de bons pièges pour certains métaux traces).

Tableau 3-1 : Composition anticipée de l'effluent.

A : Éléments majeurs (Ca, Mg, Na, Cl, SO₄) et un élément mineur (Mn) - simulations METSIM

<u>Élément</u>	<u>Concentration (mg/L)</u>			
	<u>Scénario 1</u>	<u>Scénario 2</u>	<u>Scénario 3</u>	<u>Scénario 4</u>
Mg	1700	3600	3900	1300
Ca	650	650	580	600
Na	1200	1200	1200	500
SO ₄	7800	15900	16600	6300
Cl	2100	2100	2100	800
Mn	15-30 (20)	20-45 (30)	25-75 (50)	15-30 (20)

B : Éléments mineurs (essais INCO ITSL 2002)

<u>Élément</u>	<u>Concentration</u>	<u>Valeur probable</u>	<u>Variations</u>	<u>Valeur maximum</u>
Al	mg/L	0,2	± 0,1	<1
Co	mg/L	0,05	± 0,03	<1
Cr total	mg/L	0,05	± 0,05	<0,5
Cr(VI)	mg/L	0,02	± 0,02	<0,1
Fe	mg/L	0,6	± 0,4	<2
Ni	mg/L	0,1	± 0,1	<1
Zn	mg/L	0,05	± 0,05	<1
Si	mg/L	1,5	± 1	<3

C : Éléments en trace (ré-analyse en 2006 de l'effluent de l'usine pilote 2001).

<u>Élément</u>	<u>Concentration</u>	<u>Valeur probable</u>		
As	mg/L	0,001		
Cd	mg/L	0,0003		
Cu	mg/L	0,001		
Hg	mg/L	<0,0001		
Pb	mg/L	<0,001		
Sn	mg/L	<0,001		

3.3 Dilution de l'effluent en champ proche

Afin de circonscrire l'impact potentiel du rejet en mer, il faut considérer non seulement la composition de l'effluent mais également son mélange avec le milieu récepteur. Ce sujet ayant été abordé en détail dans la réponse à la Question 1 du cahier des charges, il suffit ici de mentionner que nous avons employé un facteur de dilution moyen de 575 à 20 mètres du diffuseur. Le degré de dilution réel en champ proche variera en fonction notamment du débit de l'effluent et de la vitesse du courant (laquelle est influencée par le régime des marées et par le vent).

La notion de « zone de mélange » n'existe pas dans la réglementation française, contrairement à la situation dans d'autres juridictions. Néanmoins, pour les fins de l'exercice actuel, nous avons choisi 20 mètres comme périmètre non protégé autour du diffuseur. Ce choix correspond à celui adopté par la Société Goro Nickel elle-même pour définir leur AIZ (« Allocated Impact Zone ») – voir INERIS (2002).

Soulignons qu'en employant ce facteur de dilution de 575 et une distance de 20 mètres, nous avons choisi des conditions plutôt contraignantes pour notre première analyse de dépistage.⁵

3.4 Approche employée

Tel que stipulé dans le cahier de charges, notre analyse initiale a porté sur les éléments suivants : aluminium (Al), arsenic (As), cadmium (Cd), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), étain (Sn), fer (Fe), manganèse (Mn), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn). Notre démarche a consisté à déterminer si, parmi ces éléments, certains pouvaient atteindre des concentrations susceptibles de présenter un danger sur le plan environnemental. Pour chaque élément, nous avons utilisé la « valeur probable » fournie par la Société Goro Nickel, c'est à dire une estimation de la concentration moyenne attendue pour chaque élément dans l'effluent. Cette valeur probable a été divisée par le facteur de dilution minimum 575 et la concentration diluée a été comparée à des concentrations « seuils » conçues pour protéger le milieu récepteur.

Considérons brièvement comment ce genre de seuil peut s'établir. Il faut d'abord se rappeler que les éléments qui nous intéressent sont tous des éléments naturels, présents dans la croûte terrestre et dans les océans. Les organismes marins ont donc évolué en leur présence, et ils y ont acquis une certaine tolérance, voire même dans certains cas une dépendance. En effet, plusieurs éléments traces sont essentiels à la vie (ex. : Cu; Zn), mais à des concentrations trop élevées ils peuvent s'avérer toxiques.⁶ D'autres éléments traces n'ont pas de fonction biologique connue (ex. : As; Hg; Pb) et ils ne montrent que de la toxicité. Les relations « concentration » - « effet » sont donc différentes pour les éléments essentiels et les éléments non essentiels (figure 3-1), mais dans chaque cas on peut identifier un seuil à partir duquel l'élément exerce un effet négatif (les seuils sont indiqués par des flèches verticales dans la figure 3-1).

Pour connaître la forme des relations « concentration - effet », et plus particulièrement le seuil à partir duquel l'élément commence à avoir des effets délétères, on se sert d'essais en laboratoire. Ces tests sont conduits dans des conditions contrôlées, avec des organismes « tests » dont on connaît bien le comportement normal (que ce soit des tests au niveau de l'individu ou au niveau de la cellule), pour déceler plus facilement des changements dans ce comportement. De tels essais

⁵ Cette condition est plus contraignante que le facteur 1000 à 20 m initialement proposée par GORO Nickel mais moins que le facteur 250 dont nous avons parlé lors de la présentation faite en août 2006 (l'explication du passage 250 à 575 vient des nouvelles données fournies à Bernard Roux).

⁶ Voir les exposés de J.-C. Massabuau (novembre 2005) et de P. Campbell et J.-C. Massabuau (août 2006).

permettent de déterminer les plages de tolérance ainsi que les concentrations toxiques, c'est-à-dire qui affectent négativement les organismes ou cellules étudiés.

Cependant, les relations « concentration - effet », et les concentrations « seuils », varient d'un organisme à un autre. Certains organismes s'avèrent plus sensibles à un élément donné que d'autres, ou inversement certains organismes sont plus tolérants à tel élément que d'autres. Des approches statistiques ont été développées pour tenir compte de cette variabilité (Aldenburg et Slob 1993). Dans les meilleurs cas, on dispose pour un élément donné des résultats d'un grand nombre des tests de toxicité divers, chacun réalisé avec un organisme différent et selon un protocole bien documenté. A partir de chaque test on estime la concentration la plus élevée à laquelle aucun effet n'est observé (« Concentration sans effet observable (CSEO) », ou « No Observable Effect Concentration (NOEC) » en anglais). L'analyse de la distribution statistique de ces données permet ensuite de calculer la concentration « seuil » qui protégera un pourcentage donné (souvent 95% ou 99%) des espèces, avec un degré de confiance statistique suffisant (figure 3-2). Connue sous le nom de l'approche « SSD » ou « Species Sensitivity Distribution » (Posthuma et al. 2002), cette méthodologie est couramment utilisée en Europe pour toutes les évaluations de risques environnementaux qui touchent les métaux (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn; EU-TGD 1996/2003). L'approche a été davantage testée pour les eaux douces, mais dans le principe elle s'applique aussi aux organismes marins (Wheeler et al. 2002).

Revenons maintenant à la méthodologie appliquée ici. Comme concentrations « seuils », à comparer aux concentrations prévues de métaux à 20 m du diffuseur, nous avons choisi les lignes directrices pour la qualité de l'eau (substances toxiques) en Australie et en Nouvelle Zélande (compilation A-NZ publiée en 2000; voir Warne 2001). Il s'agit de la compilation la plus récente de tels critères de qualité de l'eau, et ces critères représentent les valeurs les plus contraignantes que nous ayons pu trouver. Nous avons choisi les lignes directrices développées pour les eaux marines, et nous avons retenu le niveau de protection le plus élevé, à savoir celui pour les milieux côtiers non perturbés (protection de 99 % des espèces indigènes). Associés à une dilution par un facteur de 575 à 20 m, ces critères sont donc les plus sévères qu'on puisse définir à ce jour. Ces résultats ont été ensuite complétés par ceux provenant des expériences directes de toxicité du manganèse, réalisées sur le tétrodon, par Cotignola (2006).

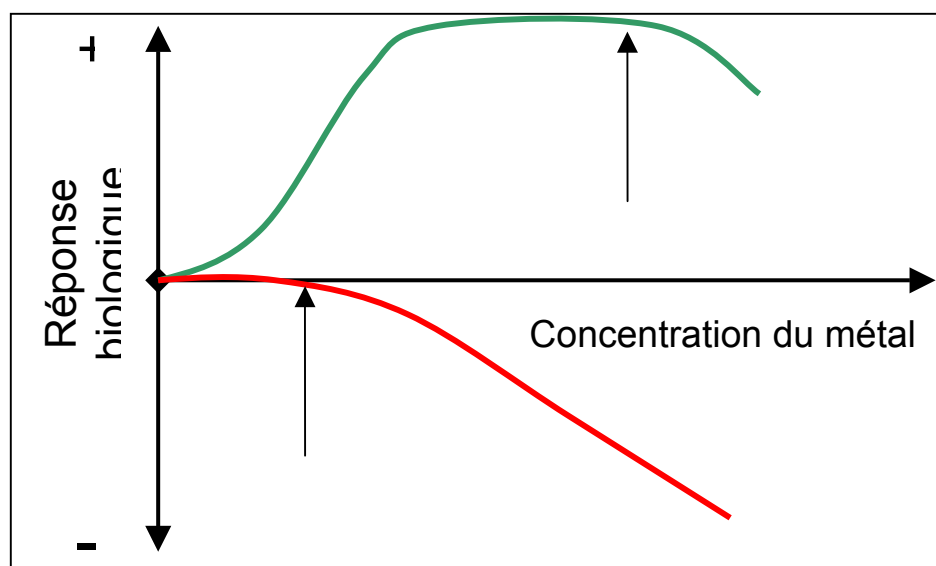


Figure 3-1 : Relations typiques de type « concentration » - « effet » pour un élément essentiel (courbe en vert) ou pour un élément non essentiel (courbe en rouge). Les flèches verticales correspondent aux concentrations « seuils » à partir desquelles l'élément commence à exercer des effets délétères.

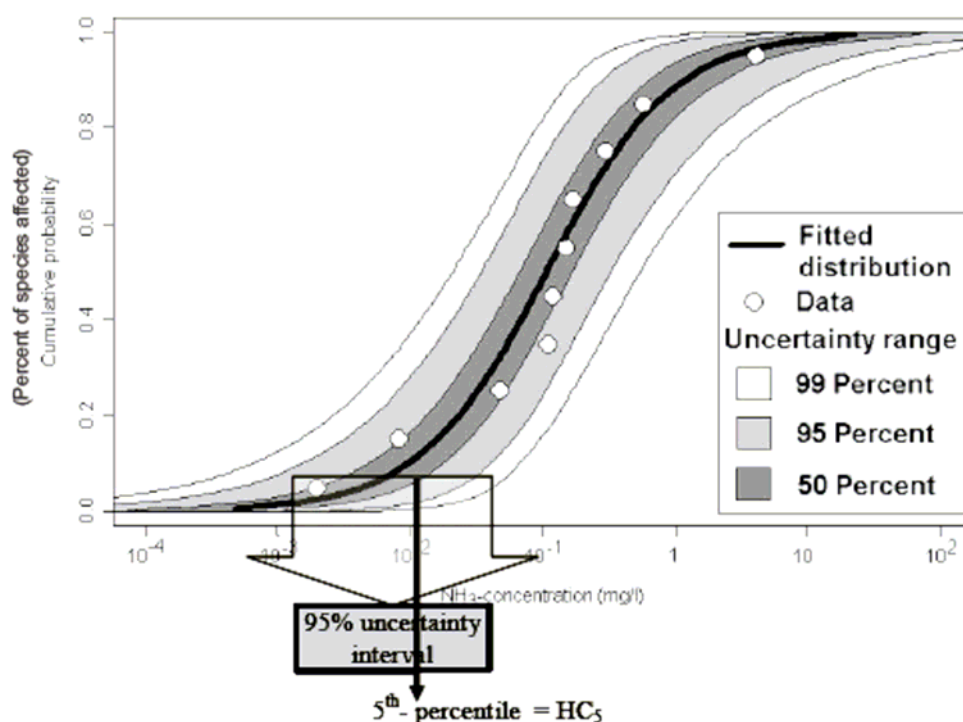


Figure 3-2 : Exemple d'une distribution de valeurs « CSEO » (NOEC) pour diverses espèces biologiques mais pour un seul élément, avec une indication de l'incertitude (50, 95 et 99 %). Pour protéger 95 % des espèces on choisirait une valeur de 0,05 sur l'ordonnée (le 5^e percentile). Tiré de EURAS (2006).

3.5 Résultats

3.5.1 Examen préliminaire

Pour les éléments figurant dans le cahier de charge, nous avons comparé leur concentration prévue à 20 m du point de rejet à la valeur « déclencheur » (« trigger value ») donnée dans la compilation A-NZ (tableau 3-2). Un rapport {concentration prévue} ÷ {concentration « seuil »} inférieur à l'unité signifie que le rejet de l'élément en question ne devrait pas provoquer des effets délétères dans le milieu récepteur. Si par contre le rapport est supérieur à un, il y a une possibilité que l'élément exerce des effets délétères. Dans le jargon de l'évaluation de risque, ce genre de rapport est utilisé pour donner un « Indice de danger » (« Hazard Index »).

Parmi les 13 éléments dans la liste originale, six affichent des rapports nettement inférieurs à l'unité (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), suggérant clairement qu'on doit les considérer comme inoffensifs aux concentrations rejetées. Pour quatre éléments nous n'avons pas pu calculer un rapport, puisque la compilation A-NZ n'offre pas de valeur « déclencheur » (Al, As, Fe, Sn), les données toxicologiques disponibles pour ces éléments étant insuffisantes. Cependant, dans le cas présent ces quatre éléments ne nous semblent pas non plus problématiques. Deux (As et Sn) seront présents à des concentrations très faibles dans l'effluent ($\leq 0,001$ mg/L) et après dilution dans le canal de l'Havannah leurs concentrations devraient s'approcher rapidement de celles dans l'eau ambiante. Le troisième (Al) sera présent à une concentration plus élevée dans l'effluent (0,2 mg/L), mais en revanche sa toxicité inhérente est faible (surtout au pH du milieu récepteur, $\sim 8,2$, où la forme $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ prédomine). Il en va de même pour le quatrième élément dans ce groupe, le fer, qui sera lui aussi présent à une concentration modérée dans l'effluent (0,6 mg/L), mais après dilution la concentration à 20 m (0,001 mg/L) ne posera pas de problèmes sur le plan de sa toxicité. Par contre, la concentration en fer dissous dans le milieu récepteur ($\leq 0,00045$ mg/L; Fichez et al. 2005) est plutôt faible et dans de telles circonstances on ne peut pas exclure que le fer puisse éventuellement stimuler la production primaire par le phytoplancton (Behrenfeld et al. 2006; De Baar et al. 2005). Néanmoins, il faudrait pour cela que cet apport de fer soit associé à des apports d'azote et de phosphore très significatifs (J.P. Torretton et M. Rodier, IRD, communication personnelle, 27-10-2006). Une telle situation n'est probablement envisageable que si on amendait les sols lors d'une revégétalisation.

Finalement, trois éléments montrent des rapports {concentration prévue} ÷ {concentration « seuil »} qui s'approchent ou dépassent l'unité : le manganèse, le chrome et le cobalt. Dans de tels cas, lorsque l'indice de danger approche ou dépasse 1, il faut aller plus loin dans l'analyse et évaluer deux facteurs clés : (i) la fiabilité des données toxicologiques utilisées pour dériver la valeur « seuil », et (ii) la spéciation de l'élément.

3.5.2 Interactions entre les métaux individuels

L'approche que nous avons utilisée traite chaque métal individuellement. Il y a lieu de considérer la possibilité que les effets des métaux individuels s'additionnent. Il s'agit là d'un défi important et reconnu en écotoxicologie. D'habitude, on calcule des « unités toxiques » pour chaque métal et on suppose que les effets seront additifs. C'est effectivement cette approche que nous avons implicitement adoptée, en calculant les « indices de danger » pour chaque métal.

Tableau 3-2 : Concentrations anticipées de divers éléments, après dilution de l'effluent dans le milieu récepteur, et comparaison avec les concentrations « seuils ».

<u>Métal</u>	Concentration			Indice (2)/(3)	Concentrations actuelles Canal de l'Havannah ^(b)
	(1) Effluent (mg/L)	(2) Après dilution (µg/L)	(3) Critère A- NZ (99%) (µg/L)		
Al	0,2	0,35	-(a)	-	
As	0,001	0,0017	-(a)	-	
Cd	0,0003	0,00052	0,7	0,0007	
Co	0,05	0,09	0,005	18	≤ 0,003 µg/L
Cr (tot)	0,05	0,09	0,14 ^(c)	0,64	< 0,01 µg/L
Cu	0,001	0,0017	0,3	0,006	
Fe	0,6	1,0	-(a)	-	
Hg	<0,0001	<0,0002	0,1	<0,002	
Mn	30	52	20 ^(d)	2,6	≤ 0,02 µg/L
Ni	0,1	0,17	7	0,024	
Pb	<0,001	<0,002	2,2	<0,0009	
Sn	<0,001	<0,002	-(a)	-	
Zn	0,05	0,09	7	0,013	

Notes : (a) Aucune valeur donnée dans la compilation A-NZ (2000).

(b) Concentrations dans le Canal de l'Havannah tirées de Fichez et al. (2005)

(c) Critère pour Cr(VI) = 0,14 µg/L.

(d) Aucune valeur donnée dans la compilation A-NZ (2000), mais voir discussion dans la section 3.5.6.

En regardant de près le tableau 3-2, on constate que les indices de danger pour la grande majorité des métaux sont très faibles. En faisant la somme $\Sigma (\{concentration\ prévue\} \div \{concentration\ «\ seuil\ »\})_i$, pour tous les métaux autres que le Mn, le Cr et le Co, on n'arrive pas à l'unité. Rappelons aussi qu'il s'agit de concentrations « seuils » sans effet observable, alors que normalement on ferait la somme de concentrations provoquant un effet observable. En d'autres termes, en considérant tous les métaux dans l'effluent autres que le Mn, le Cr et le Co, on n'identifie pas de métaux problématiques additionnels.

Quant aux interactions entre ces trois métaux, elles pourraient être « moins qu'additives », « additives » ou « plus qu'additives ». Norwood et al. (2003) ont analysé 68 publications traitant de la toxicité de mélanges de métaux envers des organismes aquatiques (77 espèces différentes, divers paramètres de réponse, 191 mélanges différents dont 156 binaires, 18 ternaires et 17 avec >3 métaux). Toutes les interactions décrites dans les publications originales ont été recalculées et validées. Trois catégories d'interaction ont été identifiées : « moins qu'additives », « strictement additives (pas d'interaction) », et « plus qu'additives ». Globalement, les 191 expériences se sont réparties selon les proportions 43 : 27 : 30, ce qui suggère que l'hypothèse d'additivité demeure un compromis sécuritaire raisonnable.

3.5.3 Implications de la spéciation des éléments

Par spéciation d'un élément, on entend sa distribution parmi différentes formes chimiques possibles (Templeton et al. 2000). La spéciation d'un élément dissous se réfère surtout à son implication dans la formation de divers complexes de coordination. Pour un métal cationique, on peut considérer les formes suivantes (tableau 3-3) :

- l'ion métallique libre (ex. : Co^{2+} , Mn^{2+} , Co^{3+} , Cr^{3+})
- des complexes inorganiques, impliquant les anions inorganiques couramment trouvés dans les eaux marines (ex. : $CoCl^+$, $MnCl^+$, $CoCl_2^0$, $CoSO_4^0$, $Cr(OH)_3^0$)
- des complexes organiques, impliquant des ligands monomères simples (ex. : acides aminés, acides hydroxamiques, acides polycarboxyliques)
- des complexes organiques, impliquant des ligands polymères complexes (ex. : acides fulviques et humiques; protéines).

Outre ces différences de coordination, pour certains éléments il existe aussi des états d'oxydation (« valence ») différents. C'est le cas pour les trois éléments qui nous préoccupent ici :

- le cobalt : Co(II) et Co(III)
- le chrome : Cr(III) et Cr(VI)
- le manganèse : Mn(II), Mn(IV), Mn(VII)

La spéciation des éléments influe profondément sur leur biodisponibilité, aussi bien pour les métaux qui ont la capacité de changer leur état d'oxydation (les métaux qui participent à des réactions d'oxydation et de réduction), que pour ceux qui peuvent se lier à différents ligands présents en solution. Par exemple, normalement la réponse biologique déclenchée par un métal dissous varie en fonction de la concentration de l'ion métallique libre $[M^{z+}]$ (Campbell 1995), laquelle est déterminée par la concentration totale du métal dissous de même que par la concentration et la nature des ligands présents en solution.

Jusqu'ici, en calculant le rapport $\{concentration\ prévue\} / \{concentration\ «\ seuil\ »\}$, nous n'avons pas considéré la spéciation de l'élément en question. Implicitement, nous avons supposé que le métal présent dans l'effluent se présentait sous sa forme la plus biodisponible. Même avec cette hypothèse très conservatrice, nous avons réussi à démontrer que 10 éléments

Tableau 3-3 : Spéciation chimique des métaux^(a)

Formes	Exemples
A. Ion métallique libre	$\text{Al}^{3+}(\text{H}_2\text{O})_6$ $\text{Cu}^{2+}(\text{H}_2\text{O})_6$
B. Hydroxo-complexes	AlOH^{2+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ FeOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$
C. Complexes simples inorganiques	AlF^{2+} , AlF_2^+ CdCl^+ , CdCl_2^0 , CdCl_3^- HgCl_2 , HgOHCl^0 CuCO_3^0 CdSO_4^0
D. Complexes simples organiques	
i) synthétique	Cu-EDTA^{2-} Cd-NTA^-
ii) naturel	Cd-alanine Cd-citrate Fe-sidérophore
E. Complexes polymères	$\text{Al, Fe, Cu, Pb ou Hg - acide fulvique}$
organiques	ou humique

^a Exemples de formes ou d'espèces métalliques qui sont potentiellement importantes sur le plan toxicologique.

étaient peu préoccupants. Cependant, pour les trois éléments qui restent (Co, Cr, Mn), nous devrions tenir compte de leur spéciation dans l'effluent, et surtout dans le milieu récepteur après dilution.⁷ De plus, nous devrions aussi tenir compte de la qualité des données toxicologiques qui sous-tendent la valeur « seuil » utilisée. Dans ce qui suit, nous aborderons chaque élément de cette manière, en commençant par le cobalt.

3.5.4 Le cobalt

3.5.4.1 Géochimie

Les données disponibles pour évaluer les concentrations naturelles de cobalt dans l'eau de mer sont relativement peu nombreuses. Les valeurs mesurées dans le Canal de l'Havannah (1-50 pM; 0,06 – 3 ng Co/L) sont parmi les plus faibles rapportées dans la littérature scientifique. Elles s'approchent de celles rapportées par Ellwood et Van den Berg (2001) pour l'océan Atlantique (0,9 – 3 ng/L), mais elles sont nettement inférieures à celles notées par Munksgaard et Parry (2001) pour les eaux estuariennes et côtières du nord de l'Australie (5 – 68 ng/L). En général, il y a une influence terrestre importante, les concentrations dans les eaux côtières étant plus élevées que celles dans les zones pélagiques (Sanudo-Wilhelmy et Flegal 1996). Dans le cas présent, les concentrations dans la Baie de Prony (2 – 13 ng/L) sont systématiquement supérieures à celles dans le Canal de l'Havannah.

Le cobalt dissous peut exister sous forme de deux états d'oxydation, Co(II) et Co(III). Dans les eaux naturelles, c'est normalement la forme réduite (Co^{2+}) qui prédomine; le Co^{3+} étant un oxydant fort, en solution aqueuse il a tendance à être réduit en Co^{2+} . Par conséquent, on ne retrouvera le Co(III) en solution que s'il est stabilisé contre la réduction au sein de complexes forts. Par ailleurs, l'oxydation du Co(II) vers le Co(III) peut être catalysée par les oxyhydroxydes de Mn, le Co(III) ainsi produit étant très fortement retenu par le MnOOH(s) (manganite). Si cette réaction devait se produire lors du traitement de l'effluent, elle aurait pour conséquence de minimiser la concentration en Co(II) dissous dans l'effluent.

Selon les calculs thermodynamiques, les principales formes de Co(II) dans les eaux marines sont l'ion libre, Co^{2+} , ainsi que les complexes CoCl^+ et CoSO_4^0 . L'affinité de l'ion Co^{2+} pour la matière organique dissoute (MOD) naturelle, les acides humiques et fulviques, est relativement faible, et par conséquent les complexes Co-MOD devraient peu contribuer à la spéciation du Co apporté par l'effluent.

En contradiction apparente à cette prédiction, certains chercheurs ont récemment déterminé que la majorité du cobalt présent dans les eaux marines pélagiques est fortement complexé par des ligands organiques. Cependant, il s'agit vraisemblablement d'une complexation non pas avec les substances humiques mais plutôt avec des ligands spécifiques d'origine biogénique (ex. : des produits de dégradation de cobalamine ou de porphyrines; voir Donat et Bruland 1998). Ces complexes sont très stables, et les ligands spécifiques sont déjà saturés en Co. On peut donc prévoir que ces ligands seront peu importants dans la détermination de la spéciation du Co provenant de l'effluent de l'usine Goro Nickel.

⁷

En d'autres termes, l'approche conservatrice est de supposer que tout l'élément est présent dans sa forme la plus disponible et la plus toxique. On compare ensuite la concentration totale de chaque élément à des valeurs « seuils ». Si le ratio {concentration de l'élément} / {seuil} < 1, il n'y a pas de danger; si le ratio {concentration de l'élément} / {seuil} > 1, il faut considérer la spéciation de l'élément et refaire la comparaison.

En résumé, le cobalt rejeté dans l'effluent devrait peu se lier à la matière organique dissoute présente dans le milieu récepteur (essentiellement les acides humiques et fulviques). Ce cobalt demeurera relativement libre et disponible pour le phytoplancton transitant dans le canal de l'Havannah.

3.5.4.2 Toxicité du cobalt dans le milieu marin

Considérons maintenant la toxicologie aquatique du cobalt. D'abord, il faut souligner qu'il s'agit d'un élément essentiel, agissant notamment comme cofacteur chez des enzymes (ex. : vitamine B-12). Jusqu'à récemment, le cobalt a attiré peu d'attention comme polluant en milieu marin, et les données toxicologiques pertinentes sont peu nombreuses.

Dans la compilation A-NZ, la valeur « seuil » pour le cobalt est extrêmement faible (0,005 µg/L; 5 ng/L; figure 3-3), à peine supérieur au bruit du fond en Co dans le Canal de l'Havannah (≤ 3 ng/L) et nettement au-dessous de valeurs trouvées pour le Co dissous dans d'autres milieux marins (voir ci-dessus). Les concentrations naturelles actuelles dans la Baie de Prony dépassent régulièrement cette valeur « seuil » et varient entre 2 et 13 ng/L.

En examinant la banque de données qui a servi au calcul de la valeur « seuil », on s'aperçoit qu'elle était plutôt limitée : huit espèces aquatiques, dont 2 poissons, 3 crustacés, 1 vers nématode et 2 algues planctoniques. Pour les espèces retenues, les concentrations toxiques variaient entre 9 et 45 400 µg Co/L.

En conclusion, la valeur « seuil » citée dans la compilation A-NZ pour le cobalt nous semble douteuse, non pas à cause de la méthodologie employée mais plutôt comme conséquence de la base de données inadéquate.

3.5.4.3 Recommandations

Les procédés d'extraction employés dans l'usine de Goro Nickel sont conçus et optimisés pour récupérer le Co. Les opérateurs de l'usine ont tout intérêt à minimiser les pertes vers l'environnement. Le risque pour l'environnement sera alors négligeable.

De plus, compte tenu du peu de données toxicologiques disponibles, nous recommandons de réaliser d'autres tests de toxicité avec le cobalt et avec des organismes marins représentatifs, afin de mieux cerner la concentration sans effets observables (CSEO).

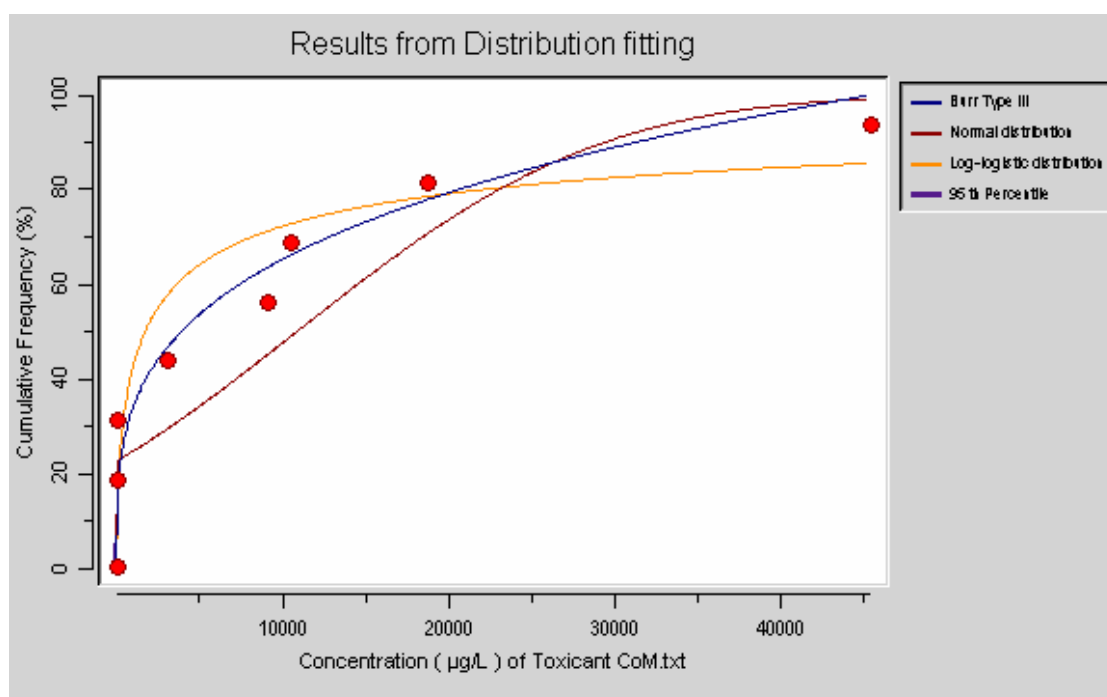


Figure 3-3 : Distribution statistique des concentrations en cobalt ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (G.E. Batley, CSIRO, communication personnelle).

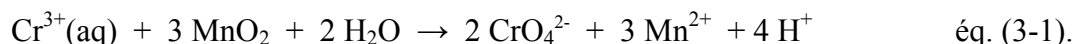
3.5.5 Le chrome

3.5.5.1 Géochimie

Tout comme le cobalt, le chrome dissous peut exister sous deux états d'oxydation, le Cr(III) et le Cr(VI). Le chrome trivalent, c'est-à-dire le cation Cr^{3+} , s'hydrolyse facilement et forme le trihydroxyde ($\text{Cr}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Cr}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+$), dont le produit de solubilité est très faible. Il s'ensuit que le Cr(III) est peu soluble dans l'eau neutre. De plus, le Cr^{3+} s'adsorbe fortement sur les sédiments en suspension, ce qui contribue aussi à limiter la concentration de l'ion libre dans les eaux naturelles.

En ce qui concerne le chrome hexavalent, il se comporte de manière très différente. Le Cr(VI) existe non pas comme cation, mais plutôt comme l'oxyanion CrO_4^{2-} . Cette forme est instable dans les eaux naturelles et elle est rapidement réduite jusqu'à la forme Cr^{3+} (voir ci-dessus) en présence de la matière organique naturelle.

Le devenir normal du chrome rejeté dans l'environnement aquatique sera donc de s'associer, tôt ou tard, aux particules en suspension et de sédimenter avec elles. Cependant, en présence d'oxydes de manganèse ($\text{MnO}_2(\text{s})$), le Cr^{3+} peut subir une (ré)oxydation (Eary et Rai 1987; Johnson et Xyla 1991; Manceau et Charlet 1992) selon la réaction



Cette réaction n'est pas sans intérêt dans les circonstances actuelles, compte tenu de la concentration appréciable de manganèse dans l'effluent, et de sa tendance naturelle à s'oxyder et à former ainsi des oxydes de Mn solides. De plus, la société Goro Nickel envisage d'installer un système de traitement SO_2 /air pour oxyder le Mn(II) et réduire la concentration totale en Mn dans l'effluent final de l'usine (voir note #4 au bas de la p. 22). Dans un tel scénario, l'effluent contiendrait des concentrations appréciables d'oxydes de manganèse et l'oxydation $\text{Cr(III)} \rightarrow \text{Cr(VI)}$ serait favorisée. Il faudra donc suivre systématiquement la concentration en Cr total dans l'effluent final.

Les concentrations actuelles en Cr dissous dans le Canal de l'Havannah sont très faibles, voire indécélables ($< 10 \text{ ng Cr/L}$; Fichez et al. 2005). Les concentrations calculées après dilution de l'effluent sont de l'ordre de 90 ng Cr/L à 20 m. Selon les réactions de précipitation et d'adsorption présentées ci-dessus, on s'attendrait à ce que cette concentration en Cr dissous diminue rapidement, en quelques mètres, dans le panache de l'effluent.

3.5.5.2 Toxicité du chrome dans le milieu marin

A cause de la faible solubilité de l'ion Cr^{3+} dans l'eau, il s'avère très difficile de déterminer sa toxicité avec confiance. La compilation A-NZ n'identifie que trois études valables, ce qui interdit le calcul d'une valeur « seuil » crédible. Il existe néanmoins un consensus dans la littérature pour dire que le Cr(III) est peu toxique (Bisson et al. 2005). Par contre, le chrome hexavalent est reconnu comme beaucoup plus toxique. C'est la plus grande mobilité du Cr(VI), associée à son fort pouvoir oxydant, qui le rend plus toxique que le Cr(III). La compilation A-NZ comprend 19 études qui ont été jugées valables, et la valeur « seuil » couramment acceptée est de 140 ng Cr(VI)/L (voir la figure 3-4).

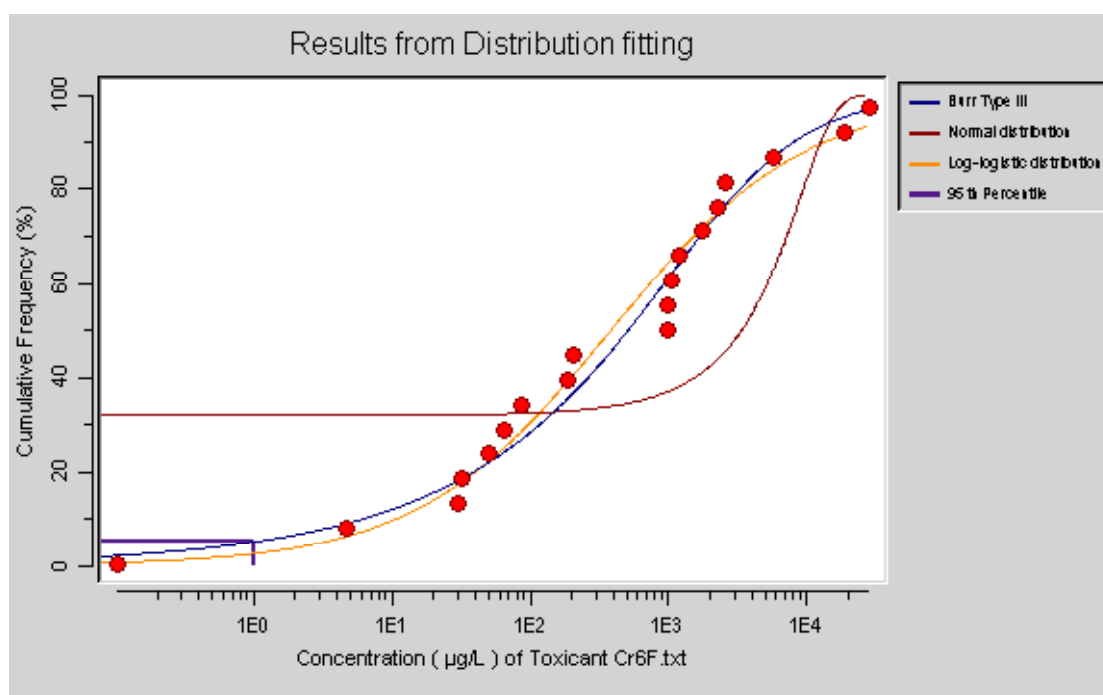


Figure 3-4 : Distribution statistique des concentrations en chrome hexavalent ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (G.E. Batley, CSIRO, communication personnelle).

Le calcul initial de l'indice de danger pour le chrome a été fait en supposant que tout le Cr dans l'effluent serait présent comme Cr(VI). Il s'agit là d'une hypothèse conservatrice. Selon la Société Goro Nickel⁸, la proportion de Cr(VI) dans l'effluent devrait être ~ 40 %. En appliquant ce facteur au calcul de l'Indice de danger, le rapport passe de 0,64 à 0,26, les deux valeurs se trouvant légèrement en dessous de la valeur « seuil ».

3.5.5.3 Recommandations

Même en tenant compte de sa spéciation (Cr(III) vs. Cr(VI)), l'indice de danger du chrome demeure relativement proche de l'unité, témoignant du besoin de contrôles stricts au niveau du procédé, afin de minimiser la présence de Cr dans l'effluent.

La Société Goro Nickel a déjà identifié le chrome comme élément potentiellement problématique. Selon le plan actuel de l'usine, il y aura deux points de contrôle au sein de l'usine où les concentrations en Cr(VI) dissous seront suivies en continu. Si le Cr(VI) est détecté, on injectera du SO₂ comme agent de réduction, provoquant la transformation $\text{CrO}_4^{2-} \rightarrow \text{Cr}^{3+}$. Le Cr³⁺ étant peu soluble à des valeurs de pH près de la neutralité, il est relativement facile de l'enlever d'un effluent en ajustant le pH. Cependant, compte tenu de la réversibilité de la réaction de réduction ($\text{CrO}_4^{2-} \rightarrow \text{Cr}^{3+}$), notamment en présence d'oxydes de Mn (équation 3-1), et de la formation d'oxydes de manganèse dans l'unité de traitement SO₂/air à la sortie de l'usine, il faudra surveiller de très près le contenu de l'effluent final en Cr. Une unité de contrôle de la concentration en Cr(VI) est déjà prévue dans l'effluent final qui quitte l'usine. Nous recommandons que la concentration totale en chrome (III) soit également suivie (à noter : le Cr(III) sera vraisemblablement associé à la phase colloïdale et particulaire).

3.5.6 Le manganèse

3.5.6.1 Géochimie

Parmi les états d'oxydation possible du manganèse (II, III, IV, VII), seul le Mn(II) est présent en concentration appréciable dans l'eau de mer filtrée. Il se trouve surtout sous forme de l'ion libre, Mn²⁺, avec une contribution mineure du complexe MnCl⁺ (Morel et Hering 1993). La matière organique naturelle (la «MOD», composée majoritairement d'acides humiques et fulviques) a peu d'affinité pour le Mn(II), et par conséquent les complexes Mn-MOD sont peu importants dans l'eau de mer (Sunda 1984).

Dans le Canal de l'Havannah, les concentrations en Mn dissous sont faibles, variant entre la limite de détection et 22 ng/L (Fichez et al. 2005). Dans la Baie de Prony les concentrations sont plus élevées (5 à 38 ng/L en juin 2003; 22 à 104 ng/L en juin 2004), reflétant des apports terrestres variables.

Le manganèse dissous, quel que soit son origine (industriel ou naturel), pourra s'adsorber à la surface de particules présentes dans l'eau de mer. Dans le cas de substrats minéraux, le Mn restera à la surface de la particule. Par ailleurs, s'il s'agit d'une particule vivante, par exemple du phytoplancton, le Mn peut ensuite traverser la membrane cellulaire et participer au métabolisme de

⁸ Voir mémo GORO Nickel (J.P. Duterque → M. Brunetto; 24 août 2006) « Variations de composition du rejet en mer ». Voir Annexe 2.

l'organisme cible (rappelons ici que le Mn est un élément essentiel à la vie, et que le phytoplancton en a besoin pour croître normalement, Sunda et Huntsman 1986).

Cependant, le devenir du manganèse dissous ne se limite pas à des réactions d'adsorption / absorption. En présence d'oxygène le Mn(II) est thermodynamiquement instable et il est sujet à des réactions d'oxydation (Moffett 1997). Les produits de cette oxydation Mn(III) et Mn(IV)) sont très peu solubles et ils ne peuvent exister dans l'eau de mer que sous forme particulaire. L'oxydation du Mn(II) en Mn(III, IV) correspondrait donc à un changement de solubilité très important, avec des conséquences majeures en ce qui concerne la dispersion physique de l'élément.

La vitesse d'oxydation du Mn(II) varie largement selon les conditions du milieu (pression partielle d'oxygène, pH, température) : la réaction est favorisée par des conditions alcalines, la présence d'oxygène et des températures élevées. Dans les conditions marines habituelles, en absence de microorganismes, l'oxydation est plutôt lente (Stumm et Morgan 1996). Cependant, la réaction est sensible à l'autocatalyse, c'est-à-dire qu'elle est accélérée en présence de dioxyde du manganèse, MnO₂, un des produits possibles de l'oxydation. De plus, certains microorganismes ont la capacité de catalyser l'oxydation Mn(II) → Mn(IV). Ces aspects du cycle biogéochimique du manganèse sont discutés par Moreton et Fichez (2003) dans leur revue de la littérature scientifique.

Sans autocatalyse, et sans intervention par des microorganismes spécialisés, le Mn(II) présent dans l'effluent de l'usine Goro Nickel aura tendance à rester sous forme réduite et à se disperser avec le panache. Dans ces conditions, son oxydation se déroulerait sur une échelle de temps beaucoup plus longue (jours → mois) que celle nécessaire à la dilution de l'effluent (minutes). Sous cette forme dissoute, le manganèse serait pleinement biodisponible pour le phytoplancton présent dans le Canal de l'Havannah.

L'analyse précédente s'applique au manganèse dissous. Comme nous l'avons déjà dit, la société Goro Nickel envisage d'installer un système de traitement SO₂/air pour oxyder le Mn(II) et réduire la concentration totale en Mn dans l'effluent final de l'usine (voir note #4 au bas de la p. 22). Selon ce scénario, plus de 90 % du manganèse dans l'effluent final se trouverait sous forme colloïdale ou particulaire. Sous cette forme, le manganèse pourrait agir comme piège pour d'autres cations, notamment le Co²⁺ et le Cr³⁺, et comme agent d'oxydation de ces derniers. Le Mn colloïdale ou particulaire serait moins biodisponible pour le plancton présent dans le Canal de l'Havannah, mais en revanche sa dispersion physique serait potentiellement limitée par des phénomènes de coagulation et de sédimentation.

Tout comme pour les autres éléments préoccupants, le chrome et le cobalt, les réactions d'oxydation de manganèse sont réversibles. Dans les conditions anoxiques (par exemple, dans les zones d'accumulation de sédiments riches en matière organique), les oxydes de manganèse sont instables. Dans les strates inférieures des sédiments, sous l'influence de réactions diagénétiques (surtout microbiologiques), les oxydes de manganèse seront réduits, avec régénération et mobilisation du Mn(II). Cette réduction d'oxydes de manganèse peut aussi se manifester en conditions oxiques, sous l'influence de la lumière (Sunda et al. 1983; Waite et Szymczak 1993). A priori, on pourrait s'attendre à ce que ce phénomène de photoréduction soit favorisé dans un milieu peu profond et fortement ensoleillé, comme le Canal de l'Havannah.

En résumé, pour le Mn(II) présent sous forme dissoute dans l'effluent, les conditions actuelles dans le Canal de l'Havannah (peu de sédiments en suspension; grande clarté / transparence; irradiation intense; pH ~ 8,2) semblent propices pour le maintenir sous forme réduite, ce qui favoriserait sa dispersion mais aussi sa biodisponibilité. Par contre, sans avoir réalisé des tests

expérimentaux en mélangeant l'effluent avec l'eau de mer⁹, on ne peut écarter la possibilité que l'oxydation $\text{Mn(II)} \rightarrow \text{Mn(III, IV)}$ soit accélérée sous l'influence des particules présentes (y compris des particules d'oxydes de manganèse formées dans l'unité de traitement SO_2/air , Annexe 6). Si tel était le cas, la dispersion du manganèse serait moindre, les formes particulières étant sujettes à la sédimentation, mais en revanche ce manganèse particulaire serait moins biodisponible.

Le devenir du Mn(III, IV) présent dans l'effluent est difficile à prédire. Tel que discuté ci-haut, les conditions dans le Canal de l'Havannah favoriseront une certaine photoréduction des oxydes de manganèse. Le comportement du Mn(II) ainsi produit ressemblera à celui du Mn(II) initialement présent dans l'effluent. Si par contre le manganèse demeure sous forme oxydée (et donc colloïdale ou particulaire), l'étendue de sa dispersion physique dépendra de la taille et de la densité spécifique des particules.

3.5.6.2 Toxicité du manganèse en milieu marin – revue de la littérature¹⁰

Tout comme le cobalt, le manganèse est un élément essentiel à la vie. C'est un composant essentiel de certains metalloenzymes impliquées dans le métabolisme des protéines et des lipides (ex. : arginase, pyruvate carboxylase). Dans ce contexte, il joue également un rôle clé dans la lutte contre le stress oxydant, étant présent au site actif de la superoxyde dismutase mitochondriale (sod Mn). Le manganèse peut aussi agir comme activateur, en se liant soit à un substrat enzymatique (ex. : adénosine triphosphate, ATP), soit à un site allostérique chez une enzyme (Keen and Zidenberg-Cher 1990).

Dans le passé, relativement peu de chercheurs se sont penchés sur les effets délétères de manganèse sur le biote aquatique. Ce manque d'attention reflète probablement son statut comme élément essentiel, son ubiquité dans l'environnement, et sa toxicité apparente faible. Le fait que le manganèse ne soit pas sujet à la bioamplification, contrairement au mercure, a aussi probablement contribué à ce manque d'intérêt.

Ce constat est aussi reflété dans la compilation A-NZ de valeurs « seuils », où on ne retrouve aucune valeur pour le manganèse, faute de données adéquates. Par contre, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a parrainé une revue de la littérature sur le manganèse et ses dérivés (aspects environnementaux, OMS, Rapport CICAD 2004). Le groupe d'experts responsable de ce rapport a évalué les données toxicologiques disponibles pour le Mn(II) et les organismes marins. En employant une approche « SSD » identique à celle qui avait été utilisée pour générer les lignes directrices pour la qualité de l'eau (substances toxiques) en Australie et en Nouvelle-Zélande (voir la section 3.4), le groupe d'experts a proposé une valeur « seuil » de 300 $\mu\text{g/L}$ dans l'eau d'un lagon de type équatorial, pour y protéger 95 % des espèces. Cette analyse a porté sur neuf espèces (trois algues diatomées et six invertébrés), huit études sur neuf ayant été réalisées entre 1973 et 1990 (tableau 3-4).

Plus récemment (J.L. Stauber, CSIRO, communication personnelle; W.A. Napier, INCO, communication personnelle), ce calcul a été repris à la demande de la société Goro Nickel, en y incorporant des données toxicologiques plus récentes, provenant du laboratoire de la CSIRO à

⁹ A noter : Les tests conduits par la société RESCAN pour le compte de GORO Nickel (RESCAN 2003) ont été réalisés avec de l'eau de mer filtrée, et donc ils ne tiennent pas compte des réactions microbiennes.

¹⁰ Cette analyse ne comprend pas le travail sur la toxicité du manganèse chez le tétrodon qui a été commandité en 2006 auprès de l'UMR 5805 EPOC par la Province Sud. Ce travail, et son intégration dans notre analyse, font l'objet du paragraphe suivant.

Lucas Heights, NSW, Australie (tableau 3-5). Avec l'ajout de ces données, la valeur « cible » pour protéger 95 % des espèces passe de 300 à 150 $\mu\text{g/L}$. Si on applique la condition plus sévère, c'est-à-dire la protection de 99 % des espèces comme pour le Co(II) et le Cr(VI), la valeur « cible » descend à 20 $\mu\text{g/L}$ (figure 3-5). C'est cette valeur qui a été utilisée dans le tableau 3-2 pour le calcul de l'indice de danger pour le manganèse; elle correspond aussi au niveau d'« investigation » retenu en septembre 2006 par Goro Nickel pour déclencher des mesures correctives¹¹.

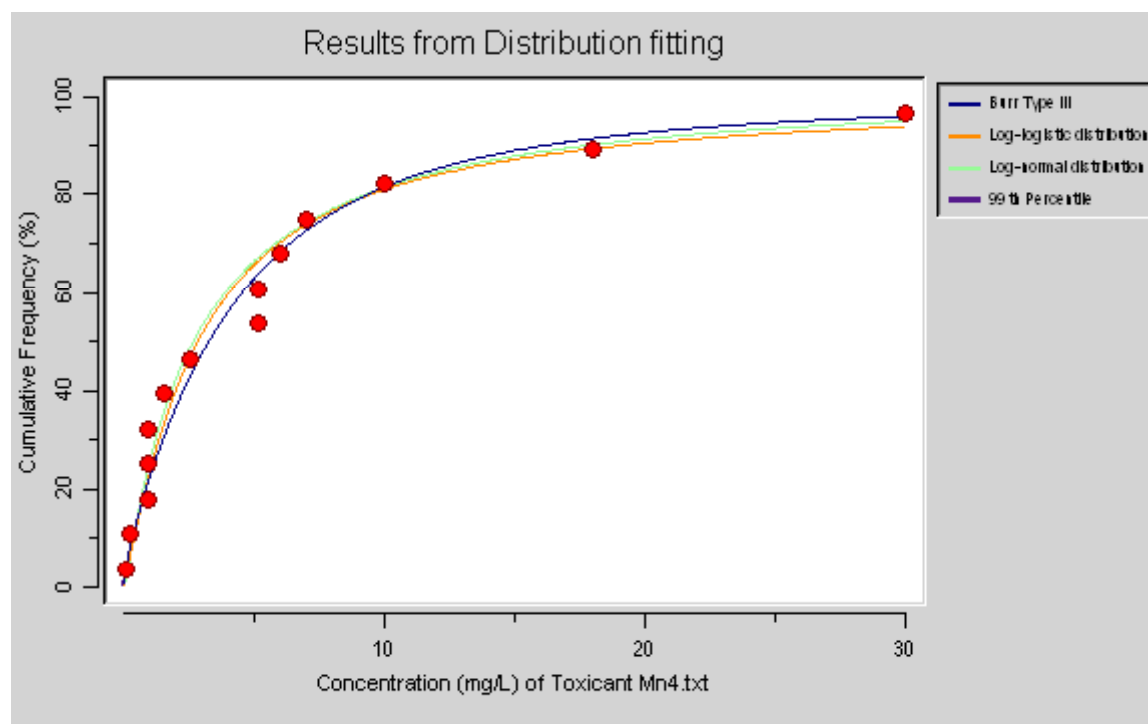


Figure 3-5 : Distribution statistique des concentrations en manganèse ayant servi au calcul de la valeur « seuil » (J.L. Stauber, CSIRO, communication personnelle).

¹¹ Mémo du 19 septembre 2006 intitulé « Genesis and Discussion on the GORO Nickel S.A. Manganese Investigation Level for the Protection of the Coral Reef Community » (W.A. Napier).

Tableau 3-4 : Réponses toxiques au manganèse et concentrations calculées sans effets observables qui ont été utilisées par le groupe d'experts de l'organisation mondiale de la santé pour développer leur « valeur-guide » pour l'eau de mer (CICAD 2004).

<u>Organisme</u>	<u>Réponse</u>	<u>Concentration en manganèse (mg/litre)</u>	<u>CSEO^a calculée (mg/litre)</u>	<u>Référence</u>
<i>Microalgues</i>				
Diatomée (<i>Ditylum brightwellii</i>)	5-j CE ₅₀ ^b (inhibition croissance)	1,5	0,3	Canterford & Canterford 1980
Diatomée (<i>Nitzschia closterium</i>)	96-h CE ₅₀ ^b (inhibition croissance)	25,7	5,1	Rosco & Rachlin 1975
Diatomée (<i>Asterionella japonica</i>)	72-h CE ₅₀ ^b (inhibition croissance)	4,9	1	Fisher & Jones 1981
<i>Invertébrés</i>				
Huitre américain (<i>Crassostrea virginica</i>)	48-h CL ₅₀ ^c	16	1,6	Calabrese et al. 1973
Mye des sables (<i>Mya arenaria</i>)	168-h CL ₅₀ ^c	300	30	Eisler 1977
Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)	48-h CE ₅₀ ^b (anormalités larvaires)	30	6	Morgan et al. 1986
Oursin (<i>Heliocidaris tuberculata</i>)	72-h CE ₅₀ ^b (anormalités larvaires)	5,2	1	Doyle et al. 2003
Artémie (<i>Artemia salina</i>)	48-h CL ₅₀ ^c	51,8	5,2	Gajbhiye & Hirota 1990
Copépode (<i>Nitocra spinipes</i>)	96-h CL ₅₀ ^c	70	7	Bengtsson 1978

^a CSEO = concentration sans effet observable (NOEC). ^b CE₅₀ = concentration provoquant une inhibition de 50 % du processus métabolique suivi; ^c CL₅₀ = concentration provoquant la mortalité de 50 % des organismes tests.

Tableau 3-5 : Réponses toxiques au manganèse et concentrations calculées sans effets observables qui ont été ajoutées aux données du tableau 4 lors de la révision du calcul de la valeur « cible » pour l'eau de mer (J.L. Stauber, CSIRO, communication personnelle).

<u>Organisme</u>	<u>Réponse</u>	<u>Concentration en manganèse (mg/litre)</u>	<u>CSEO^a calculée (mg/litre)</u>	
<i>Microalgue</i>				
Diatomée (<i>Nitzschia</i> sp.)	5-j CE ₅₀ ^b (inhibition croissance)		18	
<i>Invertébrés</i>				
Crevette tigrée (<i>Penaeus esculentus</i>)	96-h CL ₅₀ ^b	26,1	2,6	
Huître creuse d'Australie (<i>Saccostrea glomerata</i>)	60-h CE ₅₀ ^b (anormalités larvaires)		1	
Corail (<i>Stylophora pistillata</i>)	48-h CL ₅₀		1.5	
<i>Poisson</i>				
Blackbass australien (<i>Macquaria novemaculeata</i>)	96-h CL ₅₀ ^c	100	10	

a, b, c, voir tableau précédent

3.5.6.3 Toxicité du manganèse en milieu marin – nouveaux résultats¹²

Les conclusions du rapport CICAD (2004) et des rapports de Stauber *et al.* (2002 et 2003) reposent sur des mesures d'inhibition de croissance, de doses létales et de quantités d'anomalies larvaires après 2-7 jours. C'est un ensemble de résultats classiquement dérivé d'expériences au cours desquelles on expose des organismes à des concentrations élevées pendant des périodes brèves. Les paramètres mesurés au niveau de l'organisme (ou « end points » : mort, anomalie larvaire, croissance altérée), quoique très utiles pour mettre en évidence une toxicité, sont bien sur drastiques quand il s'agit de montrer une absence de toxicité.

Pour pouvoir porter le jugement qu'on nous a demandé sur les valeurs seuils de 300 µg/L, révisées en 2006 à 150 µg/L (protection de 95% des espèces), nous avons voulu tester directement l'impact d'une exposition au manganèse à une concentration de 100 µg/L. Le but initial était de bien vérifier l'innocuité du manganèse en dessous des doses létales, pour une exposition qu'on pouvait supposer *a priori*, d'après l'analyse de la littérature, comme ne présentant pas de grand risque.

Pour avoir le maximum de sensibilité, nous avons décidé d'utiliser l'outil de la biologie moléculaire, et de l'analyse génétique, en profitant du fait qu'un des trois poissons séquencés au monde est un tétrodon très proche de ceux présents en Nouvelle Calédonie. Avec cette technique, il est en effet possible aujourd'hui de réaliser des analyses d'impact particulièrement sensibles (n'attendant pas un constat de mortalité) en étudiant des réponses au niveau des gènes dans différents organes chez des animaux exposés pendant plusieurs semaines. En bref, ce type d'analyse permet en mesurant directement l'activité de certains gènes, de mesurer et de quantifier l'intensité des réponses d'une cellule ou d'un tissu face à la présence d'un contaminant. Elle est dans le principe applicable à tout animal, mais en pratique il est plus facile d'utiliser des poissons dont le génome a été séquencé. C'est pour cette raison que Cotignola (2006) a utilisé les poissons tétraodontidae *Arothron nigropunctatus* et *Canthigaster valentini*¹³, présents sur la barrière et dans le lagon, pour réaliser une nouvelle série de tests de toxicité du manganèse.

Cotignola (2006) et ses collaborateurs se sont posés deux questions. *Premièrement*, si un poisson venait pendant un mois dans la zone des 20 m en aval du diffuseur rejetant un effluent contenant 100 mg/L de manganèse, est ce qu'une concentration de 100 µg/L⁻¹ (correspondant à une dilution théorique de 1000 à cette distance) pourrait représenter un risque toxique quelconque ? *Deuxièmement*, si on fait l'hypothèse que du manganèse puisse se lier à des particules ou matières en suspension (MES) au niveau du diffuseur, et suivre les règles de courantologie et sédimentation régnant dans le lagon sud, on doit prévoir un risque d'accumulation dans des zones préférentielles où des animaux filtreurs pourraient vivre. Si un poisson venait pendant 5 jours se nourrir de bivalves colonisant une telle zone, le manganèse accumulé dans leurs tissus peut-il présenter un risque toxique quelconque ?

Pour les analyses, les gènes d'intérêt ont été choisis de manière à obtenir un constat assez large de l'impact du métal sur plusieurs fonctions cellulaires essentielles tels que le métabolisme mitochondrial, la lutte contre le stress oxydant, la réparation de l'ADN, le contrôle de l'apoptose

¹² « Etude des effets du manganèse sur la réponse génétique, par voie directe et trophique, chez le poisson Tetraodontidae *Arothron nigropunctatus* ». Contrat Province Sud, 2006.

¹³ Les expériences ont été réalisées à Arcachon où le matériel d'analyse et le personnel compétent étaient présents. Pour des raisons pratiques d'approvisionnement, elles ont été principalement réalisées chez *Arothron nigropunctatus* mais les expériences tests de contamination chez *Canthigaster valentini* ont montré des résultats totalement comparables.

(ou « mort programmé » des cellules; c'est un processus par lequel des cellules déclenchent leur autodestruction pour permettre la survie de l'organisme) et l'existence de troubles du métabolisme du fer (c'est un des mécanismes les plus probable expliquant la toxicité du manganèse au niveau cellulaire; Oshiro *et al.* (2002), Kwik-Urbe *et al.* (2003), Wang *et al.* (2006), Li *et al.* (2006)). Les mesures ont été réalisées dans le cerveau, le foie et les branchies. On a également dosé les concentrations de manganèse accumulé dans ces mêmes tissus ainsi que dans les muscles.

Résultats : Si on regarde d'abord l'accumulation du manganèse dans les différents tissus, on voit qu'indépendamment de la voie de contamination (l'eau ou la nourriture), il n'y a pas d'accumulation de manganèse au niveau de l'organisme entier, des branchies, des muscles et du foie. Aucune mortalité, ni signe de morbidité, imputable au manganèse n'a été non plus observée. C'est uniquement chez *Arothron nigropunctatus* que le cerveau est apparu clairement contaminé. Par contre, point fondamental et totalement original, dans tous les organes, avec ou sans bioaccumulation, on observe au niveau cellulaire une perturbation des mécanismes de régulation du fer (le mécanisme clairement identifié chez les mammifères contaminés au manganèse), l'expression d'une protection contre les radicaux libres et des signes de réparation de l'ADN. Il est clair également que les mécanismes de l'apoptose sont fortement surexprimés dans le cerveau.

3.5.6.4 Recommandations

L'ensemble des données (exposition pendant 1 mois à 100 µg/L de manganèse ou pendant 5 jours à une nourriture contaminée au manganèse) montre clairement que la valeur « cible » de 300 µg/L, déterminée dans le rapport CICAD (2004) pour protéger 95 % des espèces marines, ne peut être considérée comme étant sans danger pour les organismes marins.

Si on veut protéger 99 % des espèces dans l'eau du lagon, nous avons vu dans le paragraphe 3.5.5.2 que, sur la base de tests de mortalités, d'inhibitions de croissance et d'anomalies larvaires (niveau organisme), la concentration maximale admissible de manganèse est 20 µg/L. Les tests basés sur la biologie moléculaire montrent des atteintes au niveau cellulaire à des concentrations beaucoup plus basses qu'attendues avec ce premier niveau d'analyse. Par mesure de précaution, et pour éviter des atteintes au niveau cellulaire non visibles au niveau organisme mais pouvant avoir des effets à long terme, nous proposons par conséquent de diminuer cette valeur seuil de 20 à 10 µg/L de manganèse dans le lagon.

3.6 Toxicité potentielle du manganèse dissous dans le canal de l'Havannah

Pour les fins de notre première analyse de dépistage, nous avons arbitrairement établi une distance de 20 m pour calculer la dilution de l'effluent (calculs de dispersion dans le champ « proche » - voir section 1). Les concentrations des divers éléments à 20 m ont été employées pour calculer les indices de danger et pour identifier trois éléments préoccupants, dont le manganèse. Maintenant, nous allons plutôt considérer la dispersion de l'effluent dans le champ « lointain ».

L'analyse de la courantologie dans le canal de l'Havannah permet d'identifier trois cibles proches à protéger dans la zone située au sud-ouest par rapport au diffuseur (figure 1-1), dans la direction du courant résiduel (après avoir tenu compte de l'effet des marées). Il s'agit des points M1, M2 et M7 qui font partie du réseau de stations prévues pour la surveillance du milieu marin : M1 = Banc Ionontéa; M2 = récif corallien le plus proche du diffuseur; M7 = récif Ioro.

En intégrant la modélisation de la dispersion de l'effluent dans l'environnement « proche » (section 1) et la modélisation hydrodynamique de la société GEMS (environnement « lointain »),

on peut calculer les concentrations en manganèse auxquelles le corail pourrait être exposé pendant les périodes de relative stagnation des masses d'eau. Il s'agit bien évidemment non pas d'une concentration constante, mais plutôt d'une concentration qui variera dans le temps, notamment en fonction de la marée et à degré moindre du vent. Selon la société GEMS (2006), les pics de concentration correspondent à la coïncidence de marées de faibles amplitudes et de vents faibles ou de vents venant du sud-est (M. Brunetto, e-mail du 10-11-2006).

Les simulations ont été réalisées pour une période d'un an, en prenant une concentration en manganèse dans l'effluent de 10 mg/L et en supposant que le manganèse se comporte comme un élément conservateur (pas d'oxydation, pas de précipitation, pas d'adsorption sur le plancton, pas de sédimentation). Selon ces simulations, les concentrations moyennes en manganèse dissous aux stations M1, M2 et M7 présenteront des pics périodiques de concentrations compris entre 5 et 10 µg/L (GEMS 2006).

Station	Nombre de pics pendant l'année	Durée moyenne (h) des pics de concentration ([Mn] > 5 µg/L)	Durée totale annuelle (h/an) ([Mn] > 5 µg/L)	Concentration moyenne annuelle (µg/L)
Banc Ionontéa M1	10	2,8	28	1,0
Récif M2	13	3,5	48	1,4
Récif Ioro M7	7	4,0	28	0,5

A titre d'exemple, la figure 3-6 représente l'évolution temporelle des concentrations au récif le plus proche (récif M2). On peut aussi présenter les résultats sous forme de graphiques de concentration en fonction du temps cumulatif, qui permettent de visualiser le pourcentage de temps pendant lequel la concentration en manganèse sera supérieure à une valeur donnée (figure 3-7).

Conclusion. Sur la base de ces travaux, avec une concentration en Mn dissous de 10 mg/L dans l'effluent, les récifs aux stations M1, M2 et M7 ne devraient pas être exposés à des concentrations ambiantes en Mn supérieures à la valeur « cible » que nous recommandons, c'est à dire 10 µg/L.

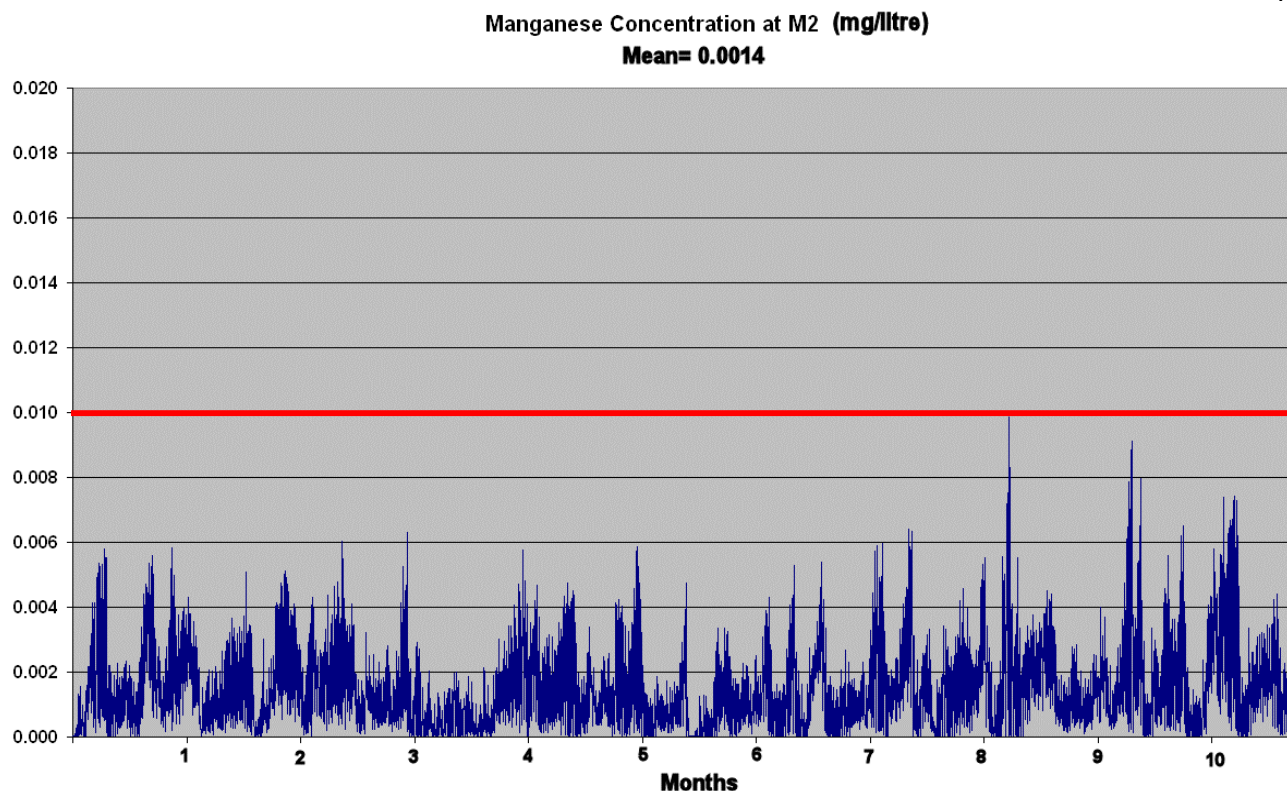


Figure 3-6 : Simulation des concentrations en Mn dissous à la station de surveillance M2 (GEMS 2006). La ligne horizontale (rouge) à 0,01 mg/L (10 µg/L) correspond à la valeur cible recommandée dans le présent rapport.

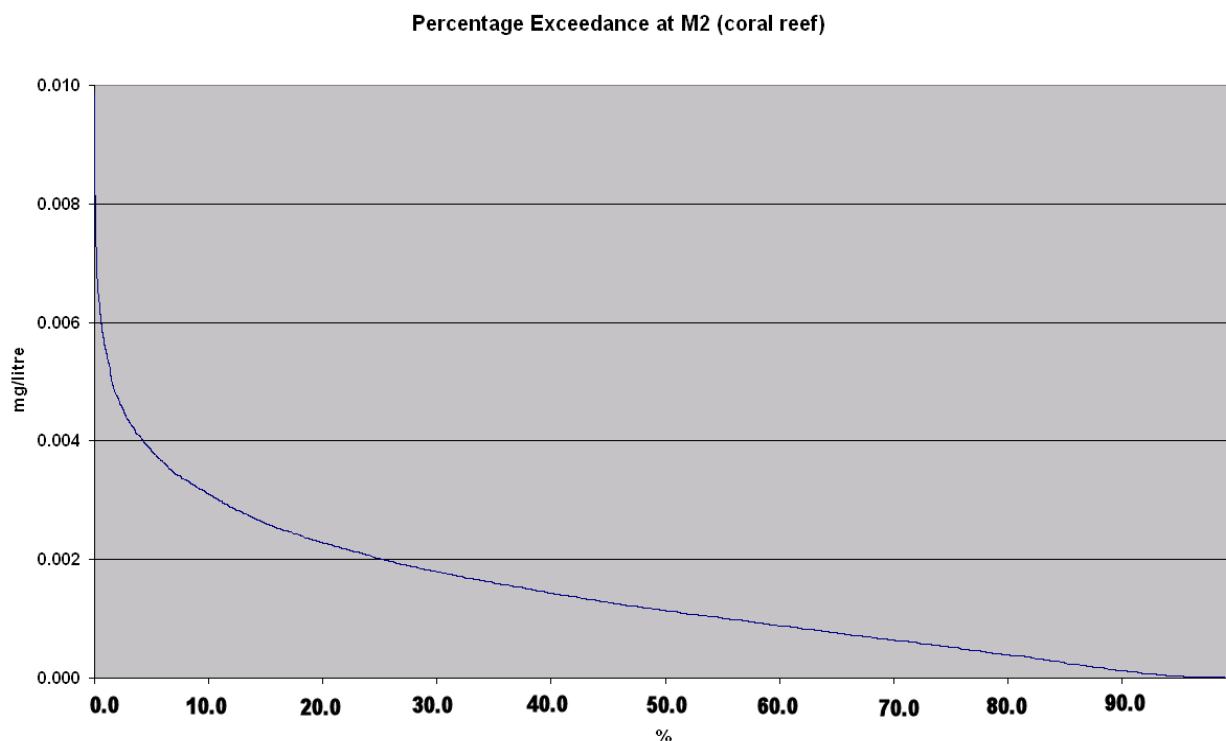


Figure 3-7 : Graphique montrant la concentration en Mn dissous à la station de surveillance M2 en fonction du temps cumulatif, permettant de visualiser le pourcentage de temps pendant lequel la concentration en Mn sera supérieure à une valeur donnée (GEMS 2006).

3.7 Toxicité potentielle du manganèse particulaire dans le canal de l'Havannah

Si la société Goro Nickel optait pour un système de traitement de leur effluent par le procédé SO_2 /air, la concentration totale en manganèse dans l'effluent devrait être $\leq 10 \text{ mg/L}$. Selon les dernières informations reçues de Goro Nickel (J. Zweig, communication personnelle, 18-11-2006), environ 90 % de ce manganèse serait présent sous forme colloïdale ou particulaire, c'est à dire sous forme d'oxyhydroxydes de Mn(III) et de Mn(IV).

Tel que discuté dans la section 3.5.3, un tel changement dans la forme physique du manganèse aura pour conséquence de diminuer sa biodisponibilité globale (les formes particulières des métaux étant normalement considérées comme moins disponibles que les formes libres et dissoutes – Luoma 1989), ce qui renforce la conclusion de la section précédente.

Rappelons aussi que ce changement dans la forme physique du manganèse influera sur la dispersion physique de l'élément. Si les particules demeurent de dimension colloïdale (leur taille devrait être comprise entre 5 et 10 μm , Annexe 6, e-mail de M. Brunetto, à J.C. Massabuau du 12 décembre 2006), elles se comporteront à peu près comme le manganèse dissous (et les simulations de GEMS s'appliquent). Les formes colloïdales et particulières sont cependant susceptibles de coaguler et de sédimenter. Si de tels processus se produisent, la quantité totale de Mn atteignant les récifs M1, M2 et M7 sera moindre que celle prédite par les simulations de GEMS (2006), ce qui renforce de nouveau la conclusion de la section précédente. Le manganèse particulaire qui atteint le fond du Canal de l'Havannah aura tendance à s'accumuler dans les zones de sédimentation, d'où l'importance d'établir des stations de surveillance dans ces zones.

Quant à la biodisponibilité de ce manganèse particulaire, tout nous laisse croire qu'elle sera moindre que celle du manganèse dissous. Il nous semble prudent, cependant, de vérifier ce point avec quelques organismes filtreurs ou encore avec des poissons qui se nourrissent à l'interface sédiment-eau et qui peuvent ingérer des sédiments superficiels lors de leur activité de prise alimentaire.

4. Question 4 - les risques pour la santé humaine

Rendre un avis global sur l'impact de l'effluent.

Dans ses conclusions, l'expert s'attachera à répondre sans ambiguïté à la question de l'impact du rejet sur le milieu marin et sur la santé humaine.

Il proposera, eu égard à l'état des connaissances scientifiques, techniques et de l'environnement du rejet du moment, les voies d'amélioration permettant d'atteindre les objectifs correspondant à la meilleure protection de l'environnement et de la santé humaine.

Ce paragraphe est un résumé synthétique des principales connaissances actuelles sur les risques liés à la consommation d'aliments contenant du manganèse. Le problème de l'ingestion d'aliments (solides ou liquides) doit être clairement différencié de celui de l'inhalation par des travailleurs ayant subi des expositions professionnelles au manganèse. En ce qui concerne l'inhalation de poussières de manganèse, la toxicité est totalement avérée. Chez l'homme, cette maladie est connue sous le nom de manganisme (INRS 1997 ; Ostiguy et al. 2003). Par contre, en ce qui concerne l'ingestion d'aliments solides, comme des poissons (ou d'autres produits de la mer) qui auraient vécu ou vivent dans une eau enrichie en manganèse, il n'y a aucun risque avéré reconnu à l'heure actuelle dans la littérature internationale. Le risque associé à l'ingestion d'eau potable présentant des concentrations élevées de manganèse (non avéré à l'heure actuelle) est plus complexe. Nous rapportons ici les discussions sur le sujet.

4.1 Généralités

Comme pour les animaux aquatiques, on peut rappeler à nouveau que certains métaux sont essentiels à la vie et que d'autres n'ont pas de fonction biologique connue. On parle donc de métaux essentiels et non essentiels.

La relation est différente entre effet et concentration des métaux essentiels et non – essentiels (Figure 3-1). Lorsque les métaux essentiels sont présents à trop faibles concentrations, on souffre de déficience (exemple du fer chez les enfants anémiques) alors que pour les métaux non essentiels il n'y a pas d'effet délétère. Lorsque cette concentration augmente, l'effet de déficience disparaît dans le cas des essentiels alors qu'on se rapproche – ou qu'on aborde – les problèmes de toxicité dans le cas des non essentiels.

Finalement, quand la concentration de métal essentiel continue à augmenter, on atteint ensuite une gamme de concentrations optimums avant d'aborder ici aussi, avec l'excès, tout comme pour les métaux non – essentiels, l'expression de problèmes de toxicité.

Tout est donc une question de dose et *la dose fait le poison*. En fait, cette notion est une idée bien connue depuis des siècles. Paracelsus (1493-1541) est particulièrement cité pour avoir dit : « Toutes les substances sont des poisons. Il n'y en a aucune qui n'est pas un poison. C'est la dose correcte qui différencie un poison d'un remède ».

4.2 Risque toxique pour l'homme lié au rejet de manganèse dans le canal de la Havannah

Le manganèse est un métal essentiel qu'on trouve dans tous les êtres vivants, y compris l'homme bien sûr, et la concentration de manganèse dans nos organes et nos cellules est extrêmement bien réglée par des processus physiologiques très précis (notion d'homéostasie).

4.2.1 Aliments solides

Nous absorbons du manganèse tout au long de la journée, à partir de l'air que nous respirons, de l'eau que nous buvons et des aliments que nous ingurgitons. En ce qui concerne le manganèse présent dans les aliments, c'est au niveau de notre système digestif, en fait de l'intestin grêle, que le manganèse est assimilé. Le taux d'absorption chez l'adulte est d'environ 5 % alors que chez le nourrisson il atteint 99 % à la naissance (Zlotkin et Buchanan 1986). La régulation se fait essentiellement par l'excrétion et on considère que notre corps contient en permanence environ 10-20 mg de manganèse (Saner et al. 1985).

La carence en manganèse a des conséquences graves. Chez l'animal, on a rapporté des dommages graves au niveau des tissus à cause de la peroxydation des lipides et au niveau du fonctionnement du système nerveux central (Zidenberg-Cherr et Keen 1987). On peut aussi citer des problèmes de corpulence, coagulation du sang, cholestérol, problèmes de peau, intolérance au glucose... En Afrique du Sud, dans le Zululand, on a décrit une maladie dégénérative aboutissant à une forme d'arthrose invalidante, la maladie de Mseleni, qui a été attribuée à une carence en manganèse dans les eaux de boisson (Jeandel et al. 1992).

Santé Canada (1987) a fait une excellente revue du problème du manganèse dans l'alimentation. Dans ce rapport on rappelle que pour des raisons de goût dans l'eau de boisson (problème organoleptique), l'objectif pour le manganèse dans l'eau potable est d'avoir des valeurs inférieures à 0,05 mg/L. Autre point, à des concentrations plus élevées, supérieures à 0,15 mg/L, le manganèse peut tacher le linge et la plomberie. Au Canada, dans les cours d'eau, la concentration de manganèse varie habituellement entre 0,01 et 0,40 mg/L.

Pour comparaison, dans les produits laitiers on rapporte des concentrations en moyenne de 0,12 mg/L et dans les viandes des valeurs moyennes de 0,33 mg/kg. La moyenne dans les aliments végétaux est supérieure à 2,5 mg/kg (Kirkpatrick et Coffin 1974). Dans le vin on a mesuré des valeurs de 0,18 à 1,6 mg/L (Noble et al. 1976) et dans des jus de fruits des concentrations entre 0,18 et 1,3 mg/L (Méranger 1970). Dernier point, les feuilles de thé qui nous emmènent vers des extrêmes en concentration puisqu'on parle de valeurs allant de 300 à 1150 mg/kg (moyenne, 640 mg/kg) suivant le type de feuille. Dans le thé que nous pouvons boire, des valeurs atteignant 12 mg/L peuvent être mesurées (Mehra et Baker 2006).

En fait, si on estime la prise alimentaire moyenne journalière, au Canada on arrive au chiffre moyen de 4,7 mg avec une valeur de 3,9 mg chez les femmes et 5,6 mg chez les hommes (Hill 1988). Aux USA, l'Environmental Protection Agency a estimé que l'apport journalier serait de 3 mg/L (US Environmental Protection Agency 1975). Une valeur similaire (2-5 mg par jour) a été rapportée plus récemment par Powell et al. (1998). A noter finalement que des auteurs, qui ont travaillé sur le problème du manque de manganèse, suggèrent même que nous aurions besoin d'une dose quotidienne pouvant atteindre 7 mg/L (Zidenberg-Cherr et Keen 1987).

La conséquence est que classiquement, on considère le manganèse dans l'alimentation comme un élément peu ou pas toxique chez les mammifères en général. Pourquoi écrire peu ou pas toxique ? Parce qu'en augmentant les concentrations dans l'aliment à des valeurs très élevées, on trouve de la toxicité (*la dose fait le poison*). Cet aspect est illustré par l'analyse des doses qui ont été utilisées expérimentalement pour mettre en évidence une toxicité. Par exemple, on a vu des problèmes de baisse d'appétit et un ralentissement du métabolisme du fer pour la formation d'hémoglobine chez le lapin et le port en leur donnant des doses de 1000 à 2000 mg/kg d'animal (NRC 1973). Autre exemple, la dose de 1000 mg/kg de souris provoque un ralentissement de croissance, une prise de poids des testicules, des vésicules séminales et des glandes prépucciales (Gray et Laskey 1980).

On voit donc que, par voie orale, ce sont des expositions expérimentales excessivement élevées qui sont utilisées pour provoquer des problèmes de toxicité. Une autre approche est qu'on sait aussi provoquer des contaminations expérimentales par voie parentérale (administration à travers la peau à l'aide d'aiguille ou de cathéters) en injectant des doses de manganèse plus faibles que celles citées ci-dessus. Le problème est considéré avec le plus grand sérieux dans le cas de malades nourris par des solutions d'alimentation parentérales (Alves et al. 1997).

Un dernier point fondamental est qu'il n'a pas été signalé dans la littérature d'intoxication au manganèse par ingestion d'aliments solides.

4.2.2 Les eaux de boisson

Dans le cadre de ce rapport, sur les risques associés au rejet d'un effluent enrichi en manganèse dans le Canal de la Havannah, il est tout d'abord fondamental de rappeler qu'il n'y a aucun risque lié aux eaux de boisson puisqu'on ne boit pas d'eau de mer comme on boit de l'eau douce. Les pratiques médicales consistant à boire de l'eau de mer en quantité modérée ne sont pas à risque. Un litre d'eau de mer à la concentration maximale recommandée de 10 µg/L (0,010 mg/L) ne représente qu'une fraction infime de la prise normale journalière de manganèse (2-5 mg/L).

Nous traitons cependant cette question car elle a souvent été évoquée dans les réunions publiques et qu'elle pourrait être importante dans le cadre de la gestion des déchets solides et du risque pour les nappes phréatiques.

Pour résumer, les quelques cas d'intoxication alimentaire rapportés pour le manganèse sont uniquement cités pour les eaux de boisson et sont systématiquement discutés par la communauté scientifique. En fait, comme on l'avait vu il y a quelques années dans le cas de la relation qui avait été tenté entre aluminium dans l'eau de boisson et maladie d'Alzheimer (Coriat et Gillard 1986 ; Martyn et al. 1989 ; Massabuau 1990), les conclusions proposées sont insuffisamment fondées au vu des données qualitatives et quantitatives proposées bien que les recherches sur le sujet continuent jusqu'à ce jour (Rondeau et al. 2000).

En bref, dans la littérature, 3 études sont principalement citées sur le sujet. Il existe un cas d'encéphalopathie rapporté au Japon en 1941 chez 25 personnes exposées pendant 2-3 mois (Kawamura et al. 1941). La source de contamination a été attribuée à la présence de 400 piles (dry cell batteries) enterrées à proximité d'un puits. La concentration de manganèse, mesurée 7 semaines après la détection du premier cas, était 14 mg/L dans l'eau du puits contaminé. On a estimé que, compte tenu des différentes mesures effectuées, la contamination pouvait avoir atteint 58 mg/jour (United State Environmental Protection Agency 2004). L'agence américaine note toutefois que la pathologie observée présente beaucoup de différences avec la pathologie habituelle attribuée au manganèse. Entre autres, les symptômes sont apparus ici en 2-3 semaines, ce qui est excessivement rapide pour des cas de type manganisme. Autre observation, certains malades ont commencé à récupérer avant toute diminution significative de la concentration de manganèse dans le puits. Une telle vitesse de récupération n'a jamais été observée dans le cas d'une intoxication avérée au manganèse. Bien que les malades aient clairement ingéré une eau enrichie en manganèse, il a donc été suggéré que d'autres facteurs doivent avoir contribué aux effets observés.

Le deuxième cas souvent cité est celui de l'étude épidémiologique réalisée en Grèce par Kondakis et al. (1989). Les auteurs ont travaillé sur 3 régions et ont étudié 3 groupes de 49, 62 et 77 personnes. Ils n'ont pas trouvé de différences de concentration de Mn dans le sang mais dans les cheveux et ont proposé une relation avec des troubles neurologiques. Malheureusement, ils n'ont pu qu'estimer à 5-6 mg/jour la prise de manganèse journalière sans la démontrer. La conclusion est

donc qu'à cause de toutes les incertitudes de l'étude, l'exposition possible à des poussières ou d'autres sources, le manque d'information sur le régime alimentaire des patients et d'autres facteurs non déterminés, toute conclusion définitive paraît incertaine (USA EPA 2004).

Finalement, Woolf et al. (2002) ont rapporté le cas d'un enfant souffrant de troubles verbaux et de la mémoire et présentant des concentrations anormalement élevées de manganèse dans le sang, l'urine et les cheveux. Ce cas est présenté comme le résultat d'une ingestion chronique d'eau contenant une concentration « modérée » de manganèse égale à 1,2 mg/L (Aschner et al. 2006). Cependant, aucun des symptômes majeurs de la toxicité du manganèse n'a été trouvé chez lui et l'Agence pour la Protection de l'Environnement américaine a conclut ici aussi que la validité de la relation avec l'exposition réelle au manganèse était difficile à évaluer (USA EPA 2004).

5. Conclusions finales et recommandations présentées le mardi 21 novembre 2006 dans la salle du Congrès de Nouméa

Le rejet de manganèse dans un écosystème n'est pas anodin pour le milieu marin.

Nous ne recommandons pas d'autoriser le rejet d'un effluent contenant 100 mg/L de manganèse dans le canal de la Havannah.

Sur la base de l'approche SSD (CICAD 2004), étendue à 5 autres espèces y compris le corail, et des résultats sur le tétrodon, nous recommandons d'adopter **une concentration seuil maximum de 10 µg/L** pour protéger l'écosystème du lagon sud de la Nouvelle Calédonie.

Sur la base de ces études écotoxicologiques et de la modélisation, nous recommandons de **ne pas autoriser une concentration de manganèse dans l'effluent supérieure à 10 mg/L**.

Il n'y a **pas de risque avéré lié à la prise de nourriture** lorsqu'on mange des poissons, des crustacés ou des mollusques provenant d'une eau de mer enrichie en manganèse.

Nous encourageons la mise en place de l'unité de traitement SO₂/air dont l'étude de faisabilité a été réalisée par INCO.

Nous insistons sur l'importance de l'analyse et la surveillance des concentrations de Cr, Mn et Co en sortie d'effluent d'usine.

Nous encourageons la surveillance de points de contrôle fixes dans le lagon avec une valeur maximale admissible de 10 µg/L pour le manganèse.

Nous insistons sur l'importance de la localisation et du suivi des zones de sédimentation dans le lagon sud.

Nous recommandons l'utilisation d'animaux du lagon comme bio-capteurs ou bio-révélateurs de la qualité de l'eau, en complément d'analyses d'eaux et de sédiments régulières.

Nous approuvons totalement la création d'un observatoire de l'environnement avec informations en ligne sur un site web.

Nous recommandons une maîtrise maximum de l'érosion, sur l'emprise du site, et des dépôts en mer de latérites.

Nous insistons sur le besoin d'avoir une vision globale de la gestion des déchets et nous recommandons une expertise sur l'impact du dépôt des rejets solides à terre.

6. Bibliographie citée

- Aldenberg, T. et W. Slob. 1993. Confidence-limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 25: 48-63.
- ALS Environmental. 2006. Certificate of analysis (27 juillet 2006), 6 p.
- Alves, G., J. Thebot, A. Tracqui, T. Delangre, C. Guedon et C. Lerebours. 1997. Neurologic disorders due to brain manganese deposition in a jaundiced patient receiving long term parenteral nutrition. *J. Parent Enter. Nutr.* 21: 41-45.
- Aschner, M., B. Lukey et A. Tremblay. 2006. The Manganese Health Research Program (MHRP): Status report and future research needs and directions. *Neurotoxicology* 27: 733-736.
- Bailey, G. 2005. Guidance for conducting mixing zone analyses. Appendix 6; Water Quality Program; Washington State Dept. of Ecology. Pub. N°: 92-109, rev. July 2005; pp.701-773.
- Baumgartner, D.J., W.E. Frick et P.J.W. Roberts. 1994. Dilution Models for Effluent Discharges Report No. EPA/600/R-93/139 ; également: Document No. N268 of the Environmental Research Laboratory, Narragansett; US EPA; (Third Edition); March 22, 1994.
- Behrenfeld, M.J., K. Worthington, R.M. Sherrell, F.P. Chavez, P. Strutton, M. McPhaden et D.M. Shea. 2006. Controls on tropical Pacific Ocean productivity revealed through nutrient stress diagnostics. *Nature* 442: 1025-1028.
- Bengtsson, B.E. 2006. The use of a harpacticoid copepod in toxicity tests. *Mar. Pollut. Bull.* 9: 238-241.
- Bisson, M., R. Diderich, N. Houeix, C. Hulot, G. Lacroix, J.P. Lefèvre, S. Levêque, H. Magaud, A. Pichard, A. Morin, M. Rose et G. Pépin. 2005. Chrome et ses dérivés. INERIS Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, DRC-01-05590-00DF253.doc, Version No 2-4-février 05. Paris, France, 80 p. OK
- Calabrese, A., R.S. Collier, D.A. Nelson et J.R. MacInnes. 1973. The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biol.* 18: 162-166.
- Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and organisms: a critique of the free-ion activity model. *Dans Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. A.Tessier et D.Turner [éds], J. Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 45-102.
- Canterford, G.S. et D.R. Canterford. 1980. Toxicity of heavy metals to the marine diatom *Ditylum brightwellii* (West) Grunow: correlation between toxicity and metal speciation. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 60: 227-242.
- CICAD. 2004. Manganese and its compounds: Environmental aspects. Organisation mondiale de la Santé. Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) no. 63, Genève, Suisse (<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad63.htm>; consulté le 03-10-2006).
- Coriat, A.M. et R.D. Gillard. 1986. Beware the cups that cheer. *Nature*, 321: 570.

- Cotignola, M. 2006. Etude des effets du manganèse sur la réponse génétique, par voie directe et trophique, chez le poisson Tetraodontidae *Arothron nigropunctatus*. Diplôme d'études supérieures, Université de Bordeaux I, UFR de Sciences Biologiques, Bordeaux, F, 57 p.
- De Baar, H.J.W., P.W. Boyd, K.H. Coale, M.R. Landry, A. Tsuda, P. Assmy, D.C.E. Bakker, Y. Bozec, R.T. Barber, M.A. Brzezinski, K.O. Buesseler, M. Boye, P.L. Croot, F. Gervais, M.Y. Gorbunov, P.J. Harrison, W.T. Hiscock, P. Laan, C. Lancelot, C.S. Law, M. Levasseur, A. Marchetti, F.J. Millero, J. Nishioka, Y. Nojiri, T. van Oijen, U. Riebesell, M.J.A. Rijkenberg, H. Saito, S. Takeda, K.R. Timmermans, M.J.W. Veldhuis, A.M. Waite et C.S. Wong. 2005. Synthesis of iron fertilization experiments: From the iron age in the age of enlightenment. *J. Geophys. Res.-Oceans* 110 (article n° C09S16).
- Donat, J.R. et K.W. Bruland. 1988. Direct determination of dissolved cobalt and nickel in seawater by differential pulse cathodic stripping voltammetry preceded by adsorptive collection cyclohexane-1,2-dione dioxime complexes. *Anal. Chem.* 60:240-244.
- Doyle, C.J., F. Pablo, R.P. Lim et R.V. Hyne. 2003. Assessment of metal toxicity in sediment pore water from Lake Macquarie, Australia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44: 343-350.
- Eary, L.E. et D. Rai. 1987. Kinetics of chromium(III) oxidation to chromium(VI) by reaction with manganese dioxide. *Environ. Sci. Technol.* 21: 1187-1193.
- Eisler, R. 1977. Acute toxicities of selected heavy metals to the softshell clam, *Mya arenaria*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 137-144.
- Ellwood, M.J. et C.M.G. Van den Berg. 2001. Determination of organic complexation of cobalt in seawater by cathodic stripping voltammetry. *Marine Chem.* 75: 33-47.
- EURAS. 2006. MERAG (Metal Risk Assessment Guidance document). <http://www.euras.be/eng/project.asp?ProjectId=67>. EURAS, Ghent, Belgique (consulté 03-10-2006).
- EU-TGD. 1996. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II: Environment.
- Fichez, R., B. Moreton, O. Pringault et H. Viret. 2005. Caractéristiques physico-chimiques des eaux. Contrat de Consultance IRD-GORO Nickel, Convention n° 9104. Nouméa, Nouvelle Calédonie, Institut de Recherche et de Développement (IRD), 56 p.
- Fisher, N.S. et G.J. Jones. 1981. Heavy metals and marine phytoplankton: correlation of toxicity and sulfhydryl-binding. *J. Phycol.* 17: 108-111.
- Gajbhiye, S.N. et R. Hirota. 2006. Toxicity of heavy metals to brine shrimp *Artemia*. *J. Ind. Fish. Assoc.* 20: 43-50.
- GEMS (Global Environmental Modelling System PTY Ltd.). 2003. Observations sur site et modélisation de la dispersion du panache à proximité de la zone de déversement pour le projet Nickel

- INCO Goro dans le Canal de la Havannah, Nouvelle-Calédonie, Mars 2003 (DVD-GNi-2004, Tome 3, Volume 2 Annexe 6.1).
- GEMS (Global Environmental Modelling System PTY Ltd.). 2006a. Information request 3rd party review (Mémoire de M. Brunetto, GORO Nickel, 24-10-2006).
- GEMS (Global Environmental Modelling System PTY Ltd.). 2006b. Communication privée – (G. Hubbert à B. Roux, via Goro Nickel) – résultats complets des mesures de courant.
- Goro Nickel SA. 2003. Rejet des effluents dans le canal de la Havannah. Dimensionnement et Positionnement du diffuseur, avril 2003 (DVD-GNi-2004, Tome 3, Volume 2 Annexe 5.1).
- Goro Nickel SA. 2004. Rapport de synthèse sur l'impact du rejet en mer de l'effluent, mars 2004 (DVD-GNi-2004 ; Tome 3, Volume 3 Annexe 5.1).
- Goro Nickel SA. 2006. Mémoire, Variation de composition du rejet en mer, 17 juin 2006.
- Gray, L.E. et J.W. Laskey. 1980. Multivariate analysis of the effects of manganese on the reproductive physiology and behaviour of the male house mouse. *J. Toxicol. Environ. Health* 6 : 861.
- Hay & Co. 2006a. The Goro Marine Outfall Diffuser Design Considerations, Memorandum prepared by Hay & Company Consultants, Feb. 22, 2006, Revised May 3, 2006
- Hay & Co. 2006b. The Goro Marine Outfall Diffuser Design Considerations Memorandum Prepared by Hay & Company Consultants, July 4, 2006
- Hill, R.J. 1988. Review of information on manganese and the oxidation product of MMT combustion (inédit). Rédigé pour le Ministère de la Santé nationale et du Bien Être social, Ottawa (*Dans Santé Canada. (1987) Santé de l'environnement et du milieu de travail. Le manganèse*), 7 p.
- INERIS 2002. Baroudi, H., J. Bureau et J.P. Pineau. Analyse critique du dossier de demande d'autorisation du projet GORO Nickel – Synthèse. Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) ; rapport no Ineris-Drc-02-39575/Desp-R04a, Paris, France, 29 p.; décembre 2003 (DVD-GNi-2004 ; ref. Tome 3 – Volume 3 – Annexe 5.3).
- INERIS 2003. Baroudi, H., J. Bureau et J.P. Pineau. Analyse critique de l'acceptabilité du niveau de rejet de manganèse dans le milieu marin. Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), rapport final, Paris, France. décembre 2003 (DVD-GNi-2004 ; ref. Tome 3 – Volume 3 – Annexe 5.4).
- INRS. 1997. Dioxyde de manganèse. Fiche toxicologique n° 52. p 5 (disponible en ligne sur : <http://www.inrs.fr/>)
- Jeandel, P., E. Galoo et P.Y. Chouc. 1992. Facteurs alimentaires et arthroses endémiques. *Médecine d'Afrique Noire* 39: 215-216.
- Johnson, C.A. et A.G. Xyla. 1991. The oxidation of chromium (III) to chromium (VI) on the surface of manganite (gamma MnOOH). *Geochim. Cosmochim. Acta* 55: 2861-2866.

- Kawamura, R., H. Ikuta, S. Fukuzumi, R. Yamada, S. Tsubaki, T. Kodama et al.. 1941. Intoxication by manganese in well water. *Arch. Exp. Med.* 18: 145–169.
- Keen, C.L. et S. Zidenberg-Cher. 1990. Manganese. *Dans* Present Knowledge in Nutrition. M. Brown [Ed.]. International Life Sciences Institute Nutrition Foundation, Washington, DC, USA. pp. 279-286.
- Kirkpatrick, D.C. et D.E. Coffin. 1974. The trace metal content of representative Canadian diets in 1970 and 1971. *Can. Inst. Food Sci. Technol. J.*, 7: 56- 60.
- Kondakis, X.G., N. Makris, M. Leotsinidis, M. Prinou et T. Papapetropoulos. 1989. Possible health effects of high manganese concentrations in drinking water. *Arch. Environ. Health* 44: 175–178.
- Kwik-Urbe, C., S. Reaney, Z. Zhu et D. Smith. 2003. Alterations in cellular IRP-dependant iron regulation by in vitro manganese exposure in undifferentiated PC12 cells. *Brain Research* 973: 1-15.
- Li, G.J., B.-S. Choi, X. Wang, J. Liu, P.M. Waalkes et W. Zheng. 2006. Molecular mechanism of distorted iron regulation in the blood-brain barrier following in vivo subchronic manganese exposure. *Neurotoxicol.* 27: 737-744.
- Luo, S.P. 2006a. Modélisation et simulation numérique de la dilution de l'effluent dans le champ proche du diffuseur marin multi-port de Goro Nickel; 1^{er} Rapport d'Avancement, 18 Juin 2006.
- Luo, S.P. 2006b. Modélisation et simulation numérique de la dilution de l'effluent dans le champ proche du diffuseur marin multi-port de Goro Nickel ; 2^{ème} rapport d'avancement ; premières conclusions de l'Etude Complémentaire ; UMR6181-CNRS, L3M-Marseille ; 25 octobre 2006.
- Luoma, S.N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia* 176/177: 379-396.
- Manceau, A.A. et L. Charlet. 1992. X-Ray absorption spectroscopic study of the sorption of Cr(III) at the oxide-water interface. I. Molecular mechanism of Cr(III) oxidation on Mn oxides. *J. Colloid Interface Sci.* 148: 425-442.
- Martyn, C.N., D.J.P. Barker, C. Osmond, J.A. et al. 1989. Geographical relation between Alzheimer's disease and aluminium in drinking water. *The Lancet* 1: 59-62.
- Massabuau, J.-C. 1990. Acidification des ruisseaux vosgiens et toxicité potentielle. *TSM – L'EAU*. 2: 109-111.
- Mehra, A. et C.L. Baker. 2007. Leaching and bioavailability of aluminium, copper and manganese from tea (*Camellia sinensis*). *Food Chem.* 100: 1456-1463.
- Méranger, J.C. 1970. The heavy metal content of fruit juices and carbonated beverages by atomic absorption. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 5: 271-275.
- Moffett, J.W. 1997. The importance of microbial Mn oxidation in the upper ocean - a comparison of the Sargasso Sea and equatorial Pacific. *Deep-Sea Res.* 44: 1277-1291.

- Morel, F.M.M. et J.G. Hering. 1993. Principles and Applications of Aquatic Chemistry. J. Wiley and Sons Ltd., New York, NY, p.358-9.
- Moreton, B. et R. Fichez. 2003. Cycle du manganèse en milieu marin. Rapport interne, Institut pour la Recherche et Développement, IRD, Nouméa, Nouvelle Calédonie, 8 p.
- Morgan, J.D., D.G. Mitchell et P.M. Chapman. 1986. Individual and combined toxicity of manganese and molybdenum to mussel, *Mytilus edulis*, larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 303-307.
- Munksgaard, N.C. et D.L. Parry. 2001. Trace metals, arsenic and lead isotopes in dissolved and particulate phases of North Australia coastal and estuarine seawater. *Marine Chem.* 75: 165-184.
- NRC. 1973. U.S. National Research Council, Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. Manganese. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Noble, A.C., B.H. Orr, W.G. Cook et J.L. Campbell. 1976. Trace elements analysis of wine by proton induced X-ray fluorescence spectrometry. *J. Agric. Food Chem.* 24: 532-535.
- Oshiro, S., K. Nozawa, M. Hori, C. Zhang, Y. Hashimoto, S. Kitajima et K.-I. Kawamura. 2002. Modulation of iron regulatory protein-1 by various metals. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 290: 213-218.
- Ostiguy, C., S. Malo et P. Asselin. 2003. Synthèse des connaissances scientifiques sur les risques d'atteinte à la santé suite à une exposition professionnelle au manganèse. *Études et recherches / Rapport R-339*, Montréal, IRSST, 41 pages. Disponible en ligne sur : http://www.irsst.qc.ca/fr/_projet_3175.html
- Posthuma L., G.W. Suter et T.P. Traas [Eds]. 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, Fl.
- Powell, J.J., T.J. Burden et R.P.H. Thompson. 1998. In vitro mineral availability from digested tea: a rich dietary source of manganese. *Analyst*, 123, 1721-1724.
- RESCAN. 2002a. Coastal lagoon hydraulics at Havannah Canal; Annexe 1.
- RESCAN. 2002b. Goro ocean outfall design; effluent dilution modeling and optimization of diffuser configuration, August 2002.
- RESCAN. 2003. A geochemical assessment of potential mineral precipitation from the effluent of the GORO Nickel processing plant. Rapport d'expertise préparé par Rescan Environmental Services Ltd. pour le compte de la société GORO Nickel, vii + 53 p. + 4 appendices.
- Roberts, P.J. 1999. Modeling the Mamala Bay plumes, I : near field. *J. Hydraul. Eng., ASCE* 125: 564-573.
- Roberts, P.J. 2002. Modeling of the Goro Nickel Outfall; memo 14 août 2002.
- Roberts, P.J. 2003. Modeling of the Goro Nickel Outfall; memo 26 janvier 2003.

- Roberts, P.J. 2006. Dilution minimale et longueur de la zone de dilution en fonction de vitesse de courant ; communication privée.
- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. & Baumgartner D.J., 1989a, Ocean outfalls I, Submerged wastefield formation, *J. Hydraulic Engineering, ASCE* 115: 1-25.
- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. & Baumgartner D.J., 1989b, "Ocean outfalls II, Spatial evolution of submerged wastefield", *J. Hydraulic Engineering, ASCE* 115: 26-48.
- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. & Baumgartner D.J., 1989c, "Ocean outfalls III, Effect of diffuser design on submerged wastefield", *J. Hydraulic Engineering, ASCE* 115: 49-70
- Rondeau, V., D; Commenges, H. Jacqmin-Gadda, JF Dartigues. 2000. Relation between aluminium concentration in drinking water and Alzheimer's disease : an 8 year follow-up study. *Amer. J. Epidemiol.* 152 (1): 59-66
- Rosko, J.J. et J.W. Rachlin. 1975. The effect of copper, zinc, cobalt and manganese on the growth of the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Bull. Torrey Bot. Club* 102: 100-106.
- Saner, G., T. Dagoglu et T. Ozden. 1985. Hair manganese concentrations in newborns and their mothers. *Am. J. Clin. Nutr.* 41: 1042-1044.
- Santé Canada. 1987. Santé de l'environnement et du milieu de travail. Le manganèse. 7 p. (disponible en ligne sur http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/manganese/index_f.html).
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. et A.R. Flegal. 1996. Trace metal complexation in the surf zone and in coastal waters off Baja California, Mexico. *Environ. Sci. Technol.* 30: 1575-1580.
- Stauber, J.L., M.T. Binet et M.S. Adams. 2003. Chronic toxicity of nickel tailings liquor to marine and freshwater biota. Report ET/IR600R. CSIRO, Energy Technology, Centre for Advanced Analytical Chemistry, Lucas Heights, NSW, Australia, 54 p.
- Stauber, J.L., R.J. Jones, M.T. Binet et C.K. King. 2002. The effect of nickel processing waste liquor on corals and their symbiotic dinoflagellates. Report 474 R. CSIRO, Energy Technology, Centre for Advanced Analytical Chemistry, Lucas Heights, NSW, Australia, 41p.
- Stronach, J. 2006a. Goro Marine Outfall Diffuser Design Considerations; Memorandum Prepared by Hay & Company Consultants; 4 juillet 2006.
- Stronach, J. 2006b. The Goro Diffuser; présentation à Marseille (PowerPoint); 31 juillet 2006.
- Stronach, J. 2006c. The Goro Diffuser; présentation à Marseille (PowerPoint); 19 octobre 2006.
- Stumm, W. et J.J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3^e édition, John Wiley and Sons Inc., New York, NY, USA, pp. 683-690.
- Sunda, W.G. 1984. Measurement of manganese, zinc and cadmium complexation in seawater using Chelex ion exchange equilibria. *Marine Chem.* 365-378.

- Sunda, W.G. et S.A. Huntsman. 1986. Relationships among growth rate, cellular manganese concentrations and manganese transport kinetics in estuarine and oceanic species of the diatom *Thalassiora*. *J. Phycol.* 22: 259-270.
- Sunda, W.G., S.A. Huntsman et G.R. Harvey. 1983. Photoreduction of manganese oxides in seawater and its geochemical and biological implications. *Nature* 234-236.
- Templeton, D.M., F. Ariese, R. Cornelis, L.-G. Danielsson, H. Muntau, H.P. Van Leeuwen and R. Lobinski. 2000. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches. *Pure Appl. Chem.* 72: 1453-1470.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2004. Drinking water health advisory for manganese. 49 p. (disponible en ligne sur <http://www.epa.gov/safewater/>)
- Waite, T.D. et R. Szymczak. 1993. Manganese dynamics in surface waters of the eastern Caribbean. *J. Geophys. Res. – Oceans* 98: 2361-2369.
- Wang, X., G.J. Li et W. Zheng. 2006. Upregulation of DMT1 in choroidal epithelia of the blood-CSF barrier following manganese exposure in vitro. *Brain Res.* 1097: 1-10.
- Warne, M.St.J. 2001. Derivation of the Australian and New Zealand water quality guidelines for toxicants. *Australas. J. Ecotoxicol.* 7: 123-136.
- Wheeler, J.R., K.M.Y. Leung, D. Morritt, N. Sorokin, H. Rogers, R. Toy, M. Holt, P. Whitehouse et M. Crane. 2002. Freshwater to saltwater toxicity extrapolation using species sensitivity distributions. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 2459-2467.
- Woolf, A., R. Wright, C. Amarasiriwardena et D. Bellinger. 2002. A child with chronic manganese exposure from drinking water. *Environ Health Perspect.* 110: 613-616.
- Zidenberg-Cherr, S. et C.L. Keen. 1987. Enhanced tissue lipid peroxidation: mechanism underlying pathologies associated with dietary manganese deficiency. *Dans* Nutritional bioavailability of manganese. C. Kies [Ed.]. Amer. Chem. Soc., Washington, DC, pp. 56-66.
- Zlotkin, S.H. et B.E. Buchanan. 1986. Manganese intakes in intravenously fed infants. *Biol. Trace Element Res.* 9: 271

7. Annexes

Liste des annexes

ANNEXE 1 :	Simulation du développement du panache de l'effluent Goro Nickel.	2
ANNEXE 2 :	Variations de la composition du rejet en mer	8
ANNEXE 3 :	Mélanges eau de mer / effluent	16
ANNEXE 4 :Mémo - Implications de l'utilisation de la chaux pour contrôler la concentration en manganèse dans l'effluent.		23
ANNEXE 5 :	Etats initiaux du milieu récepteur (le canal de l'Havannah)	25
ANNEXE 6 : Mémo – Taille des particules sortant du traitement des effluents (SO ₂ + air) pour réduire le manganèse		30

ANNEXE 1 : Modélisation du panache

Simulation du développement du panache de l'effluent Goro Nickel

Luo, S.P. et B. Roux

Laboratoire Modélisation et simulation numérique en mécanique et génie des procédés

L3MGP / UMR 6181

CNRS-Universités d'Aix-Marseille et EGIM,

IMT – La Jetée, Technopole de Chateau-Gombert,

38 rue Frédéric Joliot Curie, 13451 Marseille Cedex 20, France

Présentation synthétique des résultats de simulation tridimensionnelle du développement du panache de l'effluent industriel de Goro Nickel dans le lagon Sud de Nouvelle Calédonie :

- ◆ courbes d'évolution longitudinale de la dilution minimale (inverse de la concentration maximale) dans le panache de l'effluent, pour plusieurs vitesses de courant de fond. Ces courbes sont données pour les scénarios 1 et 3 ;
- ◆ méthode simple d'utilisation de ces courbes pour déterminer la zone d'exclusion autour du diffuseur, en fonction des divers paramètres de l'étude

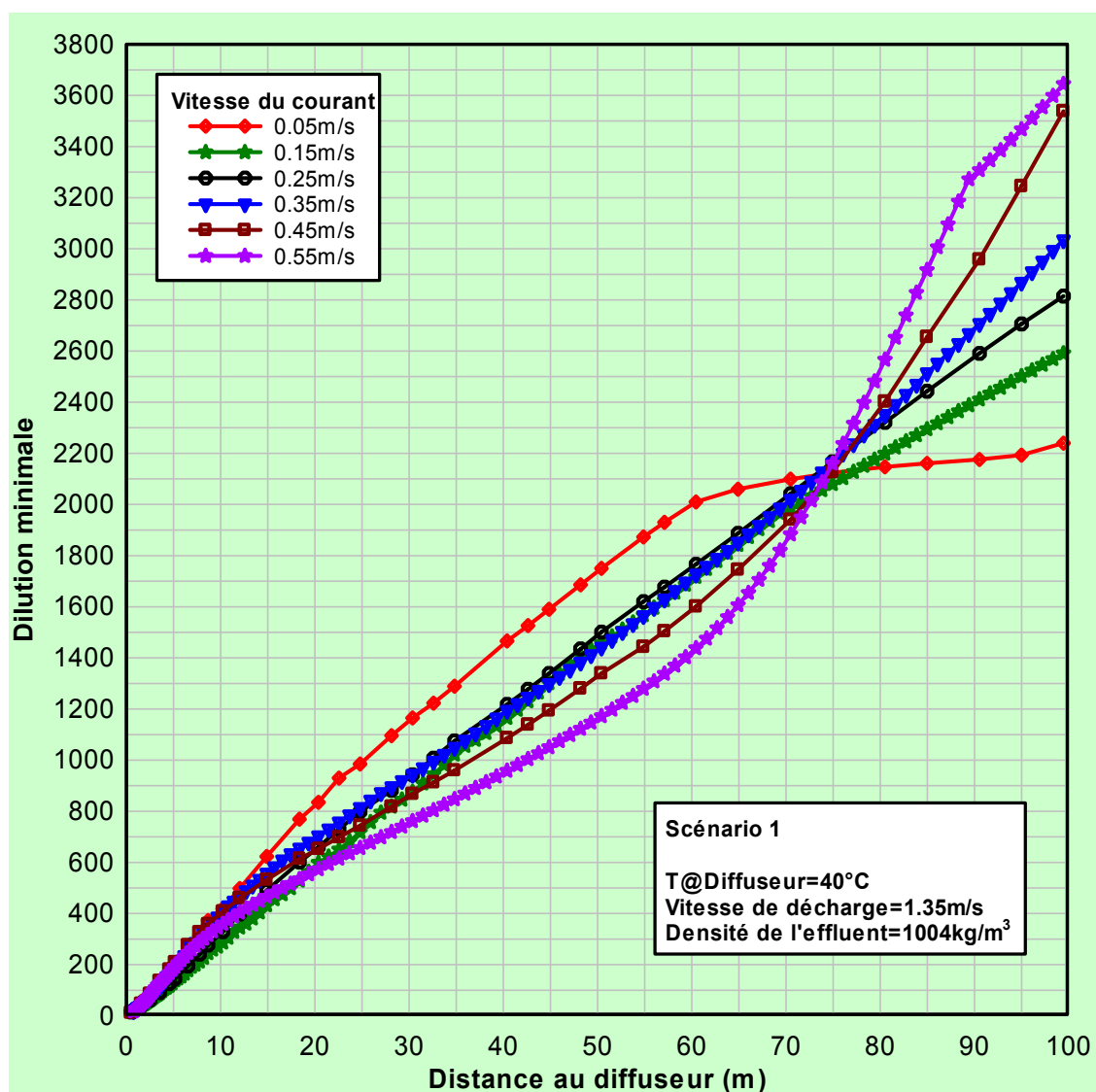


Figure A1-1 : Evolution longitudinale de la dilution minimale en fonction de la distance au diffuseur ; scénario 1

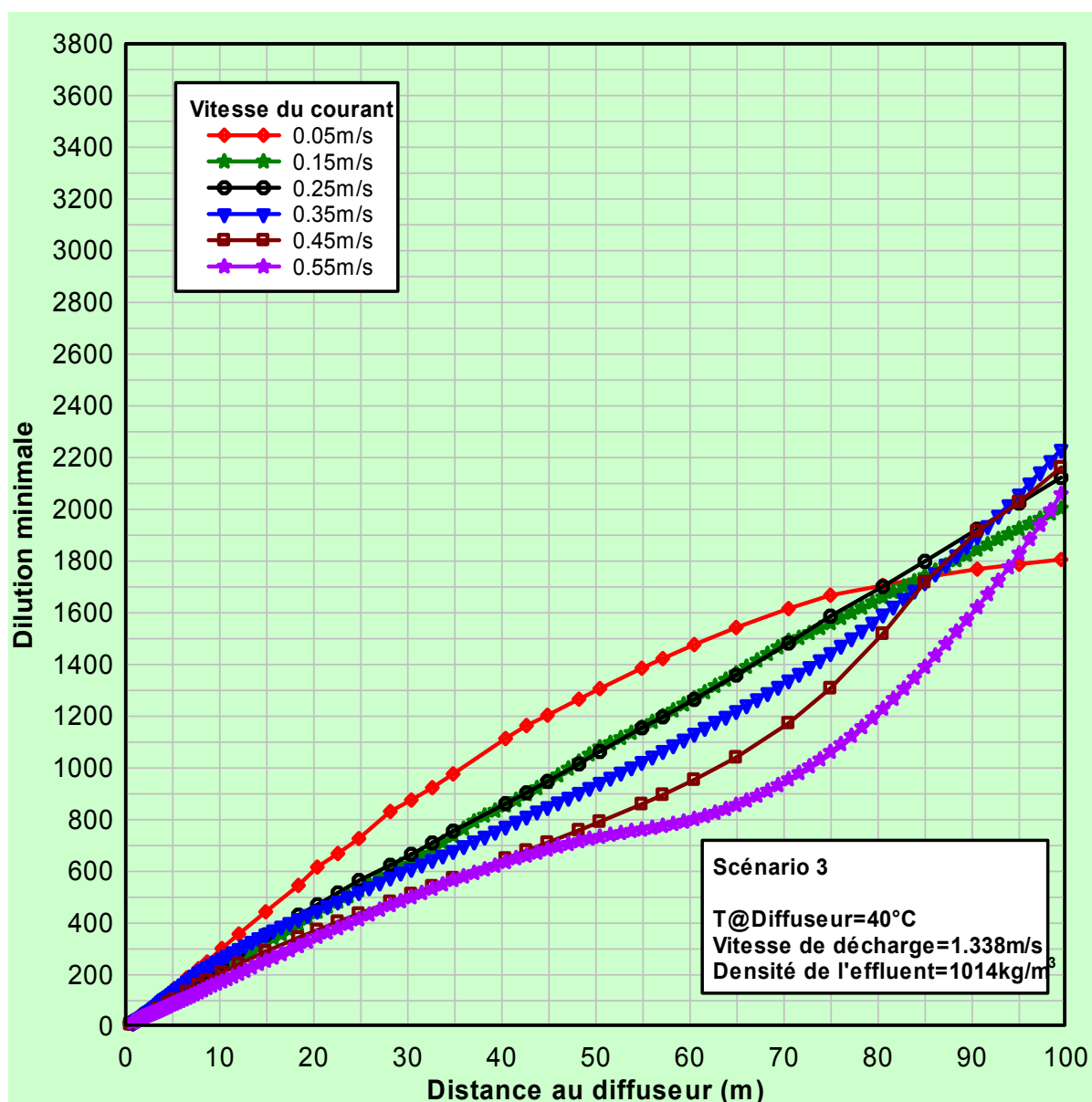


Figure A1-2 : Evolution longitudinale de la dilution minimale en fonction de la distance au diffuseur ; scénario 3

Mode d'emploi des courbes de dilution pour déterminer les longueurs des zones d'exclusion

Pour utiliser de façon commode les courbes d'évolution longitudinale de la dilution minimale données ci-dessus pour les scénarios 1 et 2, on introduit le concept de distance d'exclusion, Y_{NOEC} , pour chacun des métaux dissous dans l'effluent ; c'est la distance au-delà de laquelle il faut se placer pour que la concentration de ce métal dissous se trouve au-dessous du seuil de concentration NOEC.

On introduit également le concept de Dilution NOEC définie par: $D_{NOEC} = C_0 / NOEC$, où C_0 est la concentration du constituant ciblé (par exemple, le Mn) dans l'effluent. Cette concentration C_0 est différente pour chacun des scénarios proposés par le constructeur.

A partir de la valeur NOEC (connue des spécialistes d'écotoxicité pour chaque élément dissous contenu dans l'effluent) et à partir de la concentration fournie par l'industriel, on peut déterminer la valeur D_{NOEC} , qu'il suffit ensuite de reporter sur les courbes ci-dessus, pour connaître la distance d'exclusion pour chaque valeur de la concentration utilisée dans les scénarios considérés.

A titre d'exemple, quelques valeurs de la distance d'exclusion la plus conservative (s'appliquant pour toutes les valeurs de la vitesse de courant) sont données dans le tableau suivant pour le manganèse, à partir de la norme NOEC de 0,02 mg Mn/L.

	C_0	D_{NOEC}	Y_{NOEC}
Scénario 1 ; Débit : 1220 m ³ /h Densité de l'effluent : 1004 kg/m ³	1 mg Mn/L	50	2 m
	10 mg Mn/L	500	18 m
	15 mg Mn/L	750	30 m
	20 mg Mn/L	1000	42 m
	30 mg Mn/L	1500	62 m
Scénario 3 (chaulage) ; Densité de l'effluent : 1014 kg/m ³	50 mg Mn/L	2500	> 100 m
	36 mg Mn/L	1800	100 m
Scénario 3 (SO ₂ -Air)* Densité de l'effluent : 1014 kg/m ³	1 mg Mn/L	50	3 m
	10 mg Mn/L	500	30 m

* D'après l'opérateur, la densité de l'effluent dans le cas du procédé SO₂-Air serait la même que celle du scénario 3.

Dans le cas d'une norme NOEC de 0,01 mg Mn/L, les valeurs de la distance d'exclusion s'appliquant pour toutes les valeurs de la vitesse de courant, seraient les suivantes :

	C_0	D_{NOEC}	Y_{NOEC}
Scénario 1 ; Débit : 1220 m ³ /h Densité de l'effluent : 1004 kg/m ³	1 mg Mn/L	100	4 m
	10 mg Mn/L	1000	44 m
	15 mg Mn/L	1500	63 m
	20 mg Mn/L	2000	72 m
	30 mg Mn/L	3000	>> 100 m
Scénario 3 (chaulage) ; Densité de l'effluent : 1014 kg/m ³	50 mg Mn/L	5000	>> 100 m
	36 mg Mn/L	3600	>> 100 m
Scénario 3 (SO ₂ -Air)* Densité de l'effluent : 1014 kg/m ³	1 mg Mn/L	100	7 m
	10 mg Mn/L	1000	72 m

* D'après l'opérateur, la densité de l'effluent dans le cas du procédé SO₂-Air serait la même que celle du scénario 3.

Remarques complémentaires :

Le croisement des courbes de variation longitudinale de dilution montre qu'à une certaine distance ($\approx 80 - 100$ m), ce sont les faibles vitesses de courant qui deviennent les plus défavorables. Il devient alors difficile de dépasser une dilution 2500 pour le scénario 1 et de 2000 pour le scénario 3.

Le développement du panache à vitesse de courant nulle (ou s'approchant de zéro) n'a pas été considéré jusqu'ici, parce que les études étaient principalement orientées sur le taux de dilution à 20 m, où ce sont les fortes vitesses de courant qui sont les plus défavorables.

Il y aurait donc lieu de s'interroger sur l'étendue du panache et la valeur de la dilution minimale, lorsque la vitesse du courant s'approche de zéro (lors de l'inversion des marées).

Dilution moyenne, pondérée en fonction de fréquences de courant de fond marin, sur une année

Dans l'étude récente de Hay&Co (2006a & 2006b), une évaluation moyenne de la dilution (sur une année) a été faite suivant cette méthode de pondération, en partant de résultats obtenus pour différentes valeurs possibles du courant marin (rose des courants de fond), puis en les pondérant suivant la fréquence (%) avec laquelle chacune de ces vitesses est observée sur une année. La répartition des fréquences de vitesse de courant de fond, obtenue par Hay&Co (2006a), d'après les résultats expérimentaux de GEMS (2003), est reproduite dans le tableau suivant:

Domaine de vitesse (cm/s)	Fréquence %
0 – 10	19
10 – 20	23
20 – 30	25
30 – 40	21
40 – 50	10
50 – 60	2

Tableau A1-1 : Répartition des fréquences de courant de fond marin, sur une année, d'après Hay&Co (2006a).

Une première possibilité d'utilisation des courbes ci-dessus consiste, à l'instar de Hay&Co, de calculer une seule courbe de dilution « pondérée », en utilisant les « poids » donnés dans le tableau A1-1.

Une autre façon consiste plus simplement à se limiter aux vitesses de courant les plus probables à savoir : 0,15 m/s et 0,25 m/s.

ANNEXE 2 : Variations de la composition du rejet en mer

Le 25/08/2006, mail de Mr M. Brunetto (Inco) à Mrs J.C. Massabuau et V. Mary avec copie à B. Roux, C. Monnin, P. Campbell

Bonjour,

Je vous prie de trouver ci-joint un mémoire rédigé par l'équipe procédé qui rassemble en un seul document les informations sur la composition de l'effluent. Suivant les cas, des valeurs probables, des variations ou des valeurs maximales ont été indiquées :

- les éléments majeurs donnés par la modélisation (basée sur des données expérimentales) pour les 4 scénarios. On peut noter que les scénarios 2 et 3 sont très semblables en débit, composition et densité. Il serait souhaitable de confirmer également la modélisation de la diffusion pour ce scénario 2-3.

- les éléments mineurs extrapolés des essais pilotes ITSL

- les éléments trace estimés surtout à partir des analyses d'échantillon pilote

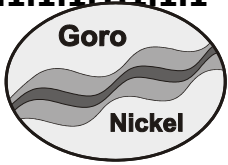
Ces données sont complétées par d'autres analyses, la composition type des matières en suspension, et la validation du calcul des densités.

Je vous joins également la synthèse des états initiaux pour la composition des eaux de mer, qui sera intégrée dans le prochain dossier ICPE (voir Annexe 4).

J'espère que ces documents répondent à vos attentes. Nous sommes à votre disposition pour répondre à toute question.

Cordialement

Michel BRUNETTO

7.1.1.1.1.1.1.1  E-mail : jduterque@inco.com	MEMORANDUM		Nouméa Date Aug 24, 2006
Subject :	Variations de composition du rejet en mer		
Sender or from :	JP Duterque	Process- Technology	
Attention to :	M Brunetto		

A preliminary memo has been previously issued ^[1] in June 2006, regarding the various scenarios of plant operation. The memo was updated on July 10th ^[3]. In addition, assays of an effluent sample, representative for the trace elements, was also provided ^[2]. This memo summarizes and completes all the previous memos and results.

1. Effluent circuit

The effluent circuit not only treats the liquid effluents from the plant which are relatively constant in quantities and composition, except for magnesium, but also a variable quantity of water generated by the rain water falling on the plant site and tailings sites which can contain non acceptable dissolved species. A very large percentage of the treated solution is recycled after a preliminary pH adjustment and the excess is discharged to the sea after final treatment with lime. The variations of composition and quantities due to rainfalls adds to variations due to the ore composition, primarily the magnesium content in the ore and by the shutdown of some equipment such as lime kilns (regular shutdown for inspection and repairs).

2. Water balance

The net rainfall for the Goro site is around 2.5 m per year. Rainfall within process plant bounded areas is pumped either into the process or to the effluent treatment plant.

The residue from the HPAL process is an acidic slurry, which is first neutralized. Afterwards, it is pumped to a residue storage area where the solids settle and the decant water is returned to the process. All rain that falls onto the residue storage area and its catchments area, mixes with the decant water and is returned to the process as well. The chemical composition of the decant water prohibits the direct release into the environment and constrains its recycle in the process.

3. Scenarios considered

Four scenarios have been considered when determining the effluent composition.

Scenario 1 - The base case represents the typical operation of the plant when the magnesium content in the autoclave feed solid is about 2.4%. The net rain fall is 2.5 m/y. Two lime kilns are in operation.

Scenario 2 - This case is when the magnesium in the autoclave feed is raised to 3.5% Mg. This is considered the highest Mg grade that the plant would be fed with for any extended period of time. This occurs due to variation in the mine profile and can be controlled by rejecting more saprolite rocks in Feed Preparation or by altering the blend of ore from the mine. The rain falls and evaporation are the same as in the base case and 2 lime kilns are in operation...

Scenario 3 – This case represents the operation of the plant the same as the base case (Case 1) with only 1 kiln in operation. This operating scenario will occur when one kiln is shutdown for re-bricking. This is expected to occur every 3 to 5 years for a period of approximately 6 weeks.

Scenario 4 - This last case corresponds to a large inflow of rainwater into the tailings dam and the ocean outfall flow is at the maximum of 3050 m³/h. The effluents are diluted by the rain. Two lime kilns are operating.

The operating intention is to fully utilize the capacity of the lime kilns to minimize the manganese to ocean outfall.

It is possible for to manipulate the ocean outfall density via the following means:

1. Altering the feed to the plant. This primarily changes the Mg content, which is the major constituent to solution density.
2. Lime addition. Lime addition precipitates metals from solution, primarily Mg, thus adding more lime, or maintaining high lime additions, limits the Mg in solution and thus limits solution density.
3. Raw water addition. Raw water may be partially substituted for recycled process water, which will also can be used to reduce ocean outfall density.

4. Composition of the effluents

4.1 Major elements (Ca, Mg, Mn, Na, Cl, SO₄)

The effluent compositions and quantities, except for Mn, have been computed using the general mass balance METSIM (June 13/2006) ^[1] set up for the entire plant. Correlations using results from the pilots operations have been used to determine these elements in the final effluent. The densities have been computed by METSIM.

The manganese remaining in solution after the lime neutralization is more difficult to quantify with a single value. The precipitation not only depends on the pH but also on the aeration rate, on the residence time in the neutralization reactors and on the magnesium concentration in solution. Therefore, the following table indicates the typical manganese value and the range of possible

Effluent Data at diffuser discharge	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Flow rate m ³ /h	1220	1206	1210	3050
Temperature at diffuser °C ICPE	40	40	40	40
Potential Temperature maxi at diffuser	45	45	44	41
Suspended solid mg/l	<35	<35	<35	<35
Density @ temperature 40°C at diffuser	1004	1014	1014	1000
Density @ temperature maxi at diffuser	1002	1012	1013	1000
Mg mg/l	1700	3600	3900	1300
Ca mg/l	650	650	580	600
Na mg/l	1200	1200	1200	500
Mn mg/l	<100	<100	<100	<100
Expected range Mn mg/l	15 - 30	20 - 45	25-75	15-30
Expected typical Mn mg/l	20	30	50	20
SO ₄ mg/l	7800	15900	16600	6300
Cl mg/l	2100	2100	2100	800

variation obtained from experimental data. There is a high degree of confidence in operating below 100 ppm Mn. It is difficult to predict the absolute concentration for the various cases considered and thus explains why a range of data is stated.

4.2 Minor elements (Al, Fe, CO, Cr, Ni, Si)

These elements are generally leached in the autoclaves conditions and –precipitated and recovered for Ni and Co- or precipitated and then transferred as solids to the tailing pond for the other elements. Only a very small quantity can leave the plant through the effluent to the sea. The concentration is dependant of the final precipitation conditions (pH, ORP) and is therefore quite insensitive to the plant feed composition. Metsim mass balance is only able to provide an estimate of the concentration for these elements (<5mg/l). A better estimate is provided by the composition from pilot plant operations such as performed by INCO ITSL in 2002 see attached table A1.

The most likely commercial plant composition estimated from the ITSL results is the following:

		valeur probable	variations	valeur maxi
Al	mg/L	0.2	± 0.1	<1
Co	mg/L	0.05	± 0.03	<1
Cr total	mg/L	0.05	± 0.05	<0.5
CrVI	mg/L	0.02	± 0.02	<0.1
Fe	mg/L	0.6	± 0.4	<2
Ni	mg/L	0.1	± 0.1	<1
Zn	mg/L	0.05	± 0.05	<1
Si	mg/L	1.5	± 1	<3

4.3 Trace elements

Trace elements content is very small, usually much less than 0.1 mg/l and requires special assaying to determine the content. As for the minor elements, the Metsim model has not been developed for them.

Three ore samples from the Goro pilot plant campaign C4, C5, C6 indicate that the trace elements concentration does not change significantly within the ore body. Therefore, assaying one effluent sample from the pilot plant should provide a relatively good estimate of the trace elements.

Final effluent obtained from the Goro Nickel pilot plant operation is not representative of the commercial plant effluent as the solution was neutralized at pH>9.2 . Fortunately, samples of the effluent prior neutralization is available. This sample, ALS C5 (6 L) taken on June 15th and 16th, 2001 during the campaign 5, was stored during all this time at ambient temperature in a dark glass bottle. Just before shipment to a specialized assay laboratory, the effluent was partially reduced with ferrous sulfate for chromium hexavalent reduction, neutralized at pH 8.3 with lime and then filtered on 0.45µm filter paper.

The resulting effluent was analyzed at the GNi Lab and sent in Australia to ALS Environmental, a NATA accredited Laboratory in Perth for other additional and more accurate assaying, The sample preparation and shipping was done according to their standard procedure.

The results of the assays are presented in attached table A2. Concentrations of major and minor elements are given for completeness of the information only but may be quite different from the commercial likely concentration.

The trace element most likely concentrations in the commercial effluent are the following

ELEMENT		valeur probable
Ag	mg/L	<0.05
As	mg/L	0,001
Ba	mg/L	0,002
Bi	mg/L	<0.1
Be	mg/L	<0.001
Cd	mg/L	0,0003
Ce	mg/L	<0.04
Cu	mg/L	0,001
Dy	mg/L	<0.01
Er	mg/L	<0.03
Eu	mg/L	<0.003
Ga	mg/L	<0.05
Gd	mg/L	<0.01
Hf	mg/L	<0.03
Ho	mg/L	<0.01
In	mg/L	<0.2
K	mg/L	<0.6
La	mg/L	<0.01
Li	mg/L	<0.2
Lu	mg/L	<0.001
Mo	mg/L	0,001
Nb	mg/L	<0.01
Nd	mg/L	<0.05
P	mg/L	0.09
Pb	mg/L	<0.001
Pd	mg/L	<0.04
Pr	mg/L	<0.06
Pt	mg/L	<0.1
Rh	mg/L	<0.1
Sb	mg/L	<0.001
Sc	mg/L	<0.002
Se	mg/L	<0.01
Sm	mg/L	<0.02
Sn	mg/L	<0.001
Sr	mg/L	1.38
Tb	mg/L	<0.03
Te	mg/L	<0.005
Ti	mg/L	<0.01
Ur	mg/L	<0.001
V	mg/L	<0.01
W	mg/L	<0.1
Yb	mg/L	<0.001
Zn	mg/L	<0.05
Zr	mg/L	<0.1

4.4 Other assays

The process does not use any cyanide or cyanide compound materials. The compositions have been obtained by assaying the previous sample ALS C5. The likely composition of the effluent is the following:

COMPOSE		valeur probable	variations	valeur maxi
pH		8.3	± 0.5	9
hydroxyde alcalinité (caco3)	mg/L	<1		
carbonate alcalinité (caco3)	mg/L	<1		
bicarbonate alcalinité (caco3)	mg/L	60	± 40	
alcalinité totale (caco3)	mg/L	60	± 40	
Hg	mg/L	<0.0001		<0.05
Total cyanure	mg/L	<0.004		<0.1
Ammoniaque (N)	mg/L	0,3	± 0.1	
nitrite+Nitrate	mg/L	1,5	± 0.5	
Azote total (kjeldahl) (N)	mg/L	1	± 0.5	
Azote total(kejdhahl+NOx) (N)	mg/L	2,2	± 0.5	<30
Phosphore réactif-filtré	mg/L	<0.5		<10
DCO	mg/L	25	± 25	<300
DBO	mg/L	3	±2	<100

4.5 Composition of suspended solid in effluent

The suspended solid in the effluents should be very small, about 10 ppm (<35 ppm as per ICPE regulation). Data from pilot plant operation indicates that this solid be mainly gypsum and magnesium hydroxide, and has the following composition: Ca 20%, Mg 6%, Mn 2.5%, S 14% , Cr <0.01%

4.6 Density determination

The density of the effluent computed by the Metsim software has been checked by measuring experimentally the sample sent to ALS C5 as well as 2 solutions representing the 2 first scenarios. The computed values agree well with the experimental values with only about 0.3% difference.

	Density measured	Measured density temp. corrected	Metsim calculated density	Measured density temp. corrected	Metsim calculated density
sample	g/cm3	g/cm3	g/cm3	g/cm3	g/cm3
ALS C5	1.034 @ 20°C	1.028@ 40°C		1.026@ 45°C	
Scenario 1	1.006@ 23°C	1.001@ 40°C	1.004@ 40°C	0.999@ 45°C	1.002@ 45°C
Scenario 2	1.017@ 23°C	1.011@ 40°C	1.014@ 40°C	1.009@ 45°C	1.012@ 45°C

Ref [1] Memo variation du rejet en mer, JP Duterque à M Brunetto, June 17, 2006

Ref [2] Email M Brunetto to JC Massabuau July 27, 2006

Ref [3] Response to B Roux, July 10, 2006 project memo

ELEMENTS MINEURS

Table A1

CAMPAGNE PILOTE ITSL TRAITEMENT DES EFFLUENTS EN 2 ETAGES						
		LD	C4A	C4B	C6	moyenne
Al	mg/L	0.1	0.28	0.23	0.10	0.2
Co	mg/L	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Cr total	mg/L	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
CrVI	mg/L	0.1	<0.1	<0.1	<0.001	<0.1
Fe	mg/L	0.1	0.87	0.87	<0.1	0.6
Ni	mg/L	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Zn	mg/L	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Si	mg/L	0.1	0.39	0.64	2.9	1.5

ELEMENTS EN TRACE

Table A2

	ALS			GNi		
	Unité	L D	teneur	Unité	L D	teneur
pH*		0.01	7.75			8.2
hydroxyde alcalinité (caco3)	mg/L	1	<1			
carbonate alcalinité (caco3)	mg/L	1	<1			
bicarbonate alcalinité (caco3)	mg/L	1	58			
total alcalinity (caco3)	mg/L	1	58			
sulfate (SO4)	mg/L	1	10400			
Chlorures*	mg/L	1	368	mg/L	50	344
Ag	mg/L			mg/L	0.05	<0.05
Al*	mg/L	0,01	<0.01	mg/L	0.2	<0.2
Sb	mg/L	0,001	<0.001	mg/L	0.1	<0.1
As	mg/L	0,001	0,001	mg/L	0.6	<0.6
Ba	mg/L	0,001	0,002	mg/L	0.001	0,005
Bi				mg/L	0.1	<0.1
Be	mg/L	0,001	<0.001			
Ca*	mg/L	1	502	mg/L	0.1	533
Cd	mg/L	0,0001	0,0003	mg/L	0.01	<0.01
Ce				mg/L	0.04	<0.04
Cr (total)*	mg/L	0,001	0,001	mg/L	0.01	<0.01
Co*	mg/L	0,001	0,261	mg/L	0.05	0,25
Cu	mg/L	0,001	0,001	mg/L	0.05	<0.05
Dy				mg/L	0.01	<0.01
Er				mg/L	0.03	<0.03
Eu				mg/L	0.003	<0.003
Fe*	mg/L	0.05	<0.05	mg/L	0.1	<0.1
Ga				mg/L	0.05	<0.05
Gd				mg/L	0.01	<0.01
Hf				mg/L	0.03	<0.03
Ho				mg/L	0.01	<0.01
In				mg/L	0.2	<0.2
K	mg/L	1	<1	mg/L	0.6	<0.6
La				mg/L	0.01	<0.01
Li				mg/L	0.2	<0.2
Lu				mg/L	0.001	<0.001
Mg*	mg/L	1	2230	mg/L	0.15	2670
Mn*	mg/L	0,001	56,8	mg/L	0.01	62,7
Mo	mg/L	0,001	0,001	mg/L	0.03	<0.03
Na*	mg/L	1	39	mg/L	0.5	35.1
Nb				mg/L	0.01	<0.01
Nd				mg/L	0.05	<0.05
Ni*	mg/L	0,001	1,26	mg/L	0.05	1,22
P	mg/L	0.01	0.09	mg/L	0.2	<0.2
Pb	mg/L	0,001	<0.001	mg/L	0.2	<0.2
Pd				mg/L	0.04	<0.04
Pr				mg/L	0.06	<0.06
Pt				mg/L	0.1	<0.1
Rh				mg/L	0.1	<0.1
S*				mg/L	1.5	3820
Sb				mg/L	0.1	<0.1
Sc				mg/L	0.002	<0.002
Se	mg/L	0,01	<0.01	mg/L	0.2	<0.2
Si*				mg/L	0.4	3
Sm				mg/L	0.02	<0.02
Sn	mg/L	0,001	<0.001	mg/L	3	<3
Sr				mg/L	0.5	1.38
Tb				mg/L	0.03	<0.03
Te	mg/L	0,005	<0.005	mg/L	0.1	<0.1
Ti	mg/L	0,01	<0.01	mg/L	0.005	<0.005
Ur	mg/L	0,001	<0.001	mg/L		
V	mg/L	0,01	<0.01	mg/L	0.2	<0.02
W				mg/L	0.1	<0.1
Yb				mg/L	0.001	<0.001
Zn	mg/L	0,005	<0.005	mg/L	0.1	<0.1
Zr				mg/L	0.1	<0.1
Hg	mg/L	0,0001	<0.0001			
CrVI*	mg/L	0,01	<0.01			
Total cyanure	mg/L	0,004	<0.004			

ANNEXE 3 : Mélanges eau de mer / effluent

Calculs de quelques propriétés des mélanges eau de mer/effluent du pilote GORO Nickel

Christophe Monnin
CNRS-Université Paul Sabatier
Laboratoire Mécanismes de Transfert en Géologie
14 avenue Edouard Belin
31400 TOULOUSE
monnin@lmtg.obs-mip.fr

I. Introduction

Nous présentons ici quelques résultats se rapportant aux questions suivantes :

- 1) quelle est la composition chimique d'une solution provenant d'un mélange d'eau de mer à la température T_{sw} et d'un effluent à la température T_{eff} ?
- 2) quelle est sa densité?
- 3) quelles sont les conséquences du mélange de ces deux types d'eau sur la précipitation et dissolution éventuelles des minéraux?

Il a été choisi ici de ne prendre en compte que les éléments majeurs. Les raisons de ce choix sont multiples. La première est que des calculs thermodynamiques comme ceux de la solubilité des minéraux ne peuvent être fait avec une grande précision que pour un nombre limité d'éléments chimiques et de minéraux (comme par exemple les sulfates de Ca), ceci reflétant les limitations de la modélisation des interactions eaux - roches. En effet celle-ci nécessite le calcul des propriétés thermodynamiques des solutions aqueuses dans les milieux de forte salinité. Si des progrès ont été faits dans ce domaine, de nombreuses questions restent en suspens pour grand nombre d'éléments, comme par exemple les coefficients d'activité et la complexation des éléments en trace. Pour ce dernier point, on pourra se servir de logiciels existants comme PHREEQC, EQ3/6, CHESS, etc., d'utilisation courante en géochimie, prenant en compte un grand nombre d'éléments chimiques, de complexes en solution et de minéraux, mais dont l'utilisation des résultats doit être faite en gardant à l'esprit les limitations évoquées plus haut.

Ensuite, la densité dépend au premier ordre de la concentration des éléments majeurs. Par exemple la densité de l'eau de mer peut être calculée à 25°C avec une précision de l'ordre de 0,0005 g/cm³ en ne tenant compte que des 6 ions majeurs. La contribution des éléments mineurs ne se fait sentir qu'au second ordre. L'océanographie physique requiert souvent une précision de l'ordre de 0,00001 g/cm³, pour laquelle une équation d'état spécifique de l'eau de mer est disponible.

Enfin, il faut garder à l'esprit que, dans les documents de Goro Nickel, les teneurs en majeurs sont estimées par les simulations basées sur le logiciel METSIM, alors que les concentrations des traces proviennent de l'analyse d'un échantillon du pilote ayant été stocké plusieurs années, et ayant subi un traitement spécifique pour l'analyse du chrome (voir mémo GNi du 24 Août 2006).

II. Echelles de concentration et mesures de la dilution

Définissons le taux de mélange x comme le pourcentage de l'effluent dans une masse de fluide résultant du mélange effluent-eau de mer:

$$\begin{aligned} P_{mel} &= P_{sw} + P_{ef} \\ &= (1-x) \cdot M_w \cdot n_{w,sw} + \sum (1-x) \cdot M_i \cdot n_{i,sw} + x \cdot M_w \cdot n_{w,ef} + \sum x \cdot M_i \cdot n_{i,ef} \\ &= (1-x) \cdot M_w \cdot n_{w,sw} + x \cdot M_w \cdot n_{w,ef} + \sum M_i \cdot [(1-x) \cdot n_{i,sw} + x \cdot n_{i,ef}] \end{aligned} \quad (1)$$

n_w est le nombre de moles de solvant (H_2O); $n_{i,sw}$ le nombre de mole du soluté i dans l'eau de mer; M_i la masse molaire du soluté i , etc. P_{mel} , P_{ef} et P_{sw} sont respectivement les masses de mélange, d'effluent et d'eau de mer.

La molalité est définie comme le nombre de moles par kg de solvant (ici H_2O), soit:

$$m_i = \frac{1000 \cdot n_i}{M_w \cdot n_w}$$

La molarité est le nombre de moles par unité de volume. Pour des solutions faiblement concentrées la différence entre molalité et molarité est faible (quelques %). La conversion fait intervenir la densité (voir Annexe 2).

On démontre facilement que la molalité d'un élément *conservatif* i dans le mélange est donc une fonction linéaire du taux de mélange, soit:

$$m_{i,mel} = (1-x) \cdot m_{i,sw} + x \cdot m_{i,ef} \quad (2)$$

Ceci n'est pas vrai pour la molarité.

L'expression (2) permet de calculer le taux de mélange à partir des concentrations (molalités) mesurées en tous points dans le Canal de la Havannah, et de celles de l'eau de mer et de l'effluent:

$$x = \frac{m_{i,mel} - m_{i,sw}}{m_{i,ef} - m_{i,sw}} \quad (3)$$

Les concentrations ainsi calculées pour les 4 scénarios sont données dans l'annexe 2.

Si la concentration de i dans l'eau de mer est nulle, alors le taux de mélange est:

$$x = \frac{m_{i,mel}}{m_{i,ef}} \quad (4)$$

Le facteur de dilution τ est l'inverse du taux de mélange: c'est en effet le rapport entre la concentration de l'élément considéré en un point du Canal de la Havannah et celle de cet élément dans l'effluent. Il semblerait que ce soit cette définition du facteur de dilution qui soit utilisée par les hydrodynamiciens.

L'expression (3) montre que les éléments conservatifs pour lesquels il existe un contraste de concentration marqué entre l'effluent et l'eau de mer peuvent servir de traceurs. Ainsi Na et K (entre autres) sont-ils de bons candidats: ils sont faciles à doser, il n'y a pas de potassium dans l'effluent et sa teneur en sodium est faible. Les éléments mineurs et en traces (par exemple le Mn) ne sont généralement pas conservatifs.

III. Température du mélange adiabatique

La température du mélange adiabatique de l'effluent et de l'eau de mer de capacités calorifiques $C_{p,ef}$ et $C_{p,sw}$ et de températures initiales $T_{i,ef}$ (égale à 40°C selon l'arrêté ICPE) et $T_{i,sw}$ (d'environ 27°C, variable selon les saisons) est:

$$T_{mél} = \frac{x \cdot C_{p,ef}}{x \cdot C_{p,ef} + (1-x) \cdot C_{p,sw}} \cdot T_{i,ef} + \frac{(1-x) \cdot C_{p,sw}}{x \cdot C_{p,ef} + (1-x) \cdot C_{p,sw}} \cdot T_{i,sw} \quad (5)$$

On a supposé que les solutions étaient idéales pour établir l'expression (5). Si les capacités calorifiques de l'effluent et de l'eau de mer ont des valeurs proches, alors la température du mélange est une fonction linéaire du taux de mélange:

$$\begin{aligned} T_{mél} &= x \cdot T_{i,ef} + (1-x) \cdot T_{i,sw} \\ &= T_{i,sw} + (T_{i,ef} - T_{i,sw}) \cdot x \end{aligned} \quad (6)$$

La figure A3-1 illustre la variation des températures calculées en fonction du rapport des capacités calorifiques de l'eau de mer et de l'effluent. Dans un cas celle de l'effluent est le double de celle de l'eau de mer, la moitié dans l'autre, quoiqu'il soit très improbable que le contraste de capacité calorifique entre l'effluent et l'eau de mer (qui ont des salinités voisines) soit si marqué.

Enfin la modélisation couplée des écoulements et des transferts de chaleur telle qu'elle est réalisée par l'équipe de Bernard Roux ou par la société Hay est plus réaliste que le cas du mélange adiabatique. Les températures calculées ici ne sont qu'une approximation, certes réaliste. Nous les avons calculées ainsi par souci de simplification.

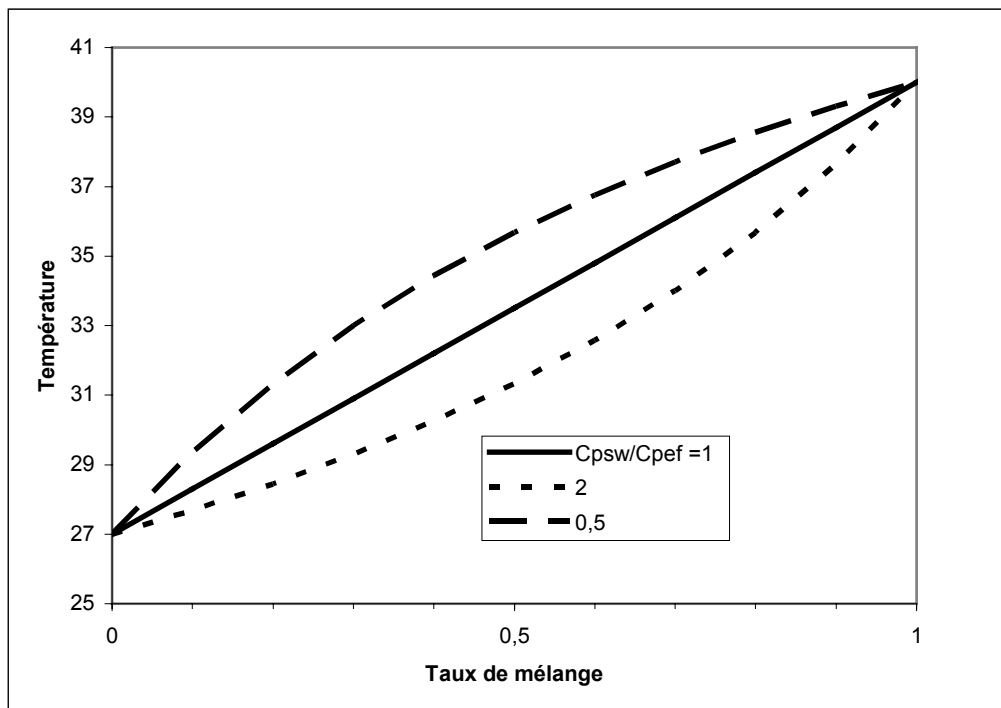


Figure A3-1 : Température du mélange en fonction du taux de mélange pour diverses valeurs du rapport des capacités calorifiques de l'effluent et de l'eau de mer.

Enfin on notera d'après les simulations de l'écoulement (travaux de B. Roux et de Hay&co), le panache thermique disparaît très vite: la température est celle du Canal de la Havannah à très courte distance du diffuseur.

IV. Densité des effluents à 25°C

La densité des mélanges effluent-eau de mer a été calculée avec le logiciel VOPO (MONNIN, 1994) qui est pour l'instant limité à la température de 25°C (Tableau A3-1). On voit que les densités calculées à 25° sont systématiquement inférieures d'environ 6 kg/m³ à celles données par GNI à 40° (Figure A3-2).

Scénario	Densité à 40°C (Goro Ni)	Densité calculée à 25°C
1	1004	1009,51
2	1014	1019,42
3	1014	1020,26
4	1000	1006,18
Eau de mer (35o/oo)	-	1023,18

Tableau A3-1 : Densité (kg/m³) des effluents données à 40° par Gni et calculées à 25° (ce travail).

On peut avoir une estimation de l'effet de la température sur la densité en utilisant l'expansion thermique de l'eau de mer, qui est d'environ 0,5 kg/m³/K, soit une correction de densité d'environ 7,5 kg/m³ pour une différence de température de 15°C. On peut donc en conclure que les données GNI sont en bon accord avec les calculs à 25°C. De plus le document du 25 Aout 2006 donne deux valeurs de densité mesurées à 23°C. L'accord avec les présents calculs est de l'ordre de ± 2 kg/m³.

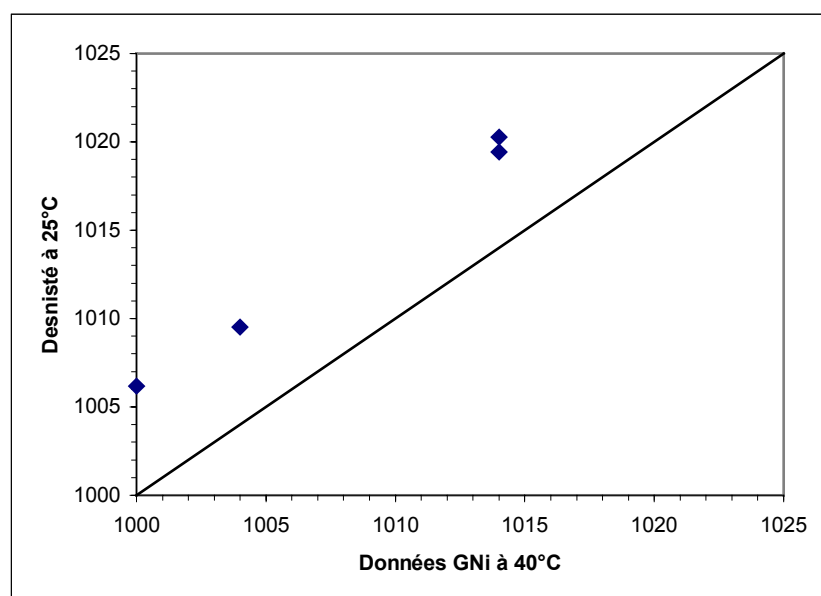


Figure A3-2 : Densités des effluents calculées à 25°C (Monnin, 1994) et comparaison avec celles données par GNI à 40°C.

Dans la figure A3-3 on a reporté la variation de la densité des mélanges eau de mer-effluent à 25°C en fonction du taux de mélange. On voit que les densités des scénarios 3 et 4 sont proches de celle de l'eau de mer. Celles des scénarios 1 et 2 en dévient d'une manière plus marquée.

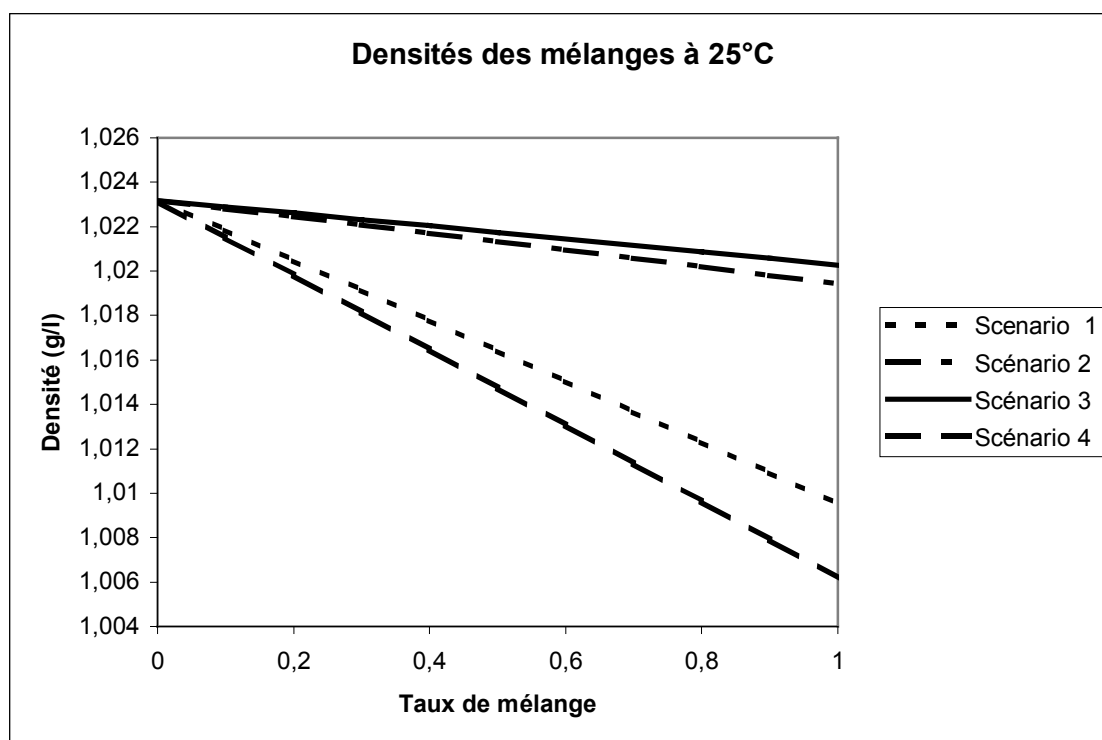


Figure A3-3 : Densité des mélanges effluent - eau de mer en fonction du taux de mélange à 25°C (0 = eau de mer seule; 1 = effluent seul).

V. Etat d'équilibre des effluents vis-à-vis de quelques minéraux sulfatés

On définit l'indice de saturation comme le rapport du produit ionique Q au produit de solubilité pour les température et pression considérées:

$$IS = \frac{Q}{K_{ps}} \quad (7)$$

L'équilibre est atteint pour $IS = 1$. la solution est sursaturée (précipitation possible) pour $IS > 1$ et sous-saturée (dissolution possible) pour $IS < 1$.

On a donc tout d'abord calculé pour les 4 scénarii l'indice de saturation des effluents vis-à-vis de quelques sulfates (gypse, anhydrite, barytine, celestine; Tableau 2). Les méthodes de calcul sont décrites par (MONNIN, 1990; MONNIN, 1999). Quelques exemples de calcul pour des cas naturels illustrent la précision de ces calculs dans la description de l'équilibre chimique (MONNIN et al., 2003; MONNIN et al., 1999; MONNIN and RAMBOZ, 1996).

$BaSO_4$ et $SrSO_4$ sont loin de la saturation (IS d'environ 0,1). Par contre les 4 effluents sont à l'équilibre à la fois avec le gypse et l'anhydrite. On est donc très près de la transition gypse-anhydrite. Le fait que l'on trouve des indices de saturation proches de 1 montre que les données Goro Ni (au moins pour les majeurs) sont de bonne qualité. Il faut garder à l'esprit que ces données

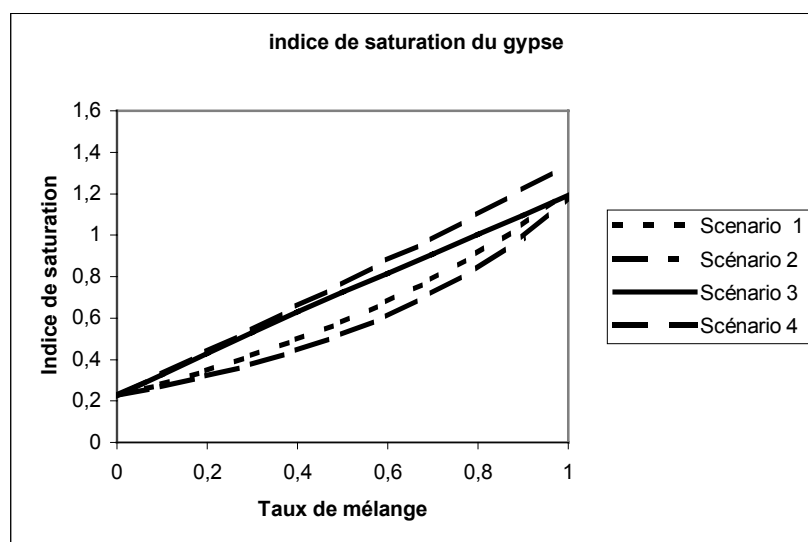
sont le résultat de simulations (avec le logiciel METSIM). Le bon accord entre les présents résultats et les données METSIM donne une crédibilité certaine à ces dernières.

Scénario	Gypse	Anhydrite
1	1,22	1,06
2	1,34	1,17
3	1,19	1,04
4	1,18	1,03

Tableau A3-2 : Indice de saturation des minéraux dans les effluents à 40°C.

On a ensuite calculé l'évolution de ces indices de saturation en fonction du taux de mélange. On voit donc que l'on passe de la saturation à la sous-saturation très vite, grosso en mettant environ 20% d'eau de mer dans l'effluent, ce qui est en accord avec ce qui a été annoncé par GNi lors des réunions d'Août 2006. Il semble donc que les compositions d'effluents données dans le document du 24 Août sont celles avant la dilution par l'eau de mer, à moins d'un désaccord entre les présents calculs et ceux de GNi.

On voit donc que les sulfates de Ca présents en suspension dans l'effluent vont se dissoudre très rapidement lors de la dilution de l'effluent.



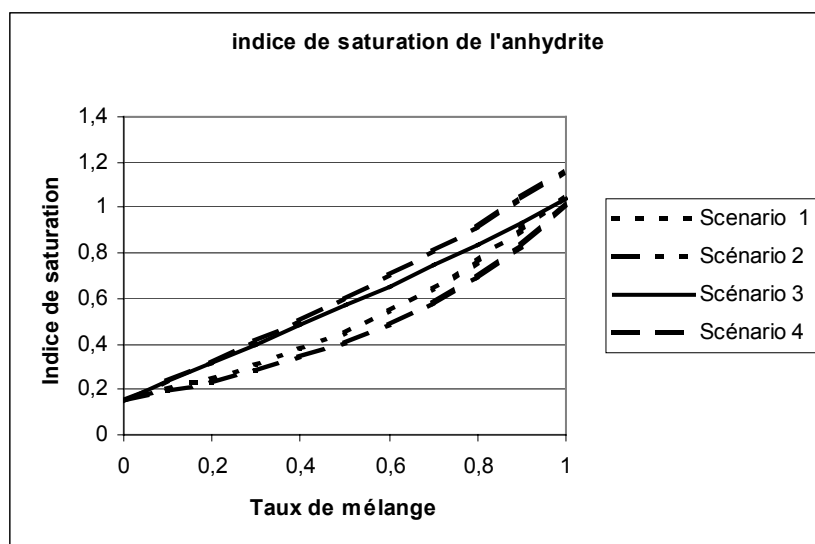


Figure A3-4 : Indices de saturation du gypse et de l'anhydrite dans les mélanges

VI. Conclusions

Le calcul des densités à 25°C à partir de la composition des effluents et la correction de température montrent que les données de densités des effluents fournies par Goro Nickel soient cohérentes.

Nos calculs permettent aussi de retrouver le taux de mélange d'environ 20% d'eau de mer dans l'effluent nécessaire pour que les effluents soient sous-saturés vis-à-vis des sulfates de Ca (produits par le procédé), et de là ne contiennent pas de matières en suspension, puisque ces sulfates de Ca sont les phases solides principales susceptibles de se trouver dans l'effluent.

VII. Références

- Monnin C. (1990) The influence of pressure on the activity coefficients of the solutes and on the solubility of minerals in the system Na-Ca-Cl-SO₄-H₂O to 200[deg]C and 1 kbar and to high NaCl concentration. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **54**(12), 3265-3282.
- Monnin C. (1994) Density calculation and concentration scale conversions for natural waters. *Computers & Geosciences* **20**(10), 1435-1445.
- Monnin C. (1999) A thermodynamic model for the solubility of barite and celestite in electrolyte solutions and seawater to 200[deg]C and to 1 kbar. *Chemical Geology* **153**(1-4), 187-209.
- Monnin C., Balleur S., and Goffe B. (2003) A thermodynamic investigation of barium and calcium sulfate stability in sediments at an oceanic ridge axis (Juan de Fuca, ODP legs 139 and 169). *Geochimica et Cosmochimica Acta* **67**(16), 2965-2976.
- Monnin C., Jeandel C., Cattaldo T., and Dehairs F. (1999) The marine barite saturation state of the world's oceans. *Marine Chemistry* **65**(3-4), 253-261.
- Monnin C. and Ramboz C. (1996) The anhydrite saturation index of the ponded brines and sediment pore waters of the Red Sea deeps. *Chemical Geology* **127**(1-3), 141-159.

ANNEXE 4 : Mémo - Implications de l'utilisation de la chaux pour contrôler la concentration en manganèse dans l'effluent.

Le 27/10/2006, mail de Mr Brunetto (Inco) à Mr JC Massabuau

Bonjour M Massabuau,

....je vous joins un mémo... confirmant ce que nous avons dit sur les inconvénients de pousser trop loin le procédé de neutralisation par la chaux (GES et volume des résidus)

.....

Cordialement

Michel BRUNETTO

Project Memo

Page 23

TO: Jeff Zweig

FROM: Todd Giraudo

CC: Tim Riley, Michel Brunetto

Subject: Impact of Using Lime to Achieve 1 mg/L Manganese

The Goro Nickel project is based upon high pressure acid leaching using sulphuric acid to leach nickel and cobalt from limonite and saprolite ores. In leaching nickel and cobalt, many other metals are also leached into solution with magnesium and manganese being two of interest in this discussion.

The use of a lime is well known technique to precipitate manganese from acidic solutions as a manganese hydroxide. Where magnesium is also present, as it the case for the Goro process, it is necessary to precipitate the majority of the magnesium first as magnesium hydroxide followed by the manganese. This requires significantly more lime to achieve low levels of manganese such a 1 mg/L.

The initial design concept for Phase 3 of the Goro Nickel project was to use sufficient lime to comply with 100 mg/L 2004 ICPE limit. This required a lime addition of approximately 220 t/d of lime [lime refers to CaO] would be added to achieve an operating target of 60 mg/L of manganese. The project always included for two 250 t/d capacity lime kilns. During Phase 3 the design philosophy was changed to maximise the addition of the lime to minimise the concentration of manganese in the ocean outfall. The estimated range of manganese in the ocean outfall was 20 to 60 mg/L being dependant on magnesium content of the ore and ore processing rates.

To achieve a 1 mg/L manganese limit requires approximately 1100 t/d of lime equivalent to five 250 t/d lime kilns. The capacity of the kilns is limited to 250 t/d due to the nature of the limestone fed to the kilns. The environmental impact of reducing manganese to 1 mg/L with lime includes:

1. An increase in residues that require storage from nominally 5.6 Mt/a to 6.3 Mt/a. The magnesium hydroxide and manganese hydroxide precipitates have poor settling and dewatering characteristics that will result in reduction in settled density within residue

storage facilities of at least 10%. This reduction combined with the 13% increase in residue tonnage, increases the annual storage requirements for tailings residues by approximately 30%. To accommodate this increase in tailings residue volume, additional tailings storage facilities would be necessary as the in-pit volumes become limiting.

2. There is a significant increase in greenhouse gas emissions as the fundamental process of producing lime is to calcine limestone to burnt lime, which releases carbon dioxide. For every tonne of limestone calcined, 0.44 t of carbon dioxide is released plus another 0.34 t of carbon dioxide from the hydrocarbon fuel source required to provide the heat for the calcining process. The total carbon dioxide released is 0.78 tonne per tonne of limestone. This is equivalent to an increase in carbon dioxide emissions of 200,000 t/a.
3. There is additional power required for additional pumping and more process equipment associated with this very high lime usage.

If lime were used to reduce the manganese to 1 mg/L, these environmental impacts will occur. Compare this with operating within the 100 mg/L manganese limit for the ocean outfall where there has been no predicted impact whatsoever. Although there are reasonable grounds for concern around manganese, the assessment of the available scientific information has not been able to predict any detrimental impact from discharging effluent with up to 100 mg/L manganese.

ANNEXE 5 : Etats initiaux du milieu récepteur (le canal de l'Havannah)

Le 25/08/2006, mail de Mr Brunetto (Inco) à Mrs JC Massabuau et V. Mary avec copies à B. Roux, C. Monnin, P. Campbell

Bonjour,

Je vous prie de trouver ci-joint ... la synthèse des états initiaux pour la composition des eaux de mer, qui sera intégrée dans le prochain dossier ICPE.

J'espère que ces documents répondent à vos attentes. Nous sommes à votre disposition pour répondre à toute question

Cordialement

Michel BRUNETTO

Etat de référence des eaux de mer avril 2005 et février 2006.

QUALITE DES EAUX DE MER EN BAIE DE PRONY

Paramètres	Unités	Baie de Prony															Synthèse des données			Baie de Ue			ANZECC Guidelines	
		Wharf			Embouchure Creek baie Nord			Ilot Montravel			Ilot Casy													
		MW1. MW2 2000			St16 2005			St15 2005			St17 2005			St18 2005			S	M	P	Activités récréatives	Ecosystèmes			
S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	Moyenne	Min	Max	S	M	P				
pH*		8.2	8.2	7.9	8.28	8.28	8.2	8.39	8.41	8.38	8.4	8.43	8.4	8.28	8.28	8.23	8.28	7.9	8.43	8.04	8.07	8.02	6.5-8.5	-
Oxygène dissous*	mg/l	6.68	6.58	6.42	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	6.56	6.42	6.68	6.5	6.55	12.9	>6.5	-
Salinité	mg/l	na	na	na	28000	28000	28000	27000	28000	28000	27000	28000	28000	28000	28000	28000	27 833	27 000	28 000	na	na	na	-	-
Conductivité	µS/cm	>50000	>50000	>50000	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	>50000	>50000	>50000	>50000	>50000	>50000	-	-
MES	mg/l	12	19.5	12	7	14	10	6	10	3	11	7	8	8	10	9	9.77	3	19.5	17	13	7	-	-
Turbidité	NTU	0.95	0.4	0.65	0.31	0.27	0.29	0.37	0.31	0.27	0.35	0.4	0.39	0.24	0.26	0.23	0.38	0.23	0.95	1	1.2	1	-	-
Alcalinité	mg/l	124.5	124.5	124.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	124.5	124.5	124.5	124.5	124.5	125	-	-
Calcium	mg/l	429	409	382	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	407	382	429	444	398	398.5	-	-
Chlorures	mg/l	20400	20650	20650	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	20 567	20 400	20 650	20 900	21 050	20 900	-	-
Fluorures	mg/l	0.88	0.94	0.95	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.92	0.88	0.95	0.93	0.83	0.89	-	-
Magnésium	mg/l	1370	1440	1370	1366.9	1348.7	1370	1270.7	1313.5	1343.8	1286	1280	1316	1320	1365.5	1343	1 340	1 271	1 440	1 355	1 270	1 370	-	-
Potassium	mg/l	468	428	422	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	439	422	468	434	413	431	-	-
Silice	mg/l	0.075	<0.1	<0.1	0.7	0.8	0.9	1.6	1.4	1.4	1.7	1.3	1.4	0.7	0.6	0.7	1.02	0.075	1.7	0.1	<0.1	<0.1	-	-
Sodium	mg/l	10800	11800	10700	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	11 100	10 700	11 800	10 550	9 850	10 385	-	-
Sulfates	mg/l	2855	2755	2680	2632	2803	2350	2564	2619	2620	2615	2663	2597	2733	2788	2792	2 671	2 350	2 855	2 790	2 750	2 870	-	-
Carbone organique total	mg/l	1.2	1.4	1.2	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.27	1.2	1.4	1.95	1.4	1.35	-	-
Ammonium	mg/l	<0.03	<0.03	<0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	<0.01	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.01	0.5
Nitrate	mg/l	<0.005	0.006	<0.005	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-	<0.005	0.006	<0.005	<0.005	<0.005	10	0.7 (f)
Nitrite	mg/l	0.008	<0.001	<0.001	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	<0.001	0.008	<0.001	0.0015	0.0025	1	-
Ortho-phosphate	mg/l	<0.001	0.002	0.002	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.001	0.002	0.001	0.002	0.00075	-	-
Phosphate total	mg/l	0.002	0.004	0.002	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-	0.002	0.004	<0.002	0.0035	0.002	-	-
Phosphore	mg/l	na	na	na	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	na	na	na	-	-
Aluminium total	µg/l	2	5	52	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	20	2	52	1	0.75	1.25	200	0.5 (a)
Aluminium dissous	µg/l	2	6	22	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	10	2	22	1	1	1	-	-
Antimoine total	µg/l	0.3	0.8	2.1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.07	0.3	2.1	1.1	0.55	1.05	-	(b)
Antimoine dissous	µg/l	0.3	0.5	0.3	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.37	0.3	0.5	0.3	0.45	0.40	-	-
Arsenic total	µg/l	1.2	1.2	1.2	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.2	1.2	1.2	1.1	1.15	1.35	50	(c)
Arsenic dissous	µg/l	1.2	1.2	1.4	0.9	0.89	0.84	1.05	1.01	<0.8	<0.8	1.39	0.82	<0.8	0.86	0.97	-	<0.8	1.4	1	1.15	1.10	-	-
Argent	µg/l	0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	50	0.8
Argent dissous	µg/l	<0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	-
Cadmium total	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	5	0.7
Cadmium dissous	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02	0.04	0.05	0.06	0.08	0.1	<0.02	0.07	0.08	0.04	0.07	0.09	0.05	-	<0.02	0.1	<0.02	<0.02	<0.02	-	-
Chrome total	µg/l	<0.2	0.3	0.4	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.2	0.4	0.2	0.2	<0.2	50	(d)
Chrome dissous	µg/l	0.3	0.4	0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	-	0.3	0.4	0.20	0.15	<0.2	-	-
Cobalt total	µg/l	0.05	<0.05	0.06	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.05	0.06	0.06	0.05	0.05	-	0.005
Cobalt dissous	µg/l	<0.05	0.05	0.06	0.03	0.03	0.04	0.04	0.04	0.03	0.04	0.08	0.04	0.04	0.04	0.04	-	0.03	0.08	<0.05	<0.05	0.31	-	-
Cuivre total	µg/l	0.2	0.17	0.2	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.19	0.17	0.2	0.25	0.35	0.25	1000	0.3
Cuivre dissous	µg/l	0.24	0.25	0.25	1.9	0.14	0.11	0.9	3.38	4.54	1.17	3.69	2.12	0.13	0.1	0.27	1.28	0.1	4.54	0.24	0.35	0.25	-	-
Fer total	µg/l	<30	<30	<30	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<30	<30	<30	<30	<30	<30	300	ID
Fer dissous	µg/l	<30	<30	<30	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	-	<10	<30	<30	<30	<30	-	-
Plomb	µg/l	<0.1	<0.1	0.2	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.1	0.2	<0.1	0.30	0.08	50	2.2
Plomb dissous	µg/l	0.28	<0.1	0.13	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	0.13	0.28	<0.1	<0.1	0.08	-	-
Manganese total	µg/l	0.61	0.62	2.15	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.13	0.61	2.15	0.81	0.56	0.59	100	80 (e)
Manganese dissous	µg/l	0.53	0.58	0.81	1.45	0.68	4.79	1.69	0.72	1.9	2.52	2.53	1.76	2.39	1.4	0.84	1.64	0.53	4.79	0.52	0.40	0.45	-	-
Mercuré total	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1	0.1
Mercuré dissous	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	-
Nickel total	µg/l	0.5	0.5	0.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.5	0.5	0.5	0.73	0.73	0.63	100	7
Nickel dissous	µg/l	0.45	0.60	0.46	0.59	2.5	3.25	0.6	0.47	2.08	2.15	3.61	2.1	0.68	0.46	0.44	1.36	0.44	3.61	0.75	0.75	0.70	-	-
Selenium total	µg/l	1	<1	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<1	1	<1	<1	<1	10	-
Selenium dissous	µg/l	<1	<1	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-	-
Zinc total	µg/l	<0.5	<0.5	1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.5	1	<0.5	<0.5	<0.5	5000	7
Zinc dissous	µg/l	<0.5	0.5	1.3	2.65	<0.8	1.42	5.59	1.54	3.11	<0.8	7.34	<0.8	4.39	<0.8	<0.8	-	<0.5	7.34	0.53	<0.5	<0.5	-	-

Note: La campagne de l'année 2000 a été réalisée au mois de mai. La campagne de 2005 a été réalisée par l'IRD et GORO Nickel en avril 2005.

La baie de Ué étant suffisamment éloignée du projet GORO Nickel. elle représente un point de référence pour la qualité des eaux.

Les résultats d'analyses indiqués sont issus du rapport RESCAN 2000 "Marine Baseline" et du rapport IRD "Etat de référence qualité physico-chimiques des eaux et niveaux de concentration des métaux dans les sédiments - février 2006" pour les résultats de métaux et du rapport GORO Nickel "Etat de référence des eaux de mer avril 2005" pour les autres paramètres.

Lorsque plusieurs stations sont indiquées pour une même zone les résultats d'analyses présentés correspondent à des moyennes.

S=surface; M=mi-profondeur P=en profondeur na=non analysé

*Les mesures de pH et d'oxygène dissous ont été réalisées sur site

Les valeurs guides de l'ANZECC indiquées ont été développées pour les activités récréatives et pour la protection des écosystèmes. Les valeurs indiquées pour les écosystèmes correspondent généralement à une protection de 99% des espèces sauf indication contraire.

(a) valeur indicative provisoire (95% d'espèces protégées)

(b) une valeur indicative provisoire est publiée pour Antimoine III (270 µg/l)

(c) des valeurs guides sont publiées pour As III (2.3 µg/l) et As V (4.5 µg/l)

(d) des valeurs guides (95% des espèces protégées) sont publiées pour le CrIII (7.7 µg/l) et pour le Cr VI (0.14 µg/l)

(e) valeur indicative provisoire

(f) ANZECC suggère d'utiliser la valeur guide publiée pour les eaux douces de 0,7 mg/l

ID = données insuffisantes pour le développement de valeurs guides na = non analysé

QUALITE DES EAUX DE MER DANS LA ZONE DU CANAL DE LA HAVANNAH -page 1/2

Paramètres	Unités	Zone du canal de la Havannah																							
		Canal Havannah						Banc Ionontea			Basse Chambeyron			Bancs de Kié			Ilot Kié			Récif Loro			Fosse Est		
		MW13. MW14 2000			St8. St9 2005			St1 2005			St2 2005			St4 2005			St5 2005			St7 2005			St11 2005		
		S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P
pH*		8.03	8.07	7.01	8.39	8.40	8.36	8.44	8.44	8.38	8.45	8.45	8.42	8.34	8.33	8.32	8.33	8.33	8.32	8.46	8.42	8.41	8.32	8.33	8.32
Oxygène dissous*	mg/l	6.1	6.05	6.97	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Salinité	mg/l				28000	28000	28500	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000
Conductivité	µS/cm	>50000	>50000	>50000	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
MES	mg/l	20	14.5	17.5	11.5	7.5	7	5	11	10	13	5	3	12	9	4	15	10	7	9	5	11	9	9	4
Turbidité	NTU	0.8	1.3	0.8	0.46	0.28	0.29	0.25	0.22	0.63	0.41	0.25	0.23	0.26	0.26	0.23	0.34	0.28	0.32	0.31	0.27	0.25	0.25	0.25	0.34
Alcalinité	mg/l	123	124	123	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Calcium	mg/l	403	402	420	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Chlorures	mg/l	20550	20800	20650	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Fluorures	mg/l	0.92	0.92	0.92	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Magnésium	mg/l	1305	1315	1350	1333	1342	1338	1314	1295	1388	1272	1310	1314	1344	1312	1310	1325	1409	1304	1295	1331	1327	1378	1352	1338
Potassium	mg/l	405	410	424	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Silice	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	1.5	1.4	1	1.2	1.4	1.5	1.5	1.4	1.7	1.6	1.3	0.5	1.5	1.2	0.5	1.3	1.4	1.4	1.4	1.6	1.1
Sodium	mg/l	10300	10400	10600	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Sulfates	mg/l	2690	2740	2935	2588	2771	2717	2634	3177	2686	2663	2935	2764	2711	2727	2757	2597	2769	2737	2729	2678	2619	2695	2935	2703
Carbone organique total	mg/l	1.95	1.45	2	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Ammonium	mg/l	<0.03	<0.03	<0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Nitrate	mg/l	<0.005	<0.005	<0.005	<1	<0.1	<1	<1	<0.1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Nitrite	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Ortho-phosphate	mg/l	0.002	0.0008	0.0008	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Phosphate total	mg/l	0.003	0.002	<0.002	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Phosphore	mg/l	na	na	na	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Aluminium total	µg/l	1.5	<1	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Aluminium dissous	µg/l	<1	<1	0.75	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Antimoine total	µg/l	0.5	0.5	0.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Antimoine dissous	µg/l	0.45	0.55	0.4	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Arsenic total	µg/l	1.2	1.2	1.3	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Arsenic dissous	µg/l	1.15	1.25	1.25	1.07	0.74	0.94	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	0.94	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	0.84	0.86	<0.8	0.81	<0.8
Argent	µg/l	<0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Argent dissous	µg/l	<0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Cadmium total	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Cadmium dissous	µg/l	<0.02	<0.02	0.02	0.15	0.06	0.15	0.09	0.02	0.13	0.08	0.05	0.04	0.07	0.06	0.08	0.09	0.05	0.03	0.09	0.08	0.06	0.06	0.03	0.1
Chrome total	µg/l	0.15	0.2	0.15	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Chrome dissous	µg/l	0.15	0.15	<0.2	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
Cobalt total	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Cobalt dissous	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0.03	0.04	0.03	0.03	0.04	0.07	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03
Cuivre total	µg/l	0.25	0.1	0.17	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Cuivre dissous	µg/l	0.27	0.22	0.2	3.62	0.42	2.75	0.5	0.75	1.02	0.07	0.03	0.03	10.07	5.2	0.93	0.73	0.09	0.26	0.32	1.61	3.73	<0.08	0.29	1.18
Fer total	µg/l	<30	<30	<30	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Fer dissous	µg/l	<30	<30	<30	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Plomb	µg/l	<0.1	<0.1	<0.1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Plomb dissous	µg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Manganese total	µg/l	0.23	0.19	0.19	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Manganese dissous	µg/l	0.16	0.15	0.14	2.65	0.25	2.41	0.20	1.26	1.66	na	0.27	0.21	0.23	0.50	0.21	0.12	0.19	0.18	0.09	0.97	0.35	0.16	0.48	0.09
Mercuré total	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Mercure dissous	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Nickel total	µg/l	0.31	0.25	0.33	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Nickel dissous	µg/l	0.3	0.26	0.3	0.85	0.41	0.33	0.41	0.38	0.47	1.62	0.38	0.27	0.35	0.71	0.51	0.35	0.33	0.39	0.46	1.36	0.41	0.44	0.86	0.37
Selenium total	µg/l	<1	<1	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Selenium dissous	µg/l	<1	<1	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Zinc total	µg/l	0.5	<0.5	<0.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Zinc dissous	µg/l	<0.5	0.5	0.43	6.09	1.28	4.77	<0.9	1.16	13.17	13.36	<0.9	<0.9	2.23	2.53	1.20	<0.9	0.99	<0.9	<0.9	0.99	<0.9	<0.9	1.56	<0.9

Note: La campagne de l'année 2000 a été réalisée au mois de mai. La campagne de 2005 a été réalisée par l'IRD et GORO Nickel en avril 2005.

La baie de Ué étant suffisamment éloignée du projet GORO Nickel. elle représente un point de référence pour la qualité des eaux.

Les résultats d'analyses indiqués sont issus du rapport RESCAN 2000 "Marine Baseline" et du rapport IRD "Etat de référence qualité physico-chimiques des eaux et niveaux de concentration des métaux dans les sédiments - février 2006" pour les résultats de métaux et du rapport GORO Nickel "Etat de référence des eaux de mer avril 2005" pour les autres paramètres.

Lorsque plusieurs stations sont indiquées pour une même zone les résultats d'analyses présentés correspondent à des moyennes.

S=surface; M=mi-profondeur; P=en na=non analysé

*Les mesures de pH et d'oxygène dissous ont été réalisées sur site

Les valeurs guides de l'ANZECC indiquées ont été développées pour les activités récréatives et pour la protection des écosystèmes. Les valeurs indiquées pour les écosystèmes correspondent généralement à une protection de 99% des espèces sauf indication contraire.

(a) valeur indicative provisoire (95% d'espèces protégées)

(b) une valeur indicative provisoire est publiée pour Antimoine III (270 µg/l)

(c) des valeurs guides sont publiées pour As III (2.3 µg/l) et As V (4.5 µg/l)

(d) des valeurs guides (95% des espèces protégées) sont publiées pour le CrIII (7.7 µg/l) et pour le Cr VI (0.14 µg/l)

(e) valeur indicative provisoire

(f) ANZECC suggère d'utiliser la valeur guide publiée pour les eaux douces de 0,7 mg/l

ID = données insuffisantes pour le développement de valeurs guides na = non analysé

QUALITE DES EAUX DE MER DANS LA ZONE DU CANAL DE LA HAVANNAH -page 2/2

Paramètres	Unités										Synthèse des données			Date de l'é			ANZECC Guidelines	
		Fosse Ouest			Pointe du récif Ma (île Ouen)			Tombant Est île Toémo						MWR1, MWR2 2008				
		S	M	P	S	M	P	S	M	P				Moyenne	Min	Max	S	M
pH*		8.32	8.32	8.30	8.46	8.43	8.42	8.33	8.33	8.33	8.31	7.01	8.46	8.04	8.07	8.02	6.5-8.5	-
Oxygène dissous*	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	6.37	6.05	6.97	6.5	6.55	12.9	>6.5	-
Salinité	mg/l	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28000	28 017	28 000	28 500	na	na	na	-	-
Conductivité	µS/cm	na	na	na	na	na	na	na	na	na	>50000	>50000	>50000	>50000	>50000	>50000	-	-
MES	mg/l	9	10	7	9	7	16	13	14	7	9.7	3.00	20.00	17	13	7	-	-
Turbidité	NTU	0.26	0.26	0.33	0.31	0.37	0.4	0.34	0.27	0.26	0.37	0.22	1.30	1	1.2	1	-	-
Alcalinité	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	123	123	124	124.5	124.5	125	-	-
Calcium	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	408	402	420	444	398	398.5	-	-
Chlorures	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	20 667	20 550	20 800	20900	21050	20900	-	-
Fluorures	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.92	0.92	0.92	0.93	0.83	0.89	-	-
Magnésium	mg/l	1366	1353	1306	1361	1363	1358	1348	1318	1364	1 334	1 272	1 409	1355	1270	1370	-	-
Potassium	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	413	405	424	433.5	412.5	430.5	-	-
Silice	mg/l	1.3	1.7	1.2	1.6	1.3	1.4		1.7	1.2	1.34	0.50	1.70	0.1	<0.1	<0.1	-	-
Sodium	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	10 433	10 300	10 600	10550	9850	10385	-	-
Sulfates	mg/l	2883	2787	2842	2767	2628	2704	2521	2703	2926	2 749	2 521	3 177	2790	2750	2870	-	-
Carbone organique total	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.80	1.45	2.00	1.95	1.4	1.35	-	-
Ammonium	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.03	<0.03	<0.03	0.01	0.5
Nitrate	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.005	<0.005	<0.005	10	0.7 (f)
Nitrite	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.001	0.0015	0.0025	1	-
Ortho-phosphate	mg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.0008	-	-
Phosphate total	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<0.002	0.0035	0.002	-	-
Phosphore	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1				-	-
Aluminium total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<1	1.50	1	0.75	1.25	200	0.5 (a)
Aluminium dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<1	0.75	1	1	1	-	-
Antimoine total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.50	0.50	0.50	1.1	0.55	1.05	-	(b)
Antimoine dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.47	0.40	0.55	0.3	0.45	0.40	-	-
Arsenic total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.2	1.2	1.3	1.1	1.15	1.35	50	(c)
Arsenic dissous	µg/l	0.93	<0.8	<0.8	1.41	1.08	1.23	<0.8	<0.8	<0.8	-	0.74	1.41	1	1.15	1.10	-	-
Argent	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	50	0.8
Argent dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	-
Cadmium total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	5	0.7
Cadmium dissous	µg/l	0.07	0.07	0.09	0.05	0.03	0.06	0.07	0.11	0.06	0.03	<0.02	0.15	<0.02	<0.02	<0.02	-	-
Chrome total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.17	0.15	0.20	0.2	0.2	<0.2	50	(d)
Chrome dissous	µg/l	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	-	<0.4	0.15	0.20	0.15	<0.2	-	-
Cobalt total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	0.06	0.05	0.05	-	0.005
Cobalt dissous	µg/l	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.07	<0.05	<0.05	0.31	-	-
Cuivre total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.17	0.10	0.25	0.25	0.35	0.25	1000	0.3
Cuivre dissous	µg/l	<0.08	0.32	0.1	2.72	0.34	1.37	0.12	<0.08	0.25	-	0.03	10.07	0.24	0.35	0.25	-	-
Fer total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<30	<30	<30	<30	<30	<30	300	ID
Fer dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<30	<30	<30	<30	<30	<30	-	-
Plomb	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.30	0.08	50	2.2
Plomb dissous	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	0.08	-	-
Manganese total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.20	0.19	0.23	0.81	0.56	0.59	100	80 (e)
Manganese dissous	µg/l	0.10	0.43	0.07	0.88	0.94	3.14	0.18	0.07	0.15	0.59	0.07	3.14	0.52	0.40	0.45	-	-
Mercure total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1	0.1
Mercure dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	-
Nickel total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	0.30	0.25	0.33	0.73	0.73	0.63	100	7
Nickel dissous	µg/l	0.38	0.97	0.37	0.73	0.62	0.91	0.25	0.43	0.49	0.54	0.25	1.62	0.75	0.75	0.70	-	-
Selenium total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<1	<1	<1	<1	<1	<1	10	-
Selenium dissous	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-	-
Zinc total	µg/l	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.5	0.50	<0.5	<0.5	<0.5	5000	7
Zinc dissous	µg/l	<0.9	<0.9	<0.9	0.96	<0.9	3.14	<0.9	<0.9	<0.9	-	0.43	13.36	0.53	<0.5	<0.5	-	-

QUALITE DES EAUX DE MER EN BAIE DE KWE

Paramètres	Unités	Baie de Kwé														Synthèse des données			Baie de Ué			ANZECC Guidelines	
		Estuaire MW5 2000 S	Intérieur				extérieur				MW9. MW10. MW12 2000			St3 2005					MW1. MW2 2000				
			S	M	P	S	M	P	S	M	P	S	M	P	Moyenne	Min	Max	S	M	P	Activités récréatives	Ecosystèmes	
pH	mg/l	8.04	8.01	nm	7.94	8.48	8.4	8.39	8.08	8.06	8.04	8.43	8.43	8.42	8.23	7.94	8.48	8.04	8.07	8.02	6.5-8.5	-	
Oxygène dissous	mg/l	7	6.45	nm	6.75	na	na	na	6.3	6.27	6.19	na	na	na	6.49	6.19	7	6.5	6.55	12.9	>6.5	-	
Salinité	mg/l	na	na	na	na	25000	28000	28000	na	na	na	28000	28000	28000	27 500	25 000	28 000	na	na	na	-	-	
Conductivité	µS/cm	6130	47650	49950	>50000	na	na	na	>50000	>50000	>50000	na	na	na	-	6 130	>50000	>50000	>50000	>50000	-	-	
MES	mg/l	<3	9.5	16	6	8	3	17	11.5	14.7	8.7	9.0	7.0	8.0	9.9	3	17	17	13	7	-	-	
Turbidité	NTU	0.9	1	0.65	1.2	0.47	0.25	0.42	0.83	0.73	0.9	0.26	0.22	0.23	0.62	0.22	1.2	1	1.2	1	-	-	
Alcalinité	mg/l	37	117	124	119	na	na	na	123	124	125	na	na	na	109.81	37	124.67	124.5	124.5	125	-	-	
Calcium	mg/l	35	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	35	35	444	398	398.5	-	-	
Chlorures	mg/l	1880	19650	20050	20200	na	na	na	20700	20700	20267	na	na	na	17 635	1 880	20 700	20900	21050	20900	-	-	
Fluorures	mg/l	0.16	0.90	0.93	0.82	na	na	na	0.92	0.92	0.93	na	na	na	0.80	0.16	0.93	0.93	0.83	0.89	-	-	
Magnésium	mg/l	120	na	na	na	1209	1350	1339	na	na	na	1328	1246	1332	1 132	120	1 350	1355	1270	1370	-	-	
Potassium	µg/l	<40	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<40	<40	<40	433.5	412.5	430.5	-	-	
Silice	mg/l	7.9	0.43	0.1	0.2	1.7	1.4	1.5	<0.1	<0.1	<0.1	na	na	na	-	<0.1	7.9	0.1	<0.1	<0.1	-	-	
Sodium	mg/l	1050	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1 050	1 050	1 050	10550	9850	10385	-	-	
Sulfates	mg/l	247	2455	2740	2820	2711	2680	2875	2813	2707	2703	2716	2779	2769	2 540	247	2 875	2790	2750	2870	-	-	
Carbone organique total		0.7	na	na	1.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	1.10	0.7	1.5	1.95	1.4	1.35	-	-	
Ammonium	mg/l	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.03	<0.03	<0.03	<0.01	<0.01	<0.01	-	<0.01	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.01	0.5	
Nitrate	mg/l	0.072	<0.005	0.004	<0.005	<1	<1	<1	<0.005	<0.005	0.003	<1	<1	<1	-	0.003	0.072	<0.005	<0.005	<0.005	10	0.7 (f)	
Nitrite	mg/l	0.002	0.003	0.002	0.004	<0.01	<0.01	<0.01	0.0017	0.0017	0.0025	<0.01	<0.01	<0.01	-	0.0015	0.004	<0.001	0.0015	0.0025	1	-	
Ortho-phosphate	mg/l	<0.001	0.002	0.0008	<0.001	na	na	na	0.0022	<0.001	0.0008	na	na	na	-	0.0008	0.0022	0.001	0.002	0.0008	-	-	
Phosphate total	mg/l	<0.002	0.005	0.001	0.002	<1	<1	<1	0.003	0.002	0.002	<1	<1	<1	-	0.0011	0.0045	<0.002	0.0035	0.002	-	-	
Phosphore	mg/l	na	na	n	na	<0.1	<0.1	<0.1	na	na	na	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1				-	-	
Aluminium total	µg/l	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<1	<1	<1	1	0.75	1.25	200	0.5 (a)	
Aluminium dissous	µg/l	2	2	7	1	na	na	na	1	1.33	0.67	na	na	na	2.14	0.67	7	1	1	1	-	-	
Antimoine total	µg/l	0.4	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	0.4	0.4	1.1	0.55	1.05	-	(b)	
Antimoine dissous	µg/l	0.3	<0.2	<0.2	0.4	na	na	na	0.4	0.5	0.3	na	na	na	-	0.3	0.5	0.3	0.45	0.40	-	-	
Arsenic total	µg/l	0.3	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	0.3	0.3	1.1	1.15	1.35	50	(c)	
Arsenic dissous	µg/l	0.4	1.25	1.15	1.40	<0.8	<0.8	<0.8	1.23	1.3	1.2	<0.8	<0.8	<0.8	-	0.4	1.4	1	1.15	1.10	-	-	
Argent	µg/l	<0.01	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	50	0.8	
Argent dissous	µg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	na	na	na	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	-	
Cadmium total	µg/l	<0.02	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	5	0.7	
Cadmium dissous	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.03	0.07	0.08	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.07	0.07	0.06	0.03	0.08	<0.02	<0.02	<0.02	-	-	
Chrome total	µg/l	6.40	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	6.4	6.4	0.2	0.2	<0.2	50	(d)	
Chrome dissous	µg/l	6	0.2	0.6	0.6	<0.4	<0.4	<0.4	0.33	0.13	0.13	<0.4	<0.4	<0.4	-	0.13	6	0.20	0.15	<0.2	-	-	
Cobalt total	µg/l	0.25	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	0.25	0.25	0.06	0.05	0.05	-	0.005	
Cobalt dissous	µg/l	0.2	0.14	0.1	<0.05	0.03	0.05	0.03	<0.05	<0.05	<0.05	0.04	0.03	0.03	-	0.03	0.2	<0.05	<0.05	0.31	-	-	
Cuivre total	µg/l	0.08	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	0.08	0.08	0.25	0.35	0.25	1000	0.3	
Cuivre dissous	µg/l	0.09	0.21	0.27	0.62	0.18	0.89	0.10	0.27	0.26	0.27	0.21	0.88	0.28	0.35	0.09	0.89	0.24	0.35	0.25	-	-	
Fer total	µg/l	<30	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<30	<30	<30	<30	<30	300	ID	
Fer dissous	µg/l	<30	30	<30	<30	na	na	na	<30	<30	<30	na	na	na	-	<30	30	<30	<30	<30	-	-	
Plomb	µg/l	0.1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	0.1	0.1	<0.1	0.30	0.08	50	2.2	
Plomb dissous	µg/l	<0.1	0.15	0.18	0.10	<0.05	<0.05	<0.05	0.10	0.72	0.07	<0.05	<0.05	<0.05	-	0.07	0.72	<0.1	<0.1	0.08	-	-	
Manganese total	µg/l	3.43	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	3.43	3.43	0.81	0.56	0.59	100	80 (e)	
Manganese dissous	µg/l	2.78	1.24	0.61	0.44	0.55	2.91	0.96	0.24	0.18	0.20	0.45	0.69	0.36	0.89	0.18	2.91	0.52	0.40	0.45	-	-	
Mercuré total	µg/l	<0.05	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1	0.1	
Mercuré dissous	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	<0.05	<0.05	<0.05	na	na	na	-	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	
Nickel total	µg/l	12.4	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	12.4	12.4	0.73	0.73	0.63	100	7	
Nickel dissous	µg/l	11.2	1.45	0.61	0.70	0.37	1.38	0.40	0.49	0.34	0.36	0.46	0.42	0.32	1.42	0.32	11.2	0.75	0.75	0.70	-	-	
Selenium total	µg/l	<1	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<1	<1	<1	<1	<1	10	-	
Selenium dissous	µg/l	<1	<1	<1	<1	na	na	na	<1	<1	<1	na	na	na	-	<1	<1	<1	<1	<1	-	-	
Zinc total	µg/l	<0.5	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	-	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	5000	7	
Zinc dissous	µg/l	<0.5	<0.5	0.65	0.6	2.62	1.93	<0.9	<0.5	<0.5	<0.5	1.42	4.17	1.64	-	<0.5	4.17	0.53	<0.5	<0.5	-	-	

Note: La campagne de l'année 2000 a été réalisée au mois de mai. La campagne de 2005 a été réalisée par l'IRD et GORO Nickel en avril 2005.

La baie de Ué étant suffisamment éloignée du projet GORO Nickel. elle représente un point de référence pour la qualité des eaux.

Les résultats d'analyses indiqués sont issus du rapport RESCAN 2000 "Marine Baseline" et du rapport IRD "Etat de référence qualité physico-chimiques des eaux et niveaux de concentration des métaux dans les sédiments - février 2006" pour les résultats de métaux et du rapport GORO Nickel "Etat de référence des eaux de mer avril 2005" pour les autres paramètres.

Lorsque plusieurs stations sont indiquées pour une même zone les résultats d'analyses présentés correspondent à des moyennes.

S=surface; M=mi-profondeur; P=en profondeur
na=non analysé

*Les mesures de pH et d'oxygène dissous ont été réalisées sur site

Les valeurs guides de l'ANZECC indiquées ont été développées pour les activités récréatives et pour la protection des écosystèmes. Les valeurs indiquées pour les écosystèmes correspondent généralement à une protection de 99% des espèces sauf indication contraire.

(a) valeur indicative provisoire (95% d'espèces protégées)

(b) une valeur indicative provisoire est publiée pour Antimoine III (270 µg/l)

(c) des valeurs guides sont publiées pour As III (2.3 µg/l) et As V (4.5 µg/l)

(d) des valeurs guides (95% des espèces protégées) sont publiées pour le CrIII (7.7 µg/l) et pour le Cr VI (0.14 µg/l)

(e) valeur indicative provisoire

(f) ANZECC suggère d'utiliser la valeur guide publiée pour les eaux douces de 0,7 mg/l

ID = données insuffisantes pour le développement de valeurs guides

na = non analysé

ANNEXE 6 : Mémo – Taille des particules sortant du traitement des effluents (SO₂ + air) pour réduire le manganèse

Le 12/12/2006, mail de Mr Brunetto (Inco) à Mr JC Massabauau avec copies à P. Campbell, C. Monnin, B. Roux

Bonjour,

....je vous indique l'évaluation de la **taille des particules** sortant du traitement des effluents (SO₂+air) pour réduire le Mn:

On peut considérer que la majorité des particules se situera dans la tranche 5-10 µm.

A votre disposition pour toute autre information.

Cordialement

Michel BRUNETTO