



(ID Modèle = 454988)

Ineris - 206121 - 2737831 - v2.0

09/09/2022

**Etude n°4 sur la caractérisation du risque
de pollution des eaux par rejet des effluents
de l'usine du Sud dans le canal de la
Havannah**

PRONY RESOURCES NEW CALEDONIA

PRÉAMBULE

Le présent document a été établi sur la base des informations transmises à l'Ineris. La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations fournies.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du présent document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La prestation ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser le document après cette date.

L'établissement du présent document et la prestation associée sont réalisés dans le cadre d'une obligation de moyens.

Au vu de la mission qui incombe à l'Ineris au titre de l'article R131-36 du Code de l'environnement, celui-ci n'est pas décideur. Ainsi, les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre de cette prestation ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur. Par conséquent la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du présent document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour toute utilisation du document en dehors de son objet.

En cas de contradiction entre les conditions générales de vente et les stipulations du présent préambule, les stipulations du présent préambule prévalent sur les stipulations des conditions générales de vente.

Nom de la Direction en charge du rapport : Direction Milieux et Impacts sur le Vivant

Rédaction : GREAUD LAURIANE- PANDARD PASCAL; DALLET MELISSA

Vérification : BAROUDI HAFID; ANDRES SANDRINE

Approbation : Document approuvé le 09/09/2022 par BOUDET CELINE

Liste des personnes ayant participé à l'étude : COUTURE PATRICE¹, FORTIN CLAUDE¹, RAVAIL BRIGITTE²

¹ INRS Canada, ² CREOCEAN

Table des matières

1	Contexte et objectifs de l'étude	4
2	Construction de l'étude	5
2.1	L'équipe projet.....	5
2.2	Contours et limites de l'étude	5
2.3	Documentation évaluée	5
3	Préambule	7
3.1	Présentation de l'émissaire marin et des enjeux associés.....	7
3.2	Interprétation des questions posées	9
4	Synthèse de l'analyse critique de la documentation au regard des problématiques identifiées....	12
4.1	Evolution des caractéristiques de l'effluent et des modalités de rejet.....	12
4.1.1	Caractérisation physico-chimique du rejet et substances d'intérêt	12
4.1.2	Caractérisation écotoxicologique du rejet	16
4.1.3	Dispersion du rejet et modélisations appliquées.....	22
4.1.4	Discussion.....	29
4.2	Etat de référence et suivi physico-chimique, écotoxicologique et écologique du milieu récepteur	31
4.2.1	Suivi physico-chimique.....	31
4.2.2	Suivi écotoxicologique des eaux et bioaccumulation.....	40
4.2.3	Surveillance environnementale des peuplements récifaux et ichtyologiques	43
4.2.4	Discussion.....	46
5	Conclusions et recommandations pour répondre aux questionnements.....	49
5.1	Conclusions sur la qualité des données disponibles pour l'expertise	49
5.2	Réponses aux questions posées	49
5.3	Recommandations pour l'acquisition de données complémentaires	54
6	Références	56
7	Annexes.....	57

Tables des illustrations

Figure 1 : Origine de l'existence de résidus solides et liquides* (source Vale NC 2015, MM_32).....	7
Figure 2 : Situation de l'industrie et de l'émissaire marin dans le canal de la Havannah (source AEL 2018, MM_16)	8
Figure 3 : Zones du lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie (Source CCB 2009).....	8
Figure 4 : Historique des études de modélisation du rejet réalisées depuis 2010 (source AEL 2020, MM_25)	23
Figure 5 : Teneurs en Mn au niveau de l'évent 1 – Juillet 2013 – K2 (source AEL, MM_25)	27
Figure 6 : Disposition des stations sur le diffuseur (source AEL, MM_25).....	28
Figure 7 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau et structure horizontale des masses d'eau dans le canal de la Havannah (source IRD, MM_5).....	31
Figure 8 : Recommandations pour le suivi de la colonne d'eau (AEL 2021, MM_26).....	33
Figure 9 : Stations pour le suivi en champ proche (AEL, MM_23)	33
Figure 10 : Phase de surveillance initiale et renforcée autour du diffuseur (Source AEL MM_31).....	35
Figure 11 : Stations pour le suivi des MES (AEL, MM_30)	36
Figure 12 : Figure tirée du document MM_26 (page 21) illustrant les concentrations en Ni à la station 06.....	37
Figure 13 : Concentrations de nickel à la station 09 à proximité de l'émissaire (en utilisant la même échelle que celle utilisée pour la station 06 ; s = surface, m = milieu, et p = profond). Figure générée à partir des données transmises par AEL	37
Figure 14 : Figures illustrant les concentrations de nickel à 30, 60 ou 1000 m de l'émissaire (les noms des stations correspondent à ceux définis dans le document MM_31).....	38
Figure 15 : Stations de suivi des sédiments de surface (AEL, MM_24)	39
Figure 16 : Stations de suivi biologiques marines à proximité de l'émissaire (MM_18)	45
 Tableau 1 : Capacités de bioconcentration de quelques espèces marines	10
Tableau 2 : Documentation évaluée pour l'expertise par thématique	11
Tableau 3 : Caractéristiques de l'effluent liquide rejeté en mer (selon Vale NC 2015, MM_32)	14
Tableau 4 : Bilan comparatif des différentes espèces utilisées pour caractériser l'écotoxicité de l'effluent	17
Tableau 5 : Bilan des résultats de caractérisation de l'écotoxicité de l'effluent.....	20
Tableau 6 : Localisation et caractéristiques des points critiques de la radiale C37 (source AEL, MM_25)	29

1 Contexte et objectifs de l'étude

L'exploitation par Prony Resources (précédemment Vale Nouvelle-Calédonie S.A.S.) d'un site industriel minier situé sur la Province Sud en Nouvelle Calédonie pour la production de nickel et de cobalt génère des effluents aqueux qui sont rejetés après traitement via un émissaire marin dans le canal de la Havannah. Ce milieu récepteur est situé en zone tampon de la partie du sud du Grand lagon calédonien, site naturel inscrit au patrimoine de l'UNESCO depuis 2008 pour sa beauté et la diversité des récifs et écosystèmes associés¹.

Les rejets, issus des différentes installations comprenant une mine à ciel ouvert, une usine hydrométallurgique, un port et un parc de stockage des résidus, ont fait l'objet de plusieurs études en ce qui concerne leur impact sur l'environnement depuis la 1^{ère} demande d'autorisation d'exploiter qui date de 2001. L'autorisation d'exploiter une usine de traitement du minerai et une usine de préparation du minerai a été obtenue en 2008 (arrêté n°1467-2008/PS).

Afin de répondre aux enjeux environnementaux et sanitaires liés à ces effluents, un plan de suivi du milieu marin dans le lagon a été mis en place dans le cadre des arrêtés d'autorisation d'exploiter du site de 2007 et 2008.

Après plusieurs années d'exploitation du site et de suivi environnemental, il a été jugé pertinent par les autorités locales de mener à bien de nouvelles études afin d'améliorer la connaissance et la maîtrise des risques liés à l'exploitation des installations et de répondre à certaines inquiétudes des populations locales. Ces inquiétudes sont notamment liées à des évènements tels que la rupture accidentelle de l'émissaire marin en 2013 et les réparations effectuées en 2015, le colmatage d'une partie du diffuseur de l'émissaire en 2018 et l'évolution du process industriel, des modalités de traitement de l'effluent et donc des caractéristiques du rejet final.

Dans le cadre de l'Arrêté n° 692-2021/ARR/DIMENC du 18 mars 2021, l'inspection des installations classées de la Direction de l'Industrie, des Mines et de l'Energie (DIMENC) fixe à la société Vale Nouvelle-Calédonie S.A.S. des prescriptions complémentaires relatives à la mesure des impacts de ses installations, sises communes de Yaté et du Mont-Dore. Parmi ces prescriptions figure la réalisation d'études sur sept aspects différents. L'étude n°4, objet du présent rapport, porte spécifiquement sur la caractérisation du risque de pollution des eaux par rejet des effluents de l'Usine Sud dans le canal de la Havannah.

Les objectifs de cette étude sont les suivants :

- 1) Réaliser une revue critique de l'ensemble des données disponibles, études et expertises déjà réalisées afin d'évaluer le risque de pollution des eaux du canal de la Havannah sur le court et le long terme. Les avis rendus devront permettre de définir si celles-ci sont suffisantes pour répondre aux quatre questions suivantes :
 - Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long terme des concentrations des différents polluants issus du rejet des effluents de l'usine du sud dans le milieu marin ?
 - Quelles seraient les conséquences éventuelles de colmatages de l'émissaire marin sur l'évolution des concentrations en polluants dans le milieu marin ?
 - Du fait de cette évolution attendue, quel est le risque écotoxicologique pour l'être humain et pour les espèces vivantes, notamment par bioaccumulation ?
 - L'actuel réseau de mesure des concentrations des différents polluants (dont notamment, mais pas seulement, le manganèse) est-il suffisant pour surveiller pleinement le risque de toxicité ?
- 2) Proposer des réponses aux questions posées à partir des données existantes, si la revue critique conclut à la pertinence des informations disponibles ;
- 3) Etablir des recommandations pour acquérir les données nécessaires pour répondre pleinement aux problématiques dans le cas où la revue critique mettrait en évidence des manques.

¹ <https://whc.unesco.org/fr/list/1115>

2 Construction de l'étude

2.1 L'équipe projet

L'Ineris, expert en évaluation et prévention et des risques que les activités économiques font peser sur l'environnement, la santé, la sécurité des personnes et des biens, a mis en place une équipe projet multidisciplinaire pour mener à bien cette étude. L'équipe était composée d'experts internes à l'institut en chimie, évaluation de risques environnementaux et écotoxicologie, et d'experts externes reconnus dans leur domaine :

- chercheurs et experts de la compagnie française CREOCEAN Pacifique, spécialisée en études environnementales et réglementaires sur la protection, le développement et l'aménagement des zones littorales et marines dont la directrice est Brigitte Ravail,
- deux chercheurs du Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) de Québec, le professeur Claude Fortin spécialisé en géochimie, écotoxicologie aquatique des métaux et le professeur Patrice Couture, spécialisé en écotoxicologie aquatique, poisson et physiologie comparée.

Les experts externes sont intervenus dans le cadre de marchés de sous-traitance avec l'Ineris et ont été sélectionnés sur la base de leur indépendance vis-à-vis de Prony Resources et de la problématique de la Nouvelle-Calédonie, ce qui avait pour objectif d'apporter une vision nouvelle sur les données expertisées.

2.2 Contours et limites de l'étude

L'avis des experts composant l'équipe projet est donné sur la base des éléments factuels présentés dans l'ensemble de la documentation étudiée : rapports, études et bases de données. L'expertise fournie n'a pas vocation à se substituer aux études, notamment pour compléter d'éventuelles lacunes, ni à réaliser des synthèses de ces études, mais à analyser la méthode employée, les hypothèses formulées et les éventuelles limites.

L'étude comprend donc les points suivants :

- L'analyse des documents, données, études fournies par Prony Resources et autres sources de données jugées pertinentes pour la compréhension des problématiques ;
- La rédaction d'un rapport final comportant la synthèse de la phase de revue critique des documents par thématique (éventuelles difficultés rencontrées, données complémentaires recueillies) et les réponses aux questions posées le cas échéant et/ou des recommandations pour la mise en œuvre d'études ou l'acquisition de données complémentaires pour permettre d'atteindre les objectifs de la demande ;
- La présentation des conclusions au comité de suivi mis en place par la Province Sud ou toute autre instance désignée par Prony Resources.

L'étude ne comprend pas :

- Le retraitement des données notamment pour recalculation des modélisations à l'aide de logiciels différents de ceux mis en œuvre dans les études disponibles. Les constats sont réalisés sur la base des données disponibles, voire sur les données brutes redemandées à l'exploitant et/ou aux bureaux d'études ayant générés les données ou réalisé les modélisations.
- La mise en œuvre des recommandations formulées.

2.3 Documentation évaluée

La liste des documents fournis par Prony Resources pour mener à bien cette étude est indiquée en Annexe 1. La base documentaire initiale était constituée de 32 rapports, études, notes (documents référencés MM_1 à MM_32).

Sur demande de l'Ineris, un document technique interne à l'industriel relatif aux conséquences sur l'effluent de l'arrêt de la raffinerie (MM_34) et les suivis par AQUA TERRA des peuplements récifaux et organismes associés en baie de Prony et Canal de la Havannah entre 2009 et 2019 (MM_33) ont été fournis par la suite. Des données brutes de suivi environnemental ont par ailleurs été demandées auprès

des bureaux d'étude AEL et AQUA TERRA. Enfin, une dernière série de documents complémentaires a été transmise après échanges avec les représentants de Prony Resources lors de la réunion intermédiaire de l'expertise (documents MM_35 à MM_38). Il s'agissait de compléments les plus récents sur le suivi du milieu marin (MM_38), d'une carte de l'ensemble des points relatifs à ce suivi (MM_37), d'une étude sur la caractérisation écotoxicologique de l'effluent (MM_35). Concernant le suivi de l'effluent, des données complémentaires ont été demandées afin d'identifier une éventuelle évolution de ses caractéristiques dans le temps (document MM_36 regroupant les suivis annuels de 2015 à 2021).

Les documents étudiés datent de 2002 à 2021, dont une partie relative aux suivis environnementaux est publique et référencée sur le site de l'OEIL².

Parmi les 38 références, on soulignera la mise à disposition des documents MM_23 à MM_31 qui constituent des pièces centrales de la revue critique : en effet, il s'agit de synthèses des données acquises sur plusieurs années (souvent décennales). Ces synthèses permettent d'appréhender l'évolution des concentrations en métaux mesurées dans les différents compartiments de l'environnement (eaux, sédiments, organismes sentinelles) et de les mettre en perspective par rapport aux états de référence disponibles. La connaissance de la situation avant l'implantation de l'usine est particulièrement importante en raison du contexte géologique local (fond géochimique en métaux). Les modélisations relatives à la dispersion en sortie du diffuseur, la composition de la concrétion sédimentaire dans l'émissaire, le suivi des flux de particules, renseignent sur la pertinence spatio-temporelle des plans de surveillance au regard de la zone d'influence du rejet. Les données d'observation des récifs coralliens et des peuplements récifaux et organismes associés sur une période suffisamment longue, ont pour objectif d'estimer la résilience du milieu.

Au final, il a été considéré par l'équipe projet que la documentation fournie dans le cadre de l'étude n°4 sur la dernière période décennale était suffisante pour permettre la réalisation de l'étude.

² <https://www.oeil.nc/>

3 Préambule

3.1 Présentation de l'émissaire marin et des enjeux associés

Afin d'aider le lecteur dans la compréhension des problématiques posées, il est utile de rappeler de façon très simplifiée, en introduction à cette expertise documentaire, l'origine de l'effluent liquide et la situation de l'émissaire à l'aide de schémas et de cartes tirées de la documentation consultée.

Prony Resources exploite une industrie minière située dans la Province Sud de la Nouvelle-Calédonie pour la production de Nickel Hydroxyde Cake (NHC), produit intermédiaire composé de 40% de nickel et de 3% de cobalt à destination du marché des batteries des véhicules électriques. Jusqu'à récemment, l'usine produisait de l'hydroxyde contenant du nickel (NiO) et du carbonate de cobalt (CoCO_3). Les différentes étapes industrielles génèrent des effluents (composés de fractions liquides et particulières) qui sont acheminés, avec les eaux pluviales qui ruissent sur le site, vers une usine de traitement (unité 285). Comme le montre la Figure 1, l'usine de traitement des effluents produit des résidus solides stockés dans le parc à résidus de la Kwé et des effluents liquides qui sont rejetés dans le canal de la Havannah via un émissaire.

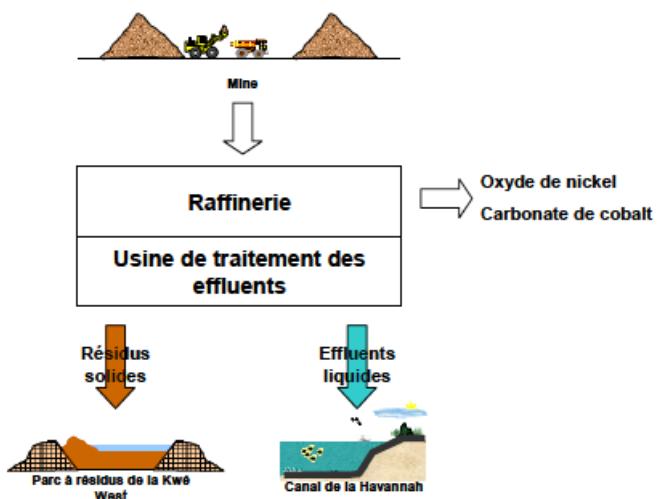


Figure 1 : Origine de l'existence de résidus solides et liquides* (source Vale NC 2015, MM_32)

* On notera qu'une partie de la raffinerie a été mise en arrêt depuis 2020.

Cet émissaire marin est une canalisation sous-marine de 20,3 km qui parcourt la baie de Prony jusqu'au canal de la Havannah (Figure 2). Il comprend, sur son dernier km, un diffuseur composé de 200 orifices de 40 mm de diamètre, disposés tous les 5 m, dont l'objectif est de répartir l'effluent de manière homogène dans le milieu marin afin d'en favoriser sa dispersion.

Le Canal de la Havannah se situe dans une zone dite tampon de la partie Grand Sud du lagon calédonien qui est l'une des six zones lagonaires de Nouvelle-Calédonie inscrites au patrimoine de l'UNESCO depuis 2008 (Figure 3). La mise en œuvre d'un suivi environnemental pertinent des rejets de l'usine et de leur impact potentiel sur le milieu récepteur constitue donc un enjeu majeur en termes de protection de ce lagon. Prony Resources est soumis à un plan de suivi réglementaire depuis le début de l'exploitation du site (2008), dont la surveillance dans le champ proche de l'émissaire a été renforcée par l'arrêté n°2767-2016/ARR/DIMENC du 21 novembre 2016. Vale NC s'est par ailleurs engagé dans une démarche de conservation de la biodiversité au travers de la signature avec la Province Sud en 2009, d'une convention dédiée (CCB 2009).

L'effluent et ses modalités de rejet ont évolué sur la dernière décennie avec notamment :

- une rupture de l'émissaire marin qui a conduit à une période de modalités de rejet dégradées et *in fine* une réparation à l'identique avec un lestage supplémentaire de l'émissaire et du diffuseur,

- deux périodes d'obstruction du premier tiers du diffuseur, la seconde étant toujours en cours, conduisant à une modification de la dispersion du rejet,
- un changement de procédé avec la mise en sommeil de la raffinerie (NiO et CoCO₃) et l'augmentation de la production de NHC (nickel hydroxyde cake), conduisant à une évolution de la composition des effluents à traiter,
- des modifications périodiques dans le traitement de l'effluent avant rejet via l'émissaire marin.

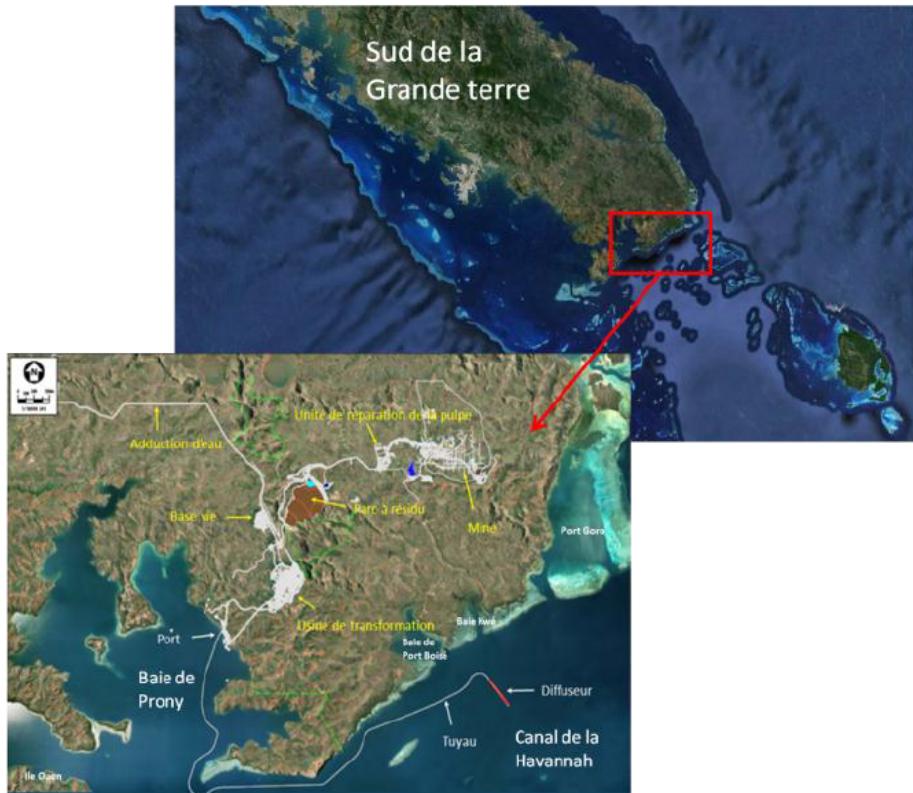


Figure 2 : Situation de l'industrie et de l'émissaire marin dans le canal de la Havannah (source AEL 2018, MM_16)



Figure 3 : Zones du lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie (Source CCB 2009)

3.2 Interprétation des questions posées

L'étude n°4 concernant la caractérisation du risque de pollution des eaux par rejet des effluents de l'Usine Sud dans le canal de la Havannah a pour objet de se prononcer sur la possibilité d'apporter des éléments de réponse à quatre questions au regard de la pertinence des études existantes, et si possible, y répondre. Les quatre questions posées couvrent un vaste champ d'expertise et sont étroitement liées, ce qui peut les faire apparaître en partie redondantes. Afin de structurer la revue critique, il a donc été nécessaire pour l'équipe projet de traduire les questions et les enjeux sous-jacents, non directement exprimés et pouvant être difficilement compréhensibles pour des intervenants extérieurs à l'industriel, à l'administration ou à la population locale.

Une première réunion avec les correspondants de Prony Resources a permis d'interpréter ces questions au regard des événements liés à l'exploitation du site de l'Usine Sud depuis 2009.

Les questions renvoient toutes à la notion d'évolution des concentrations de polluants et le risque associé pour le milieu marin, à des échelles de temps différentes. La revue critique doit donc porter sur la possibilité d'interpréter et d'anticiper cette évolution et le risque associé à partir des données de suivi environnemental disponibles (modalités d'acquisition, qualité, périodicité, fréquence...) et en fonction des différents événements à l'origine d'une évolution potentielle.

Question 1 : Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long terme des concentrations des différents polluants issus du rejet des effluents de l'Usine Sud dans le milieu marin ?

Les rejets en mer d'effluents industriels ou urbains peuvent conduire à une variation des concentrations de composés chimiques dans la colonne d'eau en champ proche du rejet mais aussi en champ éloigné, et à leur potentielle accumulation dans les matrices telles que les matières en suspension, les sédiments et le biote, selon à la fois les propriétés et les caractéristiques physico-chimiques des composés et des compartiments récepteurs. Pour ce qui concerne le biote (organismes vivants), on parle de bioaccumulation (faculté de l'organisme à absorber et concentrer dans tout ou partie de ses tissus les polluants disponibles dans son écosystème).

Il convient de préciser ici ce qui est entendu par « le long terme » et « le court terme ». Au regard de l'historique du site (mise en activité en 2009) et des chroniques de données de surveillance disponibles, le long terme pourrait se traduire par la prochaine période décennale, via une analyse rétrospective des observations depuis 2009 et dans une hypothèse de poursuite des activités actuelles du site et des conditions de rejet (valeurs limite d'émission et modalités de rejet par le diffuseur constantes). Dans le cadre de cette étude, il n'a pas été envisagé de considérer le long terme à une échelle plus longue qui prendrait par exemple en compte les effets du changement climatique car ceci demanderait une étude à part entière.

Le court terme pourrait se caractériser par une évolution visible dans les quelques années à venir des concentrations d'un polluant en particulier, pouvant résulter d'une évolution récente du modèle industriel. On considérera donc ici les changements induits par l'arrêt d'une partie de la raffinerie en 2020 et la montée en puissance de la production de Nickel Hydroxyde Cake³ (NHC) conduisant à une modification de l'effluent (en particulier de sa géochimie) et de son traitement (MM_34).

Une évolution plus ou moins brutale en cas de disfonctionnement (i.e. colmatage progressif de l'émissaire) est considérée comme relevant spécifiquement de la question 2.

La revue critique se situera ici dans un contexte de production non évolutif et de fonctionnement adéquat de l'installation de traitement des effluents et de l'émissaire.

La réponse à cette première question, qui est centrale à la revue critique, nécessite donc de disposer et d'étudier les données de concentrations des polluants d'intérêt dans l'effluent d'une part et dans les différents compartiments environnementaux d'autre part (colonne d'eau, matières en suspension, sédiments, organismes sentinelles, produits de la mer...), sur une période suffisamment longue, afin de pouvoir en évaluer les éventuelles évolutions de manière rétrospective.

3 Le NHC est un produit intermédiaire dédié au marché des batteries des véhicules électriques composé de 40% de Ni et 3% de Co.

Question 2 : Quelles seraient les conséquences éventuelles de colmatages de l'émissaire marin sur l'évolution des concentrations en polluants dans le milieu marin ?

La prise de connaissance du dossier et des différents incidents survenus depuis le fonctionnement de l'usine montre que la préoccupation exprimée dans cette question fait suite aux épisodes de colmatage du diffuseur de l'émissaire marin sur son premier tiers qui ont eu lieu en 2018 (environ 48 orifices opérationnels sur les 200 selon MM_16) puis à nouveau en 2021 après désobstruction en 2020 (ce deuxième épisode est toujours en cours).

L'industriel nous a indiqué qu'à la suite de la modification du procédé de traitement de l'effluent industriel, des croûtes de gypse se formaient de manière régulière (calcium et sulfate) dans l'émissaire. Le colmatage d'une partie de l'émissaire a donc pour conséquence de modifier la dispersion du rejet, le débit au niveau de chaque orifice non obstrué (3 à 4 fois supérieur selon MM_16) et sa composition à certains points de l'exutoire.

Cette question situe donc la revue critique sur un mode de gestion dégradé du rejet en mer. Elle s'appuiera sur les études menées sur la dispersion du rejet en mer et des suivis mis en place à la suite de cet épisode de colmatage.

Question 3 : Du fait de cette évolution attendue, quel est le risque écotoxicique pour l'être humain et pour les espèces vivantes, notamment par bioaccumulation ?

Les rejets en mer de polluants biodisponibles, c'est-à-dire assimilables par les êtres vivants, et leur potentielle bioaccumulation dans un organe, un organisme, un réseau trophique ou un écosystème peuvent induire un risque pour la santé humaine et l'environnement. On parle de bioconcentration quand la substance est stockée dans les tissus d'un organisme vivant et que la concentration interne est supérieure à la concentration à laquelle l'organisme est exposé via son environnement (i.e. concentration dans la colonne d'eau ou les sédiments). On parle de bioamplification quand la concentration en polluant augmente dans la chaîne trophique, par transfert entre individus (prédatation jusqu'au consommateur final). La bioamplification du mercure et en particulier du méthyl mercure dans la chaîne alimentaire (poissons gros prédateurs puis l'être humain) est un exemple bien connu et très documenté.

Tableau 1 : Capacités de bioconcentration de quelques espèces marines

Métal/ espèces	cadmium	plomb	mercure
Plantes aquatiques	faible	faible	faible
Invertébrés	moyenne à forte	moyenne	moyenne à forte
- Vers	moyenne	moyenne	moyenne à forte
- Mollusques	moyenne	moyenne	moyenne à forte
(Moules)	forte	forte	moyenne
(Huîtres)	très forte	moyenne	faible
- Crustacés	forte	moyenne	moyenne à très forte
Poissons	faible	faible	moyenne à forte
- Hareng/sardine	faible	faible	faible
- Plie/sole	faible	faible	moyenne
- Bar/roussette	moyenne	moyenne	moyenne
- Espadon/thon	moyenne	moyenne	forte

Source : Ineris / AFSSA / CNRS - Synthèse OPECST- 2021 (tiré de <https://www.senat.fr/rap/l00-261/l00-261137.html>)

Le « risque écotoxicique pour l'être humain et les espèces vivantes » se traduit ici par :

- Le risque sanitaire lié à la consommation de ressources halieutiques issues du lagon Sud par la population riveraine (poissons, mollusques) ;
- Le risque environnemental c'est-à-dire les niveaux de concentrations en polluants auxquels sont exposés les espèces marines indigènes au regard de valeurs seuil d'effet.

Question 4 : L'actuel réseau de mesure des concentrations des différents polluants (dont notamment, mais pas seulement, le manganèse) est-il suffisant pour surveiller pleinement le risque de toxicité ?

La question se focalise sur le suivi physico-chimique du milieu (concentrations de polluants) avec une finalité d'évaluation du risque chimique. Il est question de « toxicité » mais le risque peut être traité à la fois sur le volet environnemental et le volet sanitaire comme dans la question précédente, et ce afin de prendre en compte le terme « pleinement ».

Afin de répondre aux problématiques explicitées ci-avant, les documents à expertiser ont préalablement été répartis selon cinq thématiques principales (Tableau 2).

Tableau 2 : Documentation évaluée pour l'expertise par thématique

Domaine expertisé	Expertise à mobiliser	Documents pré-identifiés	Question
Caractérisation physico-chimique du rejet	Physico-chimie, géochimie	MM_6, MM_23, MM_20, MM_31, MM_34, MM_36	1, 2, 4
Caractérisation écotoxicologique du rejet	Ecotoxicologie, biologie marine, évaluation de risque	MM_1, MM_2, MM_3, MM_4, MM_6, MM_11, MM_13, MM_14, MM_35	3, 4 (1)
Dispersion du rejet	hydrodynamique, modélisation	MM_4, MM_6, MM_15, MM_16, MM_25, MM_31, MM_32	1, 2
Etat de référence et suivi du milieu récepteur	Surveillance de la qualité des milieux aquatiques : physico-chimie, géochimie, écotoxicologie, biologie marine, connaissance des récifs coralliens	MM_5, MM_7, MM_8, MM_26, MM_28, MM_33, MM_36, MM_37	1, 2, 3, 4
- dont comportement et évolution des concentrations dans les sédiments	Hydrodynamique et dynamique sédimentaire, géochimie, physico-chimie,	MM_20, (MM_23), MM_24, MM_25, MM_29, MM_30	1, 2, 4
Risque pour les écosystèmes et risque sanitaire	Ecotoxicologie, Toxicologie, bioaccumulation, évaluation de risque, valeurs seuil, biologie marine	MM_4, spécifiquement MM_8, MM_9, MM_10, MM_12, MM_27, MM_28, MM_29, MM_33	3, 4

On soulignera qu'au-delà des connections entre les quatre questions, des liens et éventuels chevauchements existent avec des questions posées dans le cadre d'une ou plusieurs des six autres études prescrites à l'industriel par la DIMENC. C'est en particulier le cas avec l'étude n°6 visant à évaluer l'adéquation entre le réseau actuel de surveillance et les impacts sur l'environnement (eau, air, sol) et sanitaires générés par l'exploitation de l'usine du Sud : la réponse à la quatrième question de l'étude n°4 constitue une donnée d'entrée.

Dans une moindre mesure, les questions posées dans l'étude n°3 visant à caractériser le risque de pollution des eaux par infiltration dans le sous-sol liée au stockage des résidus dans le barrage KO2 se rejoignent et peuvent se compléter.

4 Synthèse de l'analyse critique de la documentation au regard des problématiques identifiées

4.1 Evolution des caractéristiques de l'effluent et des modalités de rejet

4.1.1 Caractérisation physico-chimique du rejet et substances d'intérêt

4.1.1.1 Paramètres réglementés dans le rejet et conditions de l'autosurveillance

Le rejet issu de l'usine de traitement des effluents (unité 285) fait l'objet d'un suivi périodique au titre de l'arrêté d'autorisation d'exploiter de l'usine.

L'ensemble des composés soumis à autosurveillance sont indiqués en Annexe 2, avec leurs valeurs limites d'émission dans le milieu marin (VLE). Parmi les 26 paramètres réglementés, les métaux sont suivis par échantillon composite à une fréquence journalière (chrome hexavalent et composés, chrome et composés, cuivres et composés, nickel et composés, zinc et composés, manganèse et composés, fer, aluminium et composés, cobalt et composés) ou hebdomadaire (arsenic, plomb et composés, étain et composés, mercure et composés, y compris méthylmercure, cadmium).

Les autorisations de dépassement des VLE pour 10% des mesures et analyses sont, comme c'est généralement le cas, de deux fois la VLE sauf pour le cas du manganèse. Depuis le 21/11/2016, des mesures complémentaires ont été fixées par l'arrêté n°2767-2016/ARR/DIMENC dit « arrêté de flexibilité » concernant les rejets de manganèse à l'émissaire. Ainsi, 12 mesures mensuelles peuvent dépasser 1 mg/L, sans dépasser 8mg/L. La valeur limite de flux se vérifie depuis cette date sur une base mensuelle et ne peut excéder 2269,2 kg/mois. La conformité du flux de manganèse est évaluée par rapport à une valeur limite d'émission cumulée mensuellement. Cette flexibilité repose notamment sur les résultats d'une étude de modélisation de la dispersion du rejet réalisée avec des hypothèses de débit nominal de 2900 m³/h et de concentration en manganèse de 1 puis 10mg/L (voir 4.1.3.4).

Une recherche de substances prioritaires et dangereuses au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) a été menée, conformément aux exigences de l'AM 98 modifié. Cette recherche a révélé la présence de nonylphénols en faibles concentrations (0,15 – 0,4 µg/L). L'hypothèse tirée de la bibliographie était que l'origine de cette substance pouvait être l'utilisation de produits de nettoyage (source Vale 2015⁴). Des investigations menées par la suite sur les différents effluents constituants l'effluent industriel n'ont toutefois pas permis d'en déterminer l'origine et les analyses n'ont plus mis en évidence ces composés.

Enfin, les traceurs chimiques des solvants du procédé sont régulièrement suivis conformément aux recommandations de la mission Ineris-Ifremer intervenue en 2013⁵ pour le compte de la Province Sud suite à la rupture de l'émissaire marin :

- Les hydrocarbures totaux (HT) : les résultats connus sont inférieurs à la limite de quantification du laboratoire.
- Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) : le bilan 2015 des émissions aqueuses (MM_36) indique la quantification des molécules 1,2,3-triméthylbenzène (10-15 µg/L) et 1,2,4-triméthylbenzène (1 µg/L) sur certains prélèvements seulement.

Avec l'arrêt de la raffinerie (unités d'extraction par solvants organiques), le suivi de ces paramètres n'est toutefois plus pertinent.

Le bilan 2021 du document MM_36 renseigne sur les conditions de l'autosurveillance les plus récentes. Celle-ci est correctement réalisée selon les exigences de l'arrêté : des contrôles qualité du matériel de prélèvement et d'analyse sont réalisés régulièrement (à noter qu'un audit aura lieu en 2022). Il a pu être

⁴ Bilan des performances de traitement- Conformité des rejets de l'unité de traitement des effluents industriels de Vale Nouvelle-Calédonie entre aout 2009 et décembre 2014 (unité 285)

⁵ Conséquences environnementales potentielles liées à la rupture de l'émissaire en mer de l'Usine Vale NC, Ineris-DSC-14-142823-00897B, 2014

relevé dans les précédents bilans quelques points nécessitant des précisions mais ceux-ci sont clarifiés dans les deux derniers bilans 2020 et 2021. Il s'agit par exemple :

- des modalités de calcul des conformités à la VLE (en cas de résultats non quantifié, le calcul était indiqué fait par rapport à la limite de détection de la méthode analytique et non par rapport à la limite de quantification, comme c'est le cas aujourd'hui),
- des informations relatives aux méthodes d'analyses utilisées et de leur performance (limite de quantification).

Concernant les prélèvements, il est précisé notamment que :

« Un échantillonneur automatique installé en novembre 2011 en sortie de la cuve 285-TNK-016 permet de contrôler des effluents qui sont envoyés vers le canal de la Havannah. Cet échantillonneur permet aujourd'hui de collecter jusqu'à 20 litres d'effluent sur 24h et l'échantillonnage est asservi au débit de rejet, produisant ainsi un échantillon composite représentatif de la qualité moyenne de l'effluent sur 24 heures. ». Ce type d'échantillonnage permet de s'assurer de la représentativité des substances effectivement rejetées.

Pour le volet analytique, les techniques utilisées sont celles en vigueur. A noter toutefois :

- Pour le chrome VI : il existe la norme NF EN ISO 18412 (2007) donc plus récente dédiée aux eaux faiblement contaminées,
- Pour la DCO : la norme NF T 90-101 (2021) est plus récente,
- Pour les dioxines et furannes : la norme EN ISO 17025 est la norme d'accréditation, ce n'est pas une norme analytique. La méthode à appliquer est celle décrite dans la norme ISO 17858.

Concernant les performances de ces techniques, on peut constater que pour certains paramètres, la limite de quantification est supérieure aux exigences de l'avis agrément du ministère de l'environnement pour le suivi des eaux résiduaires. Ces performances s'appliquent, dans le cas général, aux prestataires d'analyse en charge des contrôles de conformité. Dans le cas d'un programme de surveillance réalisé en intégralité par l'exploitant, ce qui est le cas ici, il n'est pas exigé d'atteindre ces performances. Toutefois, en l'absence d'accréditation sur un paramètre, l'exploitant est soumis à diverses procédures qui sont décrites dans le document du ministère de la transition écologique « *Guide de mise en œuvre relatif aux opérations d'échantillonnage et d'analyse de substances dans les rejets aqueux des ICPE* »⁶, mis à jour en 2022, publié suite à la révision en 2017 de l'arrêté ministériel du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation.

En cas de sous-traitance d'une partie ou de l'ensemble des analyses, les limites de quantification des couples « paramètre-matrice » doivent être inférieures ou égales à 30% des valeurs limites d'émission réglementaires applicables. Ce ratio de 30% peut donc constituer un repère, qui, pour la majorité des composés d'intérêt, est respecté par Prony.

Globalement, pour les opérations d'échantillonnage et d'analyses, il est préconisé de s'assurer régulièrement de la conformité aux exigences de ce guide.

4.1.1.2 Caractéristiques de l'effluent

L'effluent non traité issu de l'activité de Prony Resources est caractérisé, en plus de la présence d'éléments majeurs (Ca, Mg, Na, Cl, SO₄), par la présence de plusieurs métaux dits « toxiques » en faibles quantités (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Cr et Cr VI), et par des concentrations plus élevées que les autres métaux en manganèse (le manganèse est naturellement présent dans le minerai à des concentrations élevées). La production génère en effet des quantités de Mn importantes dans l'effluent et la proposition de limite de rejet à 100 mg/L faite pour ce paramètre lors de la demande d'autorisation d'exploiter a suscité des oppositions lors de la phase de consultation publique (MM_4). Un système de traitement spécifique pour la précipitation du Mn a alors été proposé et mis en place lors de l'exploitation : il s'agit d'une ligne de SO₂/air, telle que recommandée par Massabuau et al (MM_4) « Ce

⁶ https://aida.ineris.fr/sites/aida/files/guides/Guide_echantillonnage_substances_eau_ICPE_VF_02_2022.pdf

procédé, en cours de développement et d'optimisation, est à même de réduire les teneurs en manganèse total (dissous plus particulaire) à des valeurs inférieures à 10 mg/l. (...) » « 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. ».

Les caractéristiques physico-chimiques du rejet traité sont présentées dans le cadre de plusieurs études, notamment celles relatives à l'évaluation de la toxicité de l'effluent (MM_4, MM_6, MM_13). De par leur ancienneté, elles ne sont probablement plus représentatives de la situation actuelle du fait du changement dans la production et des modalités de traitement de l'effluent. Comme souligné plus loin dans la section 4.1.2.2, une mise à jour des études d'écotoxicité semble nécessaire.

Dans l'étude MM_6, il s'agissait d'un effluent reconstitué pour l'évaluation du risque chimique sur deux organismes marins testés en laboratoire. L'étude MM_13, dont l'objectif était de définir un programme d'évaluation de la toxicité de l'effluent, documente largement la composition du rejet pour les paramètres jugés le plus pertinents (Al, Fe, Ca, Cu, Mn, Co, Cr, Ni, SO₄, Zn et pH) par la présentation de statistiques sur les concentrations de ces composés à partir de données de suivi fournies par Vale NC pour la période du 01/02/2012 au 07/05/2014 (arrêt de l'usine à cette date suite à un déversement accidentel d'acide dans le Creek de la Rade Nord).

Les principales caractéristiques du rejet sont rappelées dans le document relatif aux travaux des réparations définitives de l'émissaire marin, février 2015 (Tableau ci-dessous extrait de la page 14 du document MM_32). Toutefois, il n'est pas précisé quelles sont les données qui ont permis d'établir ces caractéristiques qui présentent des intervalles de concentrations, *a priori* moyennes.

Le rapport sus-cité affirme que « *Aucune modification par rapport au dossier initial déposé au mois de juin 2007 n'a été apportée sur ce point précis. Les conclusions de la contre-expertise scientifique mandatée par le Comité d'Information de Concertation et de Surveillance sur les Impacts Environnementaux de la province Sud sont toujours valables.* ».

Tableau 3 : Caractéristiques de l'effluent liquide rejeté en mer (selon Vale NC 2015, MM_32)

Effluent traité rejeté en mer	
pH : 6,5 - 7	Masse volumique : 1016 kg/m ³
Etat physique : Liquide	Point d'ébullition : 100°C
Point éclair : NA	Température d'autoinflammation : NA
Composition :	
DCO : 10 à 50 mg/L DBO : 1 à 5 mg/L MES : 10 mg/L Nitrates + nitrites : 1 à 2 mg/L SO ₄ ²⁻ : 7,6 à 23 g/L, Cl ⁻ : 800 à 2100 mg/L CN ⁻ < 0,004 mg/L Cd : 0,0003 mg/L Pb < 0,001 mg/L As : 0,001 mg/L Cr : 0,02 à 0,1 mg/L Cr VI : 0,01 à 0,04 mg/L Hg < 0,0001 mg/L	Se < 0,01 mg/L Fe : 0,2 à 1 mg/L Cu : 0,001 mg/L Zn : 0,02 à 0,5 mg/L Mn : 0,3 à 0,8 mg/L Ni : 0,05 à 0,2 mg/L Co : 0,02 à 0,08 mg/L Al : 0,1 à 0,3 mg/L Sn < 0,001 mg/L Si : 0,5 à 2,5 mg/L Ca : 580 à 650 mg/L Na : 500 à 1200 mg/L Mg : 1,5 à 3,9 g/L

4.1.1.3 Informations sur la stabilité de l'effluent

La dureté (présence de calcium et de magnésium exprimée en mg/L de CaCO₃), le pH, le carbone organique dissous ou d'autres paramètres liés à la qualité de l'eau affectent la biodisponibilité des métaux. Il est donc important que ces paramètres soient optimisés et stables. Le bilan des performances de l'unité 285 de traitement des effluents réalisé entre 2009 et 2014 et le bilan annuel des émissions

aqueuses 2015 semblent confirmer une certaine stabilité de l'effluent jusqu'à 2015. Il ne fait apparaître que quelques non-conformités au niveau du respect de VLE pour les métaux d'intérêt à l'exception toutefois du manganèse.

On compte 59 dépassements et 18 valeurs supérieures au double de la VLE. L'origine de ces dépassements est liée à la difficulté à maintenir un pH élevé permettant la précipitation des métaux. Plusieurs défauts sont signalés comme le défaut d'alimentation en chaux, et les difficultés à maintenir le procédé de traitement par SO₂/air opérationnel. Ces dépassements sont confirmés dans le suivi 2015 (jusqu'à 13% de non-conformité en mai et 10% en septembre), avec une légère amélioration selon Vale NC. Sur la période 2015, des non-conformités pour le Ni et le Zn sont également relevées. Là encore, les difficultés semblent liées au maintien d'un pH satisfaisant pour le traitement du Mn, qui a également un impact sur le traitement d'autres métaux.

En 2015 Vale-NC a fait une demande de modification de son arrêté d'autorisation pour permettre d'augmenter le nombre de dépassements mensuels autorisés de manganèse pour faciliter la vidange des eaux surnageantes du parc à résidu de la Kwé Ouest (KO2), en lien avec la mise en œuvre du projet d'assèchement des résidus miniers par filtration (Projet LUCY). Cette autorisation a été accordée par l'arrêté n° 2767-2016/ARR/DIMENC du 21 novembre 2016 accompagnée d'un renforcement de la surveillance dans le champ proche de l'émissaire (MM_31).

« Au préalable, une étude hydrodynamique (Drouzy, et al. 2015) a été réalisée afin d'appréhender les conséquences qu'engendreraient une modification de la concentration initiale en Mn sur l'évolution spatiale et temporelle des taux de dilution. Suite à l'étude hydrodynamique, l'autorisation a été actée par l'arrêté n° 2767-2016 / ARR / DIMENC du 21 novembre 2016. Conformément à l'article 3 de l'arrêté, un programme de suivi supplémentaire a été lancé en décembre 2016 ; il impliquait une surveillance renforcée du champ proche du diffuseur dans l'objectif de mesurer les concentrations en manganèse (Mn) et nickel (Ni) dans la couche profonde, afin de se conformer aux obligations qui garantissent l'innocuité du rejet sur les biotes vivants de manière permanente dans cet habitat. »

Les difficultés de traitement du manganèse (régulation du débit de SO₂/Air, pertes de contrôle de la pression de la ligne SO₂/air, déséquilibre entre le ratio SO₂/air entraînant un mélange plus réducteur) se sont poursuivies après 2016. L'industriel nous a expliqué que le SO₂ nécessaire au traitement du manganèse par le procédé SO₂/air était produit sur place, à l'usine d'acide sulfurique. Des difficultés techniques d'acheminement en SO₂ de l'usine d'acide sulfurique vers l'unité de traitement des effluents (raisons climatiques) ont nécessité une amélioration du circuit qui a empêché son utilisation pendant une longue période et par la suite.

Ces éléments ont conduit l'industriel à substituer complètement le traitement au SO₂ par de la chaux

Les citations ci-dessus et l'expertise MM_4 semblent démontrer que ce traitement est plus difficile à maintenir. Une des conséquences du traitement du manganèse par de la chaux est par ailleurs l'augmentation de la formation de croûtes de gypse qui sont entraînées dans l'émissaire marin et ont conduit en 2018 à l'obstruction d'une partie des orifices du diffuseur (MM_25) (cf section 4.1.3).

Enfin, en 2019, une modification de la production a eu un impact sur le traitement de l'effluent et ses caractéristiques. Le document MM_34 (MEMORANDUM - Objet : Mise en sommeil de la raffinerie – Impact sur le traitement des effluents) établit un suivi des principaux polluants entre janvier 2019 et octobre 2020, période de transition entre la mise en sommeil de la raffinerie (arrêt total en mai 2020) et la montée en puissance de l'activité de production du NHC.

L'industriel indique toutefois que l'arrêt de la raffinerie « a permis de stabiliser le procédé de traitement des effluents (diminution du « stress chimique ») et d'améliorer la performance opérationnelle ». La formation de croûtes de gypse est diminuée mais toujours présente « Enfin, nous notons une diminution de la production de solides au niveau de l'ALN, qui passe de 56 t/h à 34 t/h depuis la mise en sommeil de la raffinerie, ce qui est positif. La formation de gypse n'est plus que de 66%, contre 77% auparavant, le reste étant des hydroxydes métalliques précipités ».

Il apparaît cependant que les modifications apportées ont entraîné une augmentation des concentrations en sulfates avec des concentrations attendues respectivement de l'ordre de 10 à 30 g/L dans le parc à résidus et de 7 à 23 g/L dans l'effluent marin (page 5). De même pour le magnésium, dont l'augmentation des concentrations est corrélée à celle des sulfates. Les concentrations en sodium ont quant à elles diminué (à cause de l'arrêt de l'opération des FBR et unité 275). Il est indiqué par l'industriel que les concentrations en autres métaux, notamment le manganèse ne sont pas impactées par le changement. Des variations des teneurs en manganèse sont toutefois observées avec des pics allant jusqu'à 11 mg/L en juin 2020 et plus marginalement pour les matières en suspension (MES), le

zinc, le nickel et le Cr (VI). A priori, il n'y aurait pas de concentrations supérieures à la limite de quantification pour les métaux les plus bioaccumulables (Hg, Cd, Pb).

Au regard des informations étudiées, nous retiendrons que les difficultés liées au traitement du Mn ne sont pas totalement réglées à ce jour, pouvant conduire à des concentrations en Mn supérieures aux concentrations autorisées et pouvant entraîner une augmentation des concentrations d'autres métaux rejetés tels que le Ni et le Zn. Les variations des paramètres physico-chimiques principaux (pH, Ca) peuvent par ailleurs modifier la biodisponibilité des métaux présents dans l'effluent.

Les suivis du rejet de 2016 à 2021 (MM_36) confirment une difficulté à maintenir le pH dans les conditions exigées. En revanche, pour les autres paramètres réglementés, les non-conformités en concentration sont peu nombreuses (quelques dépassements pour le Cr VI et les MES), avec toutefois une dégradation notable pour le Mn en 2016 (96.8% de conformité en 2015 contre 93.5% en 2016) qui n'est plus observée à partir de 2017 avec les *conditions de l'arrêté de flexibilité de 2016*, et quasiment nulles en ce qui concerne les flux maximaux.

4.1.2 Caractérisation écotoxicologique du rejet

Grâce à l'expertise existant localement, Vale NC a initié différents projets de recherche visant à développer des outils de caractérisation écotoxicologique privilégiant les espèces biologiques indigènes, et réputées représentatives des espèces propres aux lagons du Grand-Sud néocalédonien. Ces études de caractérisation ont été menées par l'exploitant préalablement à la mise en fonctionnement de l'usine et jusqu'à la fin de l'année 2014 (documents MM_2, MM_6, MM_11, MM_13, MM_14, MM_35). Dans ce cadre, différentes batteries de bioessais, intégrant des espèces représentatives de la zone susceptible d'être affectée par le rejet, ont été appliquées sur :

- un effluent issu d'un pilote de l'usine (2002),
- un effluent reconstitué, simplifié dont les concentrations en métaux correspondaient à la composition de l'effluent de référence (validé en 2007),
- deux prélèvements d'effluent en novembre 2013,
- un prélèvement de l'effluent en octobre 2014.

La documentation disponible et les échanges ultérieurs avec Prony Resources ont permis de confirmer qu'il n'existe pas d'éléments plus récents relatifs à l'évaluation de l'écotoxicité de l'effluent à l'aide ces outils biologiques.

Les travaux initiés par l'IRD (MM_6), complétés par ceux du CNRT (MM_35) ont conduit, en premier lieu, à identifier un certain nombre d'espèces-cibles autochtones, représentatives des différents biotopes de la zone susceptible d'être impactée par les rejets.

Compte tenu d'une part de la disponibilité de protocoles normatifs validés sur des espèces similaires, et d'autre part d'une utilisation déjà effective de ce type d'outils pour la caractérisation de rejets industriels s'inscrivant dans un plan suivi environnemental, le choix des groupes taxonomiques et des critères d'effet considérés est apparu argumenté, et pertinent.

Si le choix des tests d'embryo-toxicité sur larves d'échinodermes et de mollusques bivalves ainsi que les essais d'inhibition de la croissance de microalgues n'entraîne pas de remarques particulières, les différents documents à disposition font, en revanche, apparaître des évolutions et ajustements techniques dans le choix des espèces au fur et à mesure des différentes études sans que ces derniers soient clairement argumentés (Tableau 4). C'est par exemple le cas du pétoncle *Bractechlamys vexillum* qui a été abandonné malgré le fait qu'il se soit révélé comme l'espèce la plus sensible lors de la phase de développement des essais (IRD 2009).

Tableau 4 : Bilan comparatif des différentes espèces utilisées pour caractériser l'écotoxicité de l'effluent

	Etude IRD (2009)		Etude CNRT ADIIP (2013)	Etude AEL/AQUABIOTEC (2013)		Etude AEL/AQUABIOTEC/CSIRO (2014)
	Mise au point des essais	Essais métaux + Solution pluri-métallique	Mise au point des essais	Effluent composite 12/11/2013	Effluent composite 13/11/2013	Effluent composite 07/10/2014
<i>Nitzschia closterium</i>		X				
<i>Isochrysis sp</i>	X	X				
<i>Isochrysis galbana</i>						X
<i>Tetraselmis sp.</i>	X					
<i>Chaetoceros sp.</i>	X					
<i>Tridacna maxima</i>	X	X	X			X
<i>Hippopus hippopus</i>			X			
<i>Saccostrea echinata</i>						X
<i>Saccostrea cuculla</i>			X			
<i>Diadema setosum</i>	X	X ¹	X	X	X	
<i>Echinometra mathaei</i>			X			X
<i>Bractechlamys vexillum</i>	X	X ¹				
<i>Mimachlamys gloriosa</i>	X	X ¹				
Coraux (Scléractiniaires)	X					
<i>Stylophora pistillata</i>						X

1 : uniquement essais métaux individuels

L'examen des différents documents disponibles montre qu'il n'existe pas à ce jour de stratégie expérimentale établie pour la caractérisation de l'écotoxicité de l'effluent prenant en compte la complémentarité des différents essais.

L'orientation retenue d'utiliser des organismes autochtones, si elle présente l'avantage d'augmenter la représentativité des résultats obtenus, peut entraîner à l'inverse :

- des contraintes sur la disponibilité et la maîtrise des organismes,
- de réelles difficultés de planification des essais par les laboratoires prestataires par rapport aux campagnes de mesures,
- la nécessité de maîtriser l'évolution du ou des échantillons pendant leur période de conservation avant la réalisation des essais.

4.1.2.1 Pertinence des protocoles expérimentaux mis en place et applicabilité des outils

Les commentaires ci-dessous ont été établis en considérant la dernière batterie d'essais, qui représente la seule batterie utilisée pour caractériser l'écotoxicité d'un rejet réel (AEL, 2015 ; AQUABIOTEC 2015) :

- Essai d'inhibition de la croissance de l'algue *Isochrysis galbana*⁷,
- Essais de toxicité embryo-larvaire sur trois espèces de mollusques bivalves : *Tridacna maxima* ; *Hippopus hippopus*, *Saccostrea equinata*¹,
- Essais de toxicité embryo-larvaire sur deux espèces d'échinodermes : *Diadema setosum* ; *Echinometra mathaei*,
- Essai de toxicité sur planula de corail (*Stylophora pistillata*).

⁷ Essais réalisés au CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation)

4.1.2.1.1 *Essais d'inhibition de la croissance de l'algue Isochrysis galbana et de toxicité embryo-larvaire sur l'huître Saccostrea equinata*

Les essais d'inhibition de la croissance de l'algue *Isochrysis galbana* et de toxicité embryo-larvaire sur l'huître *Saccostrea equinata* sont sous-traités au CSIRO en Australie. Ces méthodes d'essai sont référencées par l' « Australian and New Zealand Environment and Conservation Council » (ANZECC) dans le document « Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality »⁸ ; elles font l'objet d'une utilisation régulière depuis de nombreuses années à la fois pour la caractérisation des dispersants pétroliers (e.g. Ecotox Services Australasia, 2012, Ecotox Services Australasia, 2013) et dans le cadre de la caractérisation des rejets d'installations industrielles (e.g. Hydrology Pty, Ltd, 2006 ; RPS, 2008). Les protocoles expérimentaux sont éprouvés et n'appellent pas de remarques particulières.

4.1.2.1.2 *Essais de toxicité embryo-larvaire sur mollusques bivalves et échinodermes*

Ces essais reposent sur des protocoles consensuels qui ont fait l'objet d'une normalisation sur des espèces similaires : AFNOR XP T90-382 et ISO 17244 pour les mollusques bivalves, ASTM E1563-98 pour les échinodermes. Toutefois, ces essais ont fait l'objet d'adaptations de leurs protocoles dans le cadre des essais pour Vale NC, notamment un réactif biologique spécifique, un choix des conditions expérimentales (température, salinité...) pour être représentatifs de l'environnement néo calédonien. Ces modifications apparaissent comme majeures et doivent donc faire l'objet d'une évaluation de leur influence sur la conduite des essais et sur les critères retenus pour la validation des résultats obtenus.

Deux espèces ont été sélectionnées pour chaque groupe taxonomique afin de couvrir les deux saisons, caractéristiques de la zone intertropicale néo-calédonienne et d'être représentatives de différents écosystèmes du lagon néo-calédonien⁹. Toutefois, aucune étude comparative sur l'écotoxicité des différents métaux sur les deux espèces de bivalves n'est disponible. Ces dispositions, si elles ont l'avantage de gagner en représentativité, ont comme contrainte de ne pas permettre d'envisager un protocole de suivi constant de l'écotoxicité de l'effluent au cours de l'année rendant l'exploitation des résultats plus complexe.

En ce qui concerne les échinodermes, des données pouvant faire l'objet d'une comparaison ont été générées (MM_35). Elles sont toutefois limitées (i.e., deux essais par espèce). Ces résultats mettent en évidence une différence de sensibilité pour le cuivre (facteur 3 entre les valeurs de CE 50) et le cobalt (facteur 2,2 entre les valeurs de CE 50) ainsi qu'une forte variabilité dans le cas du manganèse entre les deux répétitions pour les deux espèces (facteur ≈ 7 entre les valeurs de CE 50). Ces données comparatives apparaissent encore donc insuffisantes pour juger d'une éventuelle équivalence de réponse entre ces deux espèces dans le cadre d'un suivi annuel.

Les documents analysés (MM_13, MM_14, MM_35) précisent que les organismes sont prélevés *in situ* pendant leur période de maturité sexuelle théorique. Ces documents ne fournissent pas d'information sur la prise en compte du degré sanitaire des organismes, sur le nombre de géniteurs prélevés et sur celui utilisé pour l'obtention des gamètes mais ces informations sont disponibles dans le document MM_6. Il conviendrait de standardiser cette phase préalable à la réalisation de l'essai, *a minima* sur le nombre de couples de géniteurs utilisés pour l'obtention des gamètes. Des préconisations sont intégrées dans les textes normatifs à ce sujet, par exemple :

- un couple pour les bivalves (ISO 17244),
- la prise en compte de trois couples au minimum pour les échinodermes ou la combinaison des ovocytes d'au minimum trois femelles (ASTM 1563-98), le regroupement des gamètes d'au minimum trois géniteurs mâles et de trois femelles en l'absence de prétest pour déterminer le rapport spermatozoïde/œuf optimal pour les échinodermes (Environnement Canada SPE 1/RM/27).

De façon générale, les documents examinés présentent les protocoles expérimentaux utilisés de façon trop succincte, rendant difficile l'évaluation de leur adéquation avec les protocoles normatifs auxquels ils font référence. A titre d'exemple, le protocole ISO 17244 fixe un certain nombre d'exigences telles que :

⁸ <http://www.environment.gov.au/topics/water/publications-and-resources/water-quality>

⁹ Suivi réalisables seulement en saison chaude pour la plupart des espèces en raison de contraintes physiologiques de maturité des gonades (source J-M Fernandez, AEL)

- la durée maximale (60 minutes) à ne pas dépasser pour initier la fertilisation (cette limite est précisée uniquement dans le document MM_6),
- les conditions appliquées pour éviter la polyspermie,
- le taux minimal de fertilisation (90 %) à atteindre pour pouvoir lancer l'essai,
- le stade de développement maximal (quatre cellules) avant lequel la phase de lancement de l'essai doit être réalisée.

Il apparaît donc indispensable de décrire avec précision les étapes du protocole mis en œuvre pour la réalisation des essais d'embryo-toxicité selon le même formalisme que les protocoles normatifs afin de permettre la transférabilité de ces méthodes, adaptées aux espèces indigènes et de faciliter à terme la comparaison des résultats entre les différentes campagnes de mesures. Il convient également d'ajuster les critères de validité des protocoles normalisés aux espèces retenues afin :

- de conserver une réelle pertinence pour la mise en évidence d'une non-conformité du réactif biologique utilisé,
- d'améliorer l'aspect discriminant de l'essai.

Ainsi, dans les cas des essais sur échinodermes, un taux d'anomalie moyen inférieur à 30 % est retenu dans les récipients témoins pour valider l'essai. Les résultats disponibles dans les différents rapports montrent que ce taux apparaît surestimé et qu'il conviendrait de l'abaisser (taux d'anomalies moyen $12,3\% \pm 1,5\%$ (AEL, 2013) ; $2,6\% \pm 1,5\%$ (MM_14)).

Concernant le suivi du réactif biologique, il convient d'établir, pour chacune des espèces, une carte de contrôle pour la substance de référence (CuSO_4) à partir des données historiques afin de pouvoir définir la gamme de concentrations acceptable délimitant la sensibilité du réactif biologique concerné, et de ne pas se référer à la norme AFNOR XP T90-382 qui n'est appropriée que pour les espèces *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* ou *galloprovincialis*. Dans ce cadre, en considérant les résultats présentés dans le rapport AQUABIOTECH 2015 (MM_14), il apparaît nécessaire de revoir les concentrations utilisées pour déterminer ces valeurs de CE50 afin d'augmenter la précision sur cette valeur pour les deux groupes taxonomiques considérés.

4.1.2.1.3 *Evaluation de la viabilité des planulas de corail*

Le protocole expérimental mis en œuvre se trouve à un stade de développement moins avancé que les autres tests retenus. Les résultats d'un seul essai, réalisé lors de la campagne d'octobre 2014, sont présentés (MM_13). Sur la base de ces seules informations, il semble difficile de se prononcer sur la robustesse de cet essai et sur son intérêt dans le cadre de la caractérisation de l'écotoxicité de l'effluent. En revanche, la difficulté d'obtention du réactif biologique et sa disponibilité très restreinte au cours de l'année (e.g. une seule ponte annuelle, une période de ponte théorique très courte (MM_13)) apparaissent comme des fortes contraintes à son éventuelle application routinière.

4.1.2.2 *Evaluation de l'écotoxicité de l'effluent et représentativité par rapport au rejet réel*

Deux études de caractérisation de l'effluent (novembre 2013 ; octobre 2014) et une étude sur une solution pluri-métallique saline (Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn) ont été réalisées jusqu'à présent. Sur la base des documents analysés, les caractéristiques physico-chimiques ne sont pas disponibles pour les effluents prélevés en novembre 2013. En ce qui concerne la campagne d'octobre 2014 (MM_13), les valeurs mesurées¹⁰ sont assez proches des valeurs moyennes mesurées sur la période février 2012 – mai 2014 à l'exception d'une teneur plus élevée en magnésium (1675 pour 1021 mg/L), sulfates (7880 pour 5126 mg/L), manganèse (0,62 pour 0,4 mg/L) et une concentration moindre en nickel (0,23 pour 0,37 mg/L). En prenant comme base la période août – décembre 2014 (période au cours de laquelle il a pu y avoir des difficultés à maintenir le traitement), la composition de l'effluent se caractérise par des valeurs supérieures en potassium, sodium, chlorures, manganèse et nickel par rapport à la valeur moyenne durant cette période (respectivement 33,6 pour 16,5 mg/L ; 745 pour 424 mg/L ; 1220 pour 740 mg/L ; 0,62 pour 0,53 mg/L ; 0,23 pour 0,095 mg/L).

¹⁰ Les comparaisons ont été effectuées sur la base des analyses effectuées par Vale-NC

Le tableau 2 reprend les données d'écotoxicité disponibles exprimées sous forme de dilution de l'échantillon entraînant un effet sur 10 % la population testée en fonction du paramètre mesuré (DE 10). Il fait ressortir l'hétérogénéité des données disponibles, déjà mentionnée précédemment, compte tenu de l'évolution dans le choix des espèces entre les différentes études.

En se focalisant sur la campagne d'octobre 2014 au cours de laquelle un nombre significatif d'essais a été réalisé, l'essai de toxicité embryo-larvaire sur *Echinometra mathaei* apparaît comme le plus sensible avec une DE 10 équivalente à 94. En fonction de la dispersion du panache généré par le diffuseur pour cette période de fonctionnement, ce taux de dilution était atteint à une distance inférieure à 4 m. Les autres essais se répartissent ensuite de la façon suivante : *T. maxima* > *S. pistillata* > *S. echinata* > *I. galbana* (Tableau 5).

Tableau 5 : Bilan des résultats de caractérisation de l'écotoxicité de l'effluent

	Solution pluri-métallique	Effluent composite 12/11/2013	Effluent composite 13/11/2013	Effluent composite 07/10/2014
<i>Nitzschia closterium</i>	DE 10 < 1			
<i>Isochrysis sp</i>	DE 10 < 1			
<i>Isochrysis galbana</i>				DE 10 : 1,7
<i>Tridacna maxima</i>	DE 10 < 1			DE 10 : 24
<i>Hippopus hippopus</i>				
<i>Saccostrea echinata</i>				DE 10 : 8,3¹ DE 10 : 13
<i>Diadema setosum</i>		DE 10 : 14,1	DE 10 : 38,5	
<i>Echinometra mathaei</i>				DE 10 : 94
<i>Stylophora pistillata</i>				DE 10 : 14

1 : Essai CSIRO ; Aucun test mis en œuvre pour les cases grises.

Ces résultats et le positionnement respectifs des tests les uns par rapport aux autres sont toutefois à prendre avec précaution du fait de la durée de conservation de l'effluent avant la réalisation des essais. Celle-ci s'est en effet échelonnée entre 14 jours (pour l'essai sur *E. mathaei*) et 42 jours (pour l'essai sur *T. maxima*) à une température de 4°C pour les essais dont les résultats sont disponibles. Pour pallier ces durées de conservation importantes, qui ne sont pas en cohérence avec les exigences habituelles, une étude de vieillissement a été effectuée en parallèle. Celle-ci a été basée, pour l'essentiel, sur la mesure des éléments majeurs et les métaux par ICP-OES. Cette technique, qui permet de doser les éléments totaux présents, ne renseigne en aucun cas sur une modification de leur spéciation. Les informations disponibles ne sont donc que partielles et ne permettent pas de statuer sur une stabilité chimique de l'effluent testé pour les différents essais. Il est cependant utile de mentionner que l'essai le plus sensible est celui pour lequel l'effluent a été conservé le moins longtemps à 4°C.

L'analyse des différents documents fournis ne permet pas encore de statuer sur une proposition de protocole de caractérisation de l'écotoxicité du rejet. Les données disponibles sont en effet trop hétérogènes et insuffisantes en nombre ; elles traduisent, à ce stade, une absence de stratégie expérimentale élaborée et de réflexion sur la complémentarité des différents essais mis en œuvre.

Les échanges avec Prony Resources ont confirmé que l'effluent ne faisait plus l'objet d'une caractérisation écotoxicologique depuis fin 2014 et qu'il n'existaient plus les élevages et infrastructures permettant de réaliser ces essais en Nouvelle-Calédonie. Ceci est regrettable car la caractérisation écotoxicologique des effluents est reconnue comme complémentaire des approches écologiques, qui concernent le plus souvent l'évaluation de l'abondance et de la diversité de certaines espèces. En effet, les approches écologiques reflètent les effets de stress environnementaux globaux et ne permettent pas d'alerter sur un changement brusque de la composition chimique de l'effluent et de son impact potentiel sur le milieu, à l'inverse des essais d'écotoxicité sur les effluents, car les effets observables à ces niveaux d'organisation s'établissent à des échelles de temps long (plusieurs mois ou années). Les essais d'écotoxicité sont désormais reconnus comme l'une des meilleures techniques disponibles (MTD) pour la surveillance des émissions dans l'eau pour les systèmes communs de traitement/gestion des effluents aqueux et gazeux dans le secteur chimique pour la surveillance des émissions dans l'eau.

4.1.2.3 Utilisation des données écotoxicologiques générées dans une approche d'évaluation de risques liés au rejet sur le milieu récepteur

En complément du développement de méthodes biologiques de surveillance quantitative et qualitative du milieu marin dans la zone d'impact potentiel de l'usine en utilisant des espèces marines locales et d'évaluer la toxicité potentielle du futur effluent, le document MM_6 (IRD, 2009) présente également une évaluation des risques élaborée selon les principes du Technical Guidance Document (TGD, ECB, 2003) pour les substances chimiques. Celle-ci a été réalisée sur la base d'un effluent reconstitué (« solution plurimétallique ») et a considéré deux essais d'écotoxicité : un essai d'inhibition de la croissance d'algues marines (*Nitzschia closterium* et *Isochrysis sp.*) et un test de toxicité embryo-larvaire sur une espèce de bivalve (*Tridacna maxima*).

Les conclusions de l'évaluation sont rappelées ci-après : « *Ces tests (sur algues et invertébrés) ont permis l'obtention de deux valeurs de NOEC (No Observed Effect Concentration) identiques, exprimées en termes de dilution, soit une dilution de 1:1 ou 100 %. Cette valeur indique que le mélange non dilué n'est pas toxique pour les organismes testés. La NOEC est donc égale à la PEC (Predictive Environmental Concentration). Cependant, selon le principe de précaution sur lequel se base le TGD, cette NOEC doit être corrigée par le facteur d'extrapolation approprié, dans notre cas cinq cents (deux NOEC avec deux groupes taxonomiques et trophiques différents). La NOEC étant dans notre cas une dilution et non une concentration, le résultat de cette caractérisation du risque est donc que l'effluent brut sortant de l'émissaire doit être dilué d'au moins cinq cent fois afin de ne pas induire d'effet toxiques indésirables pour l'environnement marin* ».

Les données d'écotoxicité disponibles sont donc très limitées (deux résultats) et ne permettent pas de définir une PNEC (Predicted No Effect Concentration) nécessaire à la réalisation d'une évaluation des risques pour le milieu marin selon les recommandations des documents de référence. De ce fait, la considération d'un facteur d'extrapolation de 500, fondé sur l'évaluation des risques présentée dans le document MM_6 ne peut être considérée comme pertinente au regard de l'état de l'art dans ce contexte.

Les données ultérieures disponibles sur la composition de l'effluent ont montré que l'effluent reconstitué dans le cadre de cette étude, initiée en 2009, ne pouvait être considéré comme représentatif d'un rejet moyen actuel et qu'il était loin de représenter un rejet pire-cas au regard des données actuelles ; ce qui peut donc questionner sur la représentativité de l'absence d'effets observés sur l'effluent non dilué. Cette absence d'effet n'a pas été confirmée lors des essais réalisés en 2014 sur effluent réel. De plus, l'évaluation de risques a été menée sur la base de deux NOEC uniquement, dont l'une a été obtenue avec un essai de toxicité embryo-larvaire 48h (ASTM 2004) qui n'est pas retenu comme un essai de toxicité chronique dans le cadre des évaluations de risques réglementaires.

Le document MM_31 propose également une approche de type évaluation des risques des substances chimiques en comparant directement les données de concentrations maximales en métaux dissous mesurées dans le champ proche du diffuseur aux valeurs de CE₁₀ obtenues sur trois espèces présentes dans le lagon de Nouvelle-Calédonie (le bénitier *Tridacna maxima*, le pétoncle *Mymachlamys gloriosa* et le pétoncle *Bractechlamys vexillum*). Cette approche a été déclinée pour les deux périodes : le suivi initial (2010 – 2015) et le suivi renforcé (2016 - 2020), mais uniquement pour le manganèse et le nickel pour cette dernière période.

Cette approche, comme celle conduite dans le document MM_6, comporte de nombreux écarts par rapport au déroulement de la méthodologie européenne¹¹, ce qui conduirait à modifier significativement les conclusions de l'évaluation si la méthodologie était appliquée de façon stricte. Les principales limitations sont rappelées ci-après :

- les trois espèces, même si elles sont représentatives du milieu récepteur, n'appartiennent qu'à un seul niveau trophique,
- les essais sont classés dans la catégorie des tests embryo-larvaires court terme et à ce titre, la valeur de PNEC devrait être dérivée sur la base des CE₅₀ affectées d'un facteur d'extrapolation à affiner sur la base des données disponibles. Il conviendrait donc de compléter le jeu de

¹¹ TGD, ECB, 2003 remplacé par un corpus de document pour REACH à partir de 2008, sans que les principes généraux soient fondamentalement modifiés (ECHA, 2008, *Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. pp. 65*).

données avec des valeurs d'écotoxicité sur d'autres niveaux trophiques : producteurs primaires, poissons pour pouvoir dérouler la démarche dans sa globalité.

Ces deux études montrent que l'approche européenne d'évaluation des risques pour les substances chimiques, si elle est proposée pour caractériser le risque lié au rejet en complément des suivis populationnels, souffre d'une mise en œuvre méthodologique non satisfaisante.

4.1.3 Dispersion du rejet et modélisations appliquées

4.1.3.1 Développement du modèle et hypothèses

Dans le cadre de la demande initiale d'autorisation d'exploiter par Goro Nickel, une modélisation de la dispersion de l'effluent rejeté en mer avait été réalisée. Celle-ci a fait l'objet d'une 1^{ère} analyse critique dans un rapport de 2002 de l'Ineris (MM_1) complété en 2003 (MM_3) qui s'est accompagné de recommandations pour améliorer les résultats de cette modélisation. Les recommandations portaient principalement sur l'amélioration de la caractérisation de l'état initial, d'information sur les temps de résidence en champ proche et lointain et l'utilisation d'un modèle 3D pour la dispersion du panache de l'effluent.

Suites aux études engagées pour répondre à ces recommandations, une nouvelle expertise a été réalisée en 2006 par Massabuau *et al* (MM_4) qui avait pour objectif de « *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.* ».

Les recommandations issues de cette contre-expertise insistaient de nouveau sur la nécessité d'améliorer la connaissance de la courantologie du canal de la Havannah, en particulier via une évaluation du temps de résidence des masses d'eau (vitesse débitante) (...). Il est également indiqué que « *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.* »

Les études menées sur la base de ces recommandations ont permis de disposer d'une bonne caractérisation de l'état initial, éléments indispensables pour la pertinence des modélisations. Il en ressort toutefois des besoins de précisions et compléments notamment sur la modélisation des concentrations en champ proche et l'impact sur le champ éloigné, et sur la prise en compte des formes particulières.

Afin de répondre aux recommandations sur la modélisation de l'effluent, l'IRD a enrichi et utilisé un outil de prédiction développé par l'Ifremer en 1991 : le modèle hydrodynamique côtier MARS-3D.(programme prédictif IRD 2006-2009).

Ce modèle « *a donc été construit sur toute la zone marine d'influence potentielle de la mine et du port de Vale, permettant la simulation de la dynamique locale des masses d'eau, mais aussi la dispersion, réelle ou fictive, de matière dissoute ou particulaire à partir d'un point source.* » (MM_25, « Synthèse (2010-2020) des études de modélisation hydrodynamique et de dispersion », AEL 2021). Il a été adapté aux conditions locales et validé en 2008. Ce modèle a été repris par AEL et adapté pour mener à bien les modélisations sur la dernière décennie et en faire un outil d'aide à la décision pour l'industriel.

La synthèse du programme prédictif 2006-2009 résume bien les résultats obtenus. Les mécanismes de circulation des masses d'eau entre l'océan ouvert et le lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie sont correctement documentés. Une « frontière hydrodynamique » qui divise longitudinalement en deux les eaux du Canal de La Havannah a été mise en évidence.

Si le programme conclut à une forte dilution de l'effluent à l'endroit du diffuseur due aux marées, à une absence de phénomènes de « lentilles de surconcentration » avec des facteurs de dilution inférieurs à 5000, et une absence de dépôts sédimentaires potentiellement contaminés par les métaux de l'effluent en contact, les hypothèses de calculs méritent une attention.

Le **facteur de dilution** considéré comme acceptable utilisé pour l'ensemble des études est de 5000 à 350 m du diffuseur. Il s'appuie sur une concentration maximum dans l'effluent en manganèse de 1 mg/L, la valeur limite d'émission autorisée en sortie du diffuseur. Ce facteur doit assurer un niveau de concentration dans le rejet équivalent à celui du milieu récepteur (en dehors de la zone de dilution). Le **Mn dissous** est considéré comme conservatif dans le milieu et est donc utilisé dans les différentes simulations comme traceur.

Or l'utilisation d'une concentration maximale de 1 mg/L de Mn dans l'effluent pour les modélisations peut être considérée comme une hypothèse d'entrée favorable au regard de l'autorisation de dépassement 10% du temps sur une période mensuelle de cette concentration de 2 mg/L jusqu'à 2016. De plus, la flexibilité donnée par l'arrêté de 2016 d'autoriser 12 dépassements par mois sans excéder 8 mg/L, renforce le besoin de reconsidérer les hypothèses d'entrée de la modélisation.

En effet, les données d'autosurveillance du rejet disponibles mettent en évidence une fluctuation des concentrations et des dépassements occasionnels sur certaines périodes notamment liés au dysfonctionnement du traitement de l'effluent (cf paragraphe 4.1.1.3). Les documents MM_36 indiquent des dépassements fréquents en 2015 et 2016 mais par la suite sur un seul mois en 2017 et en 2020. La limite de flux de Mn est quant à elle respectée.

Une **valeur seuil de référence de 10 µg/L pour le manganèse dans le milieu** à ne pas dépasser pour protéger 99% des organismes du lagon a été proposée et utilisée dans les études (conclusions MM_4, p 46). Cette valeur est considérée comme protectrice sur la base des données produites dans les études. Toutefois, il conviendrait de prendre en compte les avancées scientifiques par le biais d'une revue de la littérature scientifique pour déterminer si cette valeur nécessite d'être révisée.

La figure suivante issue du rapport MM_25, récapitule la chronologie des huit études de modélisation ultérieures, réalisées entre 2010 et 2020, à la demande Vale NC, avec trois événements majeurs :

- Rupture de l'émissaire en 2013 : conditions de rejets dégradées et simulations des conditions après travaux de réparation ;
- Demande d'augmentation du nombre de dépassements ponctuels de la VLE du manganèse (MM_15) ;
- Dans un contexte de colmatage d'une partie des orifices du diffuseur (MM_16).

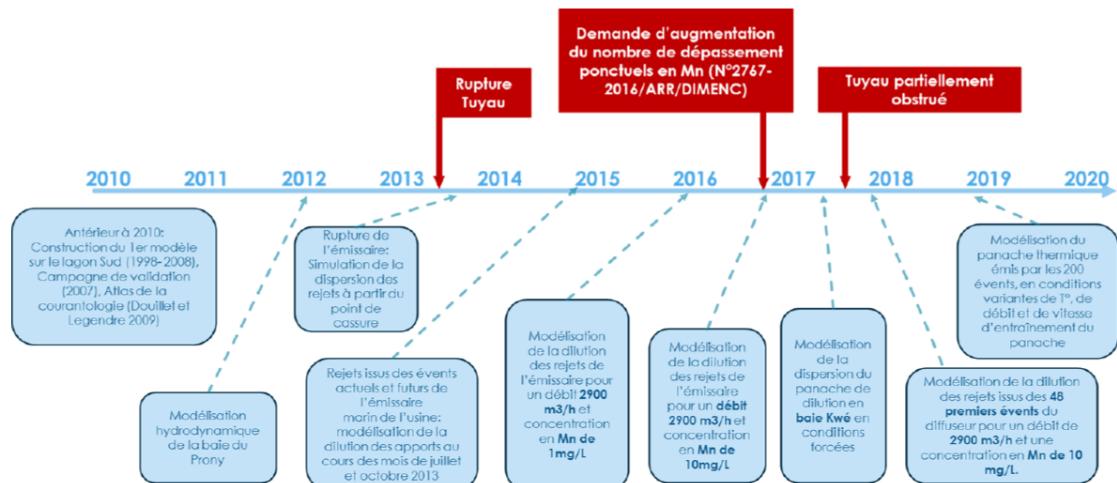


Figure 4 : Historique des études de modélisation du rejet réalisées depuis 2010 (source AEL 2020, MM_25)

Dans les paragraphes suivants, les conclusions de ces différentes modélisations et leur pertinence dans les contextes donnés sont rappelées.

4.1.3.2 Modélisation hydrodynamique de La Baie du Prony en 2012

Cette étude répond directement aux recommandations formulées dans MM_3 et MM_4 : elle a conduit à la production d'un atlas de la dispersion du panache dans les trois dimensions - estimation des temps de résidence des eaux et des taux de dilution des rejets, pour chacune des profondeurs considérées – Simulation de rejet dans la rade Nord.

Le code de calcul MARS-3D a été utilisé pour permettre la simulation de l'évolution d'un rejet accidentel de matière dissoute à partir du :

- Creek de la Rade Nord : en l'absence de vent, la marée a une influence sur les taux de dilutions plus importante en fond qu'en surface. L'état initial est de nouveau atteint en 10 jours.
- Port de commerce de Vale NC. (sources ponctuelles : fuite de navire/rupture du tuyau des effluents industriels) :
 - La dispersion dans les eaux de surface est régie par les conditions hydroclimatiques. L'absence de vent la nuit) Fait qu'à T+96 h, il n'y a pas d'évacuation (**taux de dilution de 100**).
 - Les conditions hydroclimatiques ont peu d'influence sur la dispersion dans les eaux de fond. Présence d'un panache à T+96h en baie de Prony, dilution du panache à l'extérieur influencé par la direction du vent. Il n'y a pas d'influence du coefficient de marée.

Cette étude a permis d'affiner le modèle en particulier sur la prise en compte des marées et des courants, le rendant d'autant plus robuste. Elle met en évidence, dans certaines conditions défavorables, les conséquences d'un rejet accidentel sur les taux de dilution attendus.

4.1.3.3 Rupture de l'émissaire : simulation de la dispersion des rejets ponctuels

Suite au constat de la rupture de l'émissaire en novembre 2013, des prélèvements d'eau (12) ont été réalisés le lendemain par AEL (12 novembre) et l'OEIL (14 novembre) afin de mesurer les concentrations en composés chimiques (cobalt, cuivre, fer, manganèse, nickel et zinc) et de réaliser des essais d'écotoxicité. AQUA TERRA, bureau d'étude intervenant également régulièrement pour les suivis réglementaires pour le compte de Vale NC/Prony, est également intervenu du 28 au 30 novembre 2013 pour réaliser des observations écologiques. La date de la première rupture a été estimée entre 1 à 3 mois auparavant (août).

Suite à cet évènement un modèle a été initié (raffiné plusieurs fois – maille de 60 m prise en final) afin de modéliser et simuler les dispersions du rejet (débit initial de 1240 m³/h sur 10 jours). Les simulations ont été réalisées en conditions naturelles entre le 1^{er} août et 11 novembre 2013, avec les hypothèses d'entrée décrites précédemment pour ce qui concerne les concentrations en manganèse.

Les conclusions issues de cette simulation (sur 3 dimensions surface/mi-fond, fond) et de la mission d'expertise réalisée du 25 novembre au 5 décembre 2013 par la Cellule ARC - IFREMER – Ineris (Réf Ineris 2013, document non fourni) indiquent que les investigations menées suite au déversement accidentel de rejet dû à la rupture de l'émissaire n'ont pas permis de mettre en évidence une dégradation environnementale liée aux dysfonctionnements de l'émissaire, avec les outils disponibles et les données obtenues. Les simulations montrent que l'effluent concentré, de faible densité, est remonté dans la colonne d'eau et s'est rapidement dispersé. Des lentilles de sur-concentrations ont été ponctuellement présentes sur la côte Sud (pointe Puka) avec des taux de dilution légèrement supérieurs à 5000. Elles se sont dispersées cycliquement en 2/3 heures (générées par la marée). Les zones profondes proches du point de rupture n'ont pas été contaminées compte tenu de la différence de densité entre l'effluent et le milieu récepteur (remontée de l'effluent).

Les mesures réalisées indiquent que les eaux auraient retrouvé leur qualité naturelle habituellement observée dans le Canal de la Havannah et l'observation écologique ne fait pas apparaître de perturbation du fonctionnement de l'écosystème.

A noter que ces études n'apportent pas d'information sur les conséquences éventuelles pour le compartiment sédimentaire puisque l'hypothèse retenue pour les simulations est que l'effluent de faible densité est remonté dans la colonne d'eau. AEL nous a confirmé que la vitesse des courants est telle qu'elle ne permet pas la sédimentation des particules <40µm. Différents suivis montrent que la couverture sédimentaire est "sableuse".

Dans le cas présent, compte tenu du point de rupture, la réalisation de prélèvements en surface davantage à proximité de la côte pour appréhender la contamination auraient été à préconiser, d'où la pertinence d'une bonne connaissance de la dispersion des masses d'eau (de surface) après un événement de rupture.

4.1.3.4 Projet de perçage d'évents dans l'émissaire : modélisation comparée des rejets

Cette modélisation fait suite à la rupture de l'émissaire en 2013 : l'hypothèse d'une accumulation de gaz ayant fait céder la canalisation a conduit l'industriel à envisager de multiplier les événements dans le tuyau pour laisser ce gaz s'échapper. La simulation demandée à AEL consistait donc à regarder les conséquences potentielles d'un fonctionnement avec 16 événements en amont du diffuseur sur la dilution de l'effluent. La simulation a été reproduite dans des conditions météorologiques « réelles » représentatives d'un point de vue hydrodynamiques sur deux périodes clés (REX modélisation précédente). Elle conclut à un faible impact sur la dilution, le plus faible taux de dilution calculé étant de 3200, 2% du temps de la simulation et uniquement en sortie directe du 1^{er} événement dont le débit est forcément le plus fort, seulement dans la couche de fond K2 et seulement dans des conditions spécifiques de marées.

Dans le rapport MM_32, Vale NC précise les conditions de réparation de l'émissaire et l'impact environnemental sur la base de cette simulation. Les modalités de remplacement des sections de la conduite de l'émissaire marin détériorées ont nécessité une mise à jour des hypothèses de conditions météorologiques et océanographiques. Ce chapitre est très bien décrit dans MM_32 et semble prendre en compte les différents événements extrêmes susceptibles de se produire en Nouvelle-Calédonie.

« Les réparations ont consisté :

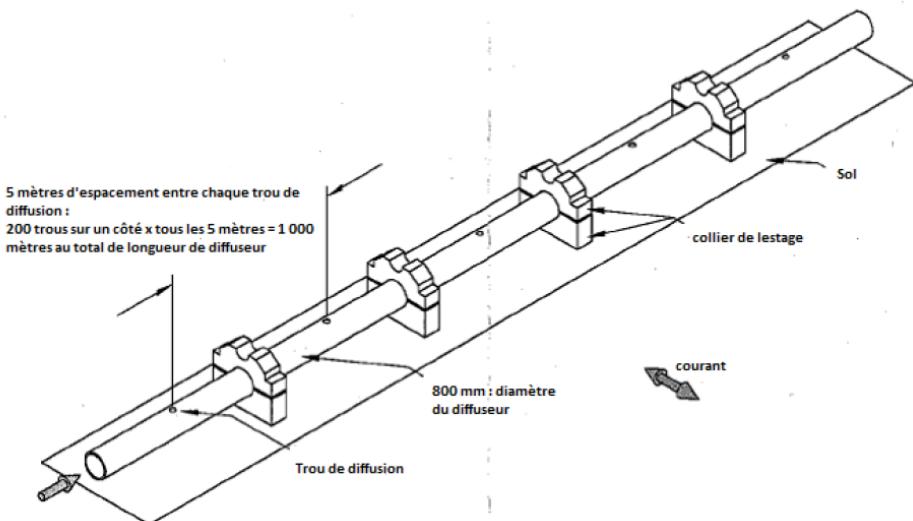
- à construire un bassin de désaération (accompagné d'une chambre de vannes de contrôle),
- au remplacement des conduites endommagées et des conduites présentant un risque de défaillance,
- à remplacer le diffuseur existant par un diffuseur de plus gros diamètre tout en conservant la même technologie de dispersion (conservation du nombre de trous de diffusion, diamètre des trous conservé, etc). »

Au final :

- 3600 m de conduite ont été remplacés avec les mêmes caractéristiques que les conduites non réparées, le nombre d'évent a augmenté sur la partie terrestre et marine : passage de 13 à 16, 10 sont supprimés (remplacement de la conduite endommagée), 6 existants sont obturés et 9 sont ajoutés.
- le diffuseur a été remplacé avec un diamètre supérieur afin de réduire la perte de charge, sans incidence sur la vitesse de dispersion.

A noter le remplacement des ballastages de la conduite par des plots en béton armé considéré sans impact sur l'environnement.

Vale NC indique que ces travaux ne vont pas modifier les conditions de rejet du diffuseur « *Il n'y aura aucun changement concernant la vitesse de dispersion qui prend en compte le débit, la pression et le diamètre des trous.* ». Le débit nominal possible est désormais de 2900 m³/h



Le rapport MM_32 et la simulation réalisée concluent à une modification très anecdotique des modalités de rejets (dilution et dispersion de l'effluent) dans les mêmes conditions à savoir un débit de 1240 m³/h (l'objectif était de comparer une situation « avant/après »).

Une simulation de la dilution du rejet dans les nouvelles conditions nominales a été réalisée par la suite, en 2016, avec d'une part une concentration en Mn de 1 mg/L, valeur d'émission autorisée, puis de 10 mg/L et le débit maximal autorisé (rapports MM_15, synthétisé en MM_25). La valeur limite dans le milieu utilisée pour ces simulations est de 10 µg/L.

La simulation réalisée avec un débit de 2900 m³/h et une concentration initiale en Mn de 1 mg/L, indique que les taux de dilution augmentent suivant un triple gradient « fond-surface », « côte-large » et « nord-est/sud-ouest », tant pour juillet que pour octobre.

- Couche K2 (à la profondeur du diffuseur) : la dispersion s'intensifie selon un gradient « côte-large ». Le pourcentage de temps pendant lequel le taux de dilution des effluents est supérieur à 5000 augmentait considérablement avec la distance au terme source.
- Couche K3 (directement au-dessus du diffuseur) : la dispersion augmente selon un gradient « côte-large ». Le pourcentage de temps où le taux de dilution de l'effluent est supérieur à 5000 augmente considérablement avec la distance au terme source. A l'aplomb du diffuseur – évolution de 38 et 47% vers le large.
- Couche K15 (mi profondeur): pas de variations bien identifiées. Le pourcentage de temps pendant lequel le taux de dilution des effluents est supérieur à 5.000 est > 98 %.

Ces nouvelles caractéristiques de débit nominal n'ont donc pas d'impact négatif sur les conditions de rejet.

Dans l'hypothèse d'un débit de 2900 m³/h mais avec une concentration en Mn de 10 mg/L :

- Les concentrations calculées en sortie des événements sont systématiquement inférieures à la limite de 10 µg/L, **exception faite autour des tout derniers événements qui sont influencés par les rejets issus du diffuseur**. Le point critique se situe à l'événement 1 couche K2 (1,11 µg/L moyenne et 7 µg/L max – diminution jusqu'à l'événement 8, inversion jusqu'à l'événement 16).
- Le gradient vertical à l'aplomb du diffuseur est fortement marqué et témoigne de la rapide dilution des concentrations dans le milieu. Les valeurs de concentration sont réduites de 73% en passant de la couche K2 à la couche K3, et de 98 et 99 % respectivement en K15 (mi-profondeur) et K30 (surface). **Des concentrations maximales de 156 µg/L apparaissent**. Des dépassements de l'ordre de 50 µg/L ont lieu 3% du temps, et supérieurs à 100 µg/L 0,4% de la simulation.
- Un gradient horizontal est également observable. Les concentrations de Mn diminuent très rapidement avec la distance au diffuseur. Ainsi, elles sont réduites d'en moyenne 80% en

passant du point critique (aplomb du diffuseur et couche K2) aux stations éloignées de 180 m, de 85 % aux stations situées à 360 m et de 93% aux stations situées à 1000 m.

En considérant une concentration à 10 μ g/L, la modélisation a donc montré que les concentrations de l'effluent au niveau des événements sont toujours inférieures à celle du diffuseur.

Si au niveau des événements, les teneurs en Mn sont inférieures à 10 μ g/L, elles ne sont en revanche pas négligeables au niveau de la strate de fond (Figure 5ci-dessous) avec des pics à 7 μ g/L. Par contre, elles diminuent dès la couche K3 (au-dessus du diffuseur) pour être de l'ordre de 0 à 0,5 μ g/L en surface.

A noter un effet de perte de charge qui contribue à une diminution des teneurs entre les événements 1 et 8 mais qui s'inverse à proximité du diffuseur (augmentation du débit).

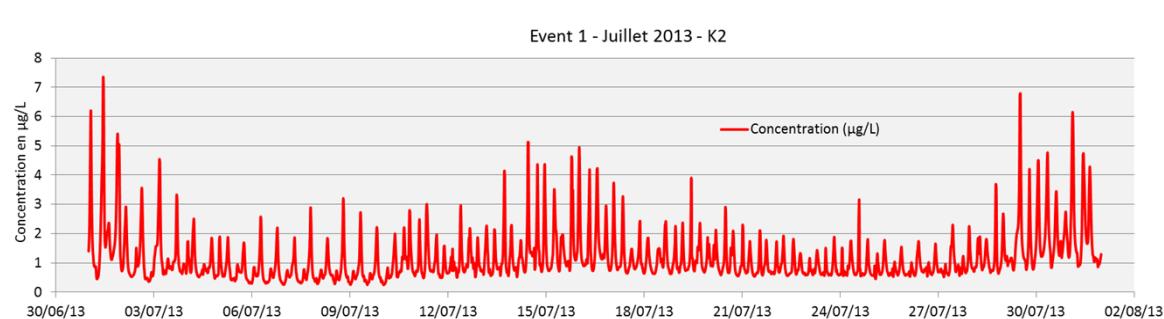


Figure 5 : Teneurs en Mn au niveau de l'événement 1 – Juillet 2013 – K2 (source AEL, MM_25)

Au niveau du diffuseur, la couche K2 de fond est très ponctuellement plus concentrée (156 μ g/L). Ces concentrations diminuent rapidement sur la colonne d'eau.

Les modélisations ont pu mettre en évidence l'importance des cycles de marée, les panaches sont moins étendus en morte-eau, donc **les concentrations resteront plus élevées à proximité du diffuseur sur la couche de fond**. En période de morte-eau, les courants générés par le vent seront prédominants (direction/intensité) et peuvent modifier la dispersion dues aux courants de marée (intensifier ou contrecarrer).

4.1.3.5 Obstruction partielle du diffuseur : Modélisation des phénomènes de dispersion de l'effluent traité et rejeté par les 48 premiers orifices du diffuseur

L'objectif était de simuler la dilution de l'effluent dans des conditions de débit de rejet constant (2900 m³/h) et de concentration initiale augmentée (10 mg/L) à partir des 48 événements restés opérationnels. Il s'agissait de reproduire, dans des conditions météorologiques réelles type de la Nouvelle-Calédonie (saison sèche et saison humide), couvrant l'ensemble des conditions représentatives de la zone, le transport et la dilution des matières dissoutes relarguées progressivement par ces 48 orifices et de comparer ces résultats avec l'étude de rejets des effluents sur la totalité du diffuseur, réalisée en 2015 dans des conditions identiques.

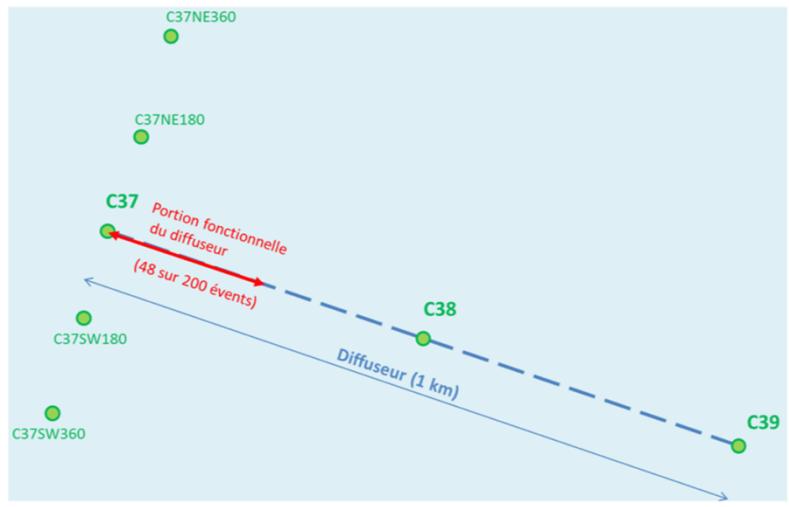


Figure 6 : Disposition des stations sur le diffuseur (source AEL, MM_25)

Pour une meilleure compréhension des résultats les stations sont indiquées sur la carte ci-dessus :

- le début du diffuseur correspond à la station C37, ciblée en raison du rejet accentué en début de diffuseur – très sensible à l'effluent ;
- le centre du diffuseur à la station C38 ;
- la fin du diffuseur à la station C39.

Le modèle MARS-3D est une nouvelle fois mis en œuvre : il répond à la problématique, accompagnée par un raffinement de la maille de calcul à 60 m ou 180 m, selon les zones et la précision requise.

Les débits par orifices sont 3 à 4 fois supérieurs avec un paramétrage du modèle les faisant varier de **87,6 m³/h (28 premiers)** à **42,3 m³/h (12 suivants)** et **24,2 m³/h (12 derniers)**.

Seules les couches considérées de plus grand intérêt sont traitées car les plus sensibles au panache en sortie d'effluent, à savoir sont la couche K2 (à la profondeur du diffuseur), K3 (couche directement au-dessus du diffuseur), K15 (à mi-profondeur) et K30 (Surface).

La dilution spatiale se fait rapidement selon l'axe NO-SE, prévenant la présence de concentrations en traceur le long de la côte. La dispersion du panache est en revanche étendue dans le sens NE-SO, sens de propagation des courants de marée, causant des concentrations en traceur moyennes avoisinant les 10 µg/L dans un rayon de 200 m pour la couche K2, ainsi que des valeurs ponctuelles dépassant les 100 µg/L.

En période humide, la dispersion est soumise aux conditions climatiques et à l'alternance des marées VE et ME (cf précédemment en ME le panache est moins étendu à cause de l'influence moindre des courants de vent). Le panache forme un tourbillon en s'étendant au N-E du diffuseur à marée descendante d'où une accumulation autour du diffuseur lors des étales. Le panache s'oriente vers le SW à marée montante.

En période sèche, le tourbillon se crée au N-E du diffuseur en jusant, on retrouve le maximum de concentrations au moment des étales. Le panache se dirige vers le S-W à marée montante. Un gradient vertical est décelable avec un maximum au niveau de la couche de fond K2, la diminution est rapide en fonction de la distance avec le fond.

En conclusion, les valeurs ponctuelles à l'aplomb du diffuseur (radiale C37) sont toujours supérieures à 10 µg/L et peuvent dépasser la concentration de 300 µg/L en traceur recommandée par l'OMS dans la couche profonde à l'aplomb du diffuseur, ceci si le rejet était de 10 mg/L en continu (Tableau 6).

Toutefois, les occurrences d'apparition montrent que la valeur de 300 µg/l n'est dépassé que durant 2% du temps de simulation, avec des hypothèses de débit nominal (2900 m³/h) et une concentration en traceur Mn supérieure à celle de l'effluent réel rejeté.

Tableau 6 : Localisation et caractéristiques des points critiques de la radiale C37 (source AEL, MM_25)

Point critique	[traceur] fictif mensuelle moyenne	[traceur] fictif maximale ponctuelle	Occurrence des [traceur] fictif >10µg/L	Occurrence des [traceur] fictif >50µg/L	Occurrence des [traceur] fictif >100µg/L	Occurrence des [traceur] fictif >300µg/L
Diffuseur, K2	82 µg/L (radiale C37)	541 µg/L (radiale C37)	100%	66 %	28%	2%

4.1.4 Discussion

L'objectif ici était d'identifier les évolutions des caractéristiques de l'effluent et des modalités de rejet depuis le début de la période d'exploitation de l'usine afin de disposer d'élément d'interprétation des suivis environnementaux. Cette 1^{ère} étape était donc indispensable à la compréhension globale de la problématique.

Bien que l'effluent traité rejeté en mer soit indiqué stable à plusieurs reprises, l'historique du fonctionnement de l'usine sur la dernière décennie met en évidence une évolution potentielle de la composition de l'effluent liée à la fabrication de NHC à la place de la production d'hydroxydes de Ni et Co, les opérations de vidange des eaux surnageantes du parc à résidu de la Kwé Ouest et à la difficulté de maintenance du traitement spécifique du Mn présent dans l'effluent avant rejet. Les données fournies ne permettent cependant pas d'évaluer la significativité de cette évolution même si l'on peut constater que les flux restent inférieurs aux flux maximum autorisés.

Dans le cadre du **suivi réglementaire physico-chimique** (autosurveillance), le prélèvement et l'analyse d'un échantillon composite sur 24h avant rejet dans l'émissaire permet de disposer de données qui permettraient de caractériser plus finement l'effluent et sa variabilité. Il serait intéressant d'utiliser les suivis annuels pour établir des statistiques sur la composition de l'effluent (concentrations) et sur les flux rejetés à partir de données plus récentes et sur une plus longue période.

Nous pouvons toutefois conclure, au regard des difficultés liées au traitement du Mn et de la flexibilité sur les autorisations de dépassements de Mn accordée en 2016, que l'occurrence de concentrations supérieures à 1 mg/L sera plus fréquente, et que les flux rejetés seront supérieurs : les apports au milieu auront alors une tendance à la hausse en comparaison avec la dernière décennie.

Il serait d'autre part utile de réaliser une caractérisation complète de l'effluent à chaque changement de procédé ou traitement ou évènement. Par caractérisation complète, nous entendons une analyse de l'ensemble des composés d'intérêt, réglementés ou non dans le rejet (i.e. ceux mis en évidence dans le cadre de la recherche de substances dangereuses de la DCE, lors de l'expertise Ineris/Ifrémer 2013 (HT, HAM), composés d'intérêt pour le milieu marin identifiés dans d'autres réglementations comme la DCSMM, les conventions régionales comme OSPAR, HELCOM, substances PBT...).

La mise en place d'un **suivi écotoxicologique** serait un complément pertinent à la caractérisation physico-chimique et permettrait d'identifier les éventuelles évolutions de la toxicité de l'effluent, apportant ainsi une indication rapide sur l'impact potentiel du changement de procédé/traitement de l'effluent.

Il est donc recommandé de finaliser les protocoles avec les organismes sélectionnés sur la base des travaux conduits jusqu'à 2014 et de définir les modalités de mise en place d'un suivi régulier de l'effluent (deux à quatre mesures par an avec un protocole optimisé) pour suivre les évolutions de la qualité du rejet. L'industriel indique que ces tests ne sont pas réalisables avec des espèces locales et les infrastructures actuelles. Dans l'attente d'une disponibilité locale, le cas échéant, une option pourrait être d'étudier la faisabilité auprès de laboratoires australiens et/ou avec des espèces tropicales mais non locales.

Les approches présentées dans les différentes études proposant de comparer les concentrations mesurées aux données d'écotoxicité sur des espèces marines ne peuvent être considérées comme des évaluations de risque chimique environnemental au sens strict. Elles souffrent le plus souvent d'un nombre de données écotoxicologiques insuffisantes au regard des méthodologies d'évaluation de risques environnementaux (absence de prise en compte des effets chroniques, niveaux trophiques représentés insuffisants...) pour considérer les ratios déterminés entre les concentrations mesurées et les concentrations sans effets sur les organismes (NOEC, CE₁₀) comme suffisamment sécuritaires. Elles ne permettent pas de conclure formellement à l'absence ou non d'un risque pour les organismes

aquatiques marins. Ces approches demanderaient à être renouvelées en déroulant la démarche dans son ensemble en affectant les facteurs d'extrapolation pertinents, prenant en compte l'incertitude associée aux données utilisées afin d'en tirer des conclusions plus robustes.

Au regard des **hypothèses utilisées pour modéliser la dilution et la dispersion du rejet** et en conclure à l'acceptabilité de l'effluent par le milieu récepteur, on soulignera que :

- Le modèle utilisé a fait l'objet de développements et de validations, depuis 2006 qui le rendent robuste et adapté à la situation locale. Comme l'indiquait l'Ineris dans son rapport de 2015, un savoir-faire peu commun est disponible en Nouvelle-Calédonie, développé par les chercheurs et Bureaux d'Etudes locaux.
- Les modélisations utilisent le manganèse comme indicateur traceur « source » (dans l'effluent en sortie d'usine), placé à 1 mg/L (VLE) ou 10 mg/L selon l'objectif de la simulation. Il est indiqué que tout autre métal aurait pu être utilisé comme traceur pour illustrer la dispersion. Ce choix s'est porté sur le manganèse car il s'agit du métal le plus concentré dans l'effluent nécessitant un traitement spécifique et que les inquiétudes exprimées quant à l'impact du rejet sur le milieu et l'homme se sont principalement portées sur ce composé. Ce choix peut bien sûr être discuté scientifiquement : selon Ineris 2020¹², dans l'eau, la mobilisation du manganèse est favorisée par un potentiel redox faible et/ou un pH acide. Le principal anion associé avec le manganèse est le carbonate. La concentration en manganèse est donc limitée par la relativement faible solubilité de MnCO₃. Les différents dérivés du manganèse, y compris les dérivés organiques, sont le plus souvent transportés sur les matières en suspension dans l'eau et les sédiments. Les recommandations formulées en 2006 (MM_4) insistaient sur l'importance de considérer la phase particulaire pour les modélisations. Le choix du manganèse comme traceur « conservatif » dans la phase dissoute a été fait pour faciliter les simulations et s'apparente donc à des conditions pénalisantes pour cette fraction. Concernant la phase particulaire, des extrapolations sont possibles à partir du ratio particulaire/dissous.
- La valeur de référence du Mn dissous pour le milieu marin à ne pas dépasser retenue dans le cadre de ces simulations a été de 10 µg/L pour protéger 99% des espèces, après application de facteurs d'extrapolation, et selon des études précédentes (conclusions MM_4, p46). Dans la mesure où le manganèse ne dispose pas d'une valeur seuil validée pour le milieu marin au titre de la directive cadre sur l'eau (NQE) ou de la Directive Cadre Stratégie Marine (DCSMM), cette valeur est considérée pertinente, toutefois on notera que les valeurs de PNEC retenues dans le dossier d'enregistrement du manganèse au titre du règlement REACH disponibles sur le site de l'ECHA sont les suivantes :
 - **PNEC eau marine : 3 µg/L (facteur 500)**
 - **PNEC sédiment marin : 0,34 mg/kg sed (facteur 5000)**
- Dans l'ensemble, les simulations ne concluent pas à un impact significatif des évolutions de condition de rejet sur la dispersion des effluents et le respect de la valeur seuil de 10 µg/L. Toutefois, en conditions défavorables, à savoir un débit nominal de 2 900 m³/h et une concentration en manganèse à 10 µg/L et lors de phénomène d'obstruction d'une partie des orifices du diffuseur, exposeraient certaines zones à des fortes concentrations en champ proche du diffuseur (couche K2) (cas d'occurrence > 2%).

En première approche, si les données disponibles sur la composition de l'effluent et les hypothèses retenues pour simuler la dispersion du rejet, ne permettent pas de conclure à une évolution **significative** des concentrations en polluants attendues dans le milieu récepteur, le champ proche du diffuseur sera plus fortement soumis à des variations de concentrations avec, dans des conditions défavorables, des teneurs supérieures à dix fois le seuil de 10 µg/L utilisé.

Concernant la toxicité de l'effluent, en raison de l'arrêt du suivi de paramètres caractéristiques depuis 2014, il n'est pas possible de formuler de conclusion préliminaire.

¹² Institut national de l'environnement industriel et des risques, MANGANESE ET SES PRINCIPAUX COMPOSES, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 181229 - 1983895 - v1.0, 25/03/2020

4.2 Etat de référence et suivi physico-chimique, écotoxicologique et écologique du milieu récepteur

Les suivis réglementaires du milieu récepteur en champ proche et lointain sont denses et divers. Ils portent sur l'ensemble des compartiments du milieu aquatique pertinents. On identifie :

- le suivi de la qualité physico-chimique de l'eau de mer de la zone sud du lagon de Nouvelle-Calédonie, réalisé par le bureau d'études AEL,
- le suivi de la qualité des sédiments réalisé par le bureau d'études AEL,
- le suivi des densités de flux verticaux de particules dans le canal de la Havannah et la baie Kwé réalisé par le bureau d'études AEL,
- le suivi de l'état des peuplements récifaux et organismes associés en baie du Prony et canal de la Havannah, réalisé par le consortium AQUA TERRA,
- le suivi de la qualité écotoxicologique des eaux de la zone sud du lagon de Nouvelle-Calédonie par transplantation d'espèces bio-indicatrices et l'analyse de produits de la mer réalisés par le bureau d'études AEL.

Des états de référence ont été réalisés avant la mise en activité de l'usine pour les différents compartiments et matrices, de façon à interpréter les résultats de la surveillance au regard de la problématique de l'évolution du milieu depuis l'exploitation de l'usine.

Les données sur les 10 dernières années sont présentées dans un recueil de synthèses produites par AEL. On soulignera l'effort de présentation des données et des conclusions, ainsi que les propositions d'évolution des suivis dans certains cas.

L'ensemble des stations suivies actuellement sont présentées à l'annexe 3 (document MM_37).

4.2.1 Suivi physico-chimique

4.2.1.1 Colonne d'eau

Un état de référence de la qualité des eaux en 2007 est disponible (MM_5) : il concerne la colonne d'eau en saison humide et les principaux paramètres physico-chimiques étudiés sont : température, salinité, turbidité, ..., les sels nutritifs (nitrates, phosphates, ...) et les concentrations en certains métaux dissous (Mn, Ni, Co, ...) que l'on va retrouver dans l'effluent industriel une fois l'usine en fonctionnement. Le rapport précise qu'un même état de référence est disponible pour la saison sèche (cet état ne figure pas dans les documents fournis pour l'expertise mais des comparaisons entre les deux campagnes sont faites dans MM_5).

L'étude concerne 14 stations localisées dans le Canal de la Havannah et quatre stations dans la Baie du Prony, et les échantillonnages ont été réalisés à trois profondeurs (surface, mi-profondeur et fond).

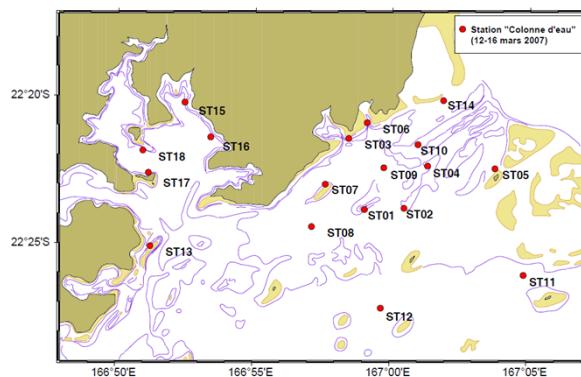


Figure 1 : Localisation géographique des stations de prélèvements dans la colonne d'eau (mission du 12-16 mars 2007).

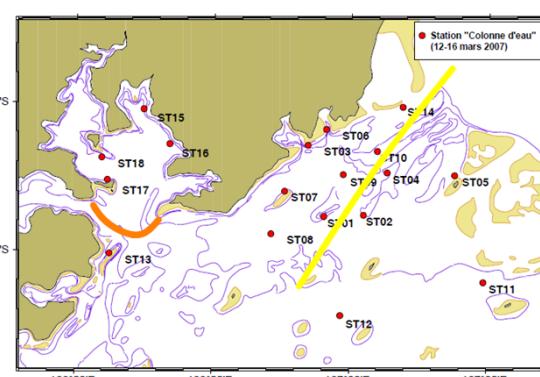


Figure 5 : Carte de la structure horizontale des masses d'eau dans le Canal de la Havannah et la Baie du Prony

Figure 7 : Stations de prélèvements dans la colonne d'eau et structure horizontale des masses d'eau dans le canal de la Havannah (source IRD, MM_5)

Ces études montrent :

- D'une part des différences marquées dans la structure des masses entre saison sèche et humide : en saison sèche, les masses d'eau sont homogènes, en saison humide, on observe une stratification conduisant à une variabilité des caractéristiques physico-chimiques des eaux (notamment turbidité). En particulier, on soulignera l'influence des eaux douces plus ou moins marquée avec des périodes de désalinisation.
- D'autre part, pour les métaux dissous, on observe une distribution horizontale des concentrations en Co, Mn, Ni, Zn, mais qui n'est pas notable pour Cu, Cd et As. Le gradient de concentration est influencé par les apports terrigènes et il diminue lorsqu'on s'éloigne du rivage. De la même façon, un gradient de concentration verticale est observé pour Mn, Ni et Co : les eaux de surface sont généralement plus concentrées (particulièrement pour les eaux de la Baie de Prony ou au droit de la Baie Kwé).

L'étude conclut à la nécessité de distinguer deux zones pour la mise en place d'un suivi temporel de la colonne d'eau (Figure 7).

On peut déduire de cette étude sur l'état de référence que l'interprétation des variations de concentrations dans la colonne d'eau sera particulièrement difficile au regard de l'ensemble des paramètres influents à considérer, de la saison, de phénomènes probables d'upwelling, etc.

➤ Suivi du milieu marin, champ « éloigné » (MM_26) :

Le programme réglementaire de suivi environnemental du milieu marin mis en place porte sur 14 stations qui sont communes avec celles utilisées pour l'état de référence pour huit d'entre elles. A noter que « *les stations St03, St05, St07 et St14 ont été repositionnées, respectivement à l'intérieur de la Baie de Port Boisé, à la limite Ouest de la réserve Merlet, au Nord-Est du récif Ioro et pour la dernière, à l'intérieur de la baie de Port Goro (Fernandez et al., 2010).* ». Le réseau de suivi de 14 stations est stable depuis 2012 autorisant l'étude des évolutions sur le long terme. Le rapport MM_26 présente les résultats du suivi conduit entre 2010 et 2020 (22 campagnes) sur : éléments majeurs, métaux dissous, sels nutritifs représentant 29 paramètres.

Cette synthèse est très complète, et outre des graphiques des concentrations par élément suivi et par station sur les 10 dernières années, elle a l'avantage de discuter la pertinence de la surveillance menée et de proposer des recommandations pour son évolution.

Les résultats des suivis des paramètres physico-chimiques (T°C, salinités, fluorescences et turbidités) confirment les conclusions de l'état de référence sur les différences entre stations sous influence terrigène ou marine et selon la saisonnalité.

Le rejet de l'effluent industriel via le diffuseur semble pouvoir affecter les stations proches (St07) au niveau des teneurs en sulfates.

Concernant les métaux dissous suivis, on retiendra « *qu'aucune tendance à l'augmentation des marqueurs de l'activité anthropique n'est mise en évidence. Les gammes de valeurs des concentrations sont stables, et les quelques valeurs s'en distinguant sont majoritairement dues à des prélèvements réalisés fortuitement coïncidant avec des épisodes pluvieux.* ».

La corrélation attendue entre les concentrations moyennes des paramètres mesurés et les taux de précipitations dans les stations sous influence terrigène notamment ne semble pas significative. L'auteur s'interroge donc sur la pertinence de la stratégie de surveillance actuelle.

Le bilan de 10 ans de surveillance de la colonne d'eau ne montre pas d'évolution temporelle des concentrations des 29 paramètres mesurés dans la colonne d'eau, conclusion qui était attendue au regard des différents facteurs d'influence identifiés dans le contexte lagunaire décrits précédemment.

Les principales recommandations formulées par l'auteur portent :

- sur le nombre de stations à conserver : se concentrer sur deux types de stations dont quatre « sentinelles des influences » et cinq renseignant sur le fonctionnement du réseau.
- sur la fréquence et le type d'échantillonnage : préconisation d'utiliser des outils d'échantillonnage intégrateur comme les DGT, comme c'est le cas dans le cadre du suivi en champ proche.

- sur les paramètres à suivre : le tableau ci-dessous, extrait du rapport, récapitule les recommandations.

Tableau 8 : Récapitulatif des recommandations d'optimisation du suivi, en fonctions des stations et des éléments analysés. En bleu, les éléments et stations à conserver dans le suivi ; en grisé, les éléments et stations non indispensables pouvant faire l'objet d'un réaménagement du suivi de la qualité de l'eau. « DGT » = suivi séquentiel des concentrations pour 2 périodes d'au moins 96 jours/an.

	ST02	Métaux dissous										Sel Nutritifs et MO								MES	Elements majeurs										
		As	Cd	Co	Cr ⁶⁺	Cr tot	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NH ₄	NO _x	PO ₄	SiO ₄	NOD	POP	NT	PT	COP	Chlo	A	MES	Cl	SO ₄	Ca	K	Mg	Na	
Port Boisé	ST03	DGT	DGT				DGT	DGT	DGT																						
Ilot Kié	ST05	DGT	DGT				DGT	DGT	DGT																						
Baie Kwe	ST06	DGT	DGT				DGT	DGT	DGT																						
Récf loro	ST07							DGT																							
	ST09																														
	ST13																														
Port Goro	ST14																														
Creek Rade N	ST15																														
Prony Wharf	ST16	DGT	DGT				DGT	DGT	DGT																						
Ilot Casy	ST18																														
	ST19																														
Baie Iré	ST20																														
	ST23																														

DGT Suivi séquentiel (séries temporelles) + suivi semestriel (profils S, M et F) Suivi semestriel (profils S, M et F)

Figure 8 : Recommandations pour le suivi de la colonne d'eau (AEL 2021, MM_26)

Le rapport conclut par ailleurs à l'absence de dépassement de seuils de toxicité des principaux métaux dissous (Cu, Co, Cr, Cl, Mn, Ni et Zn). On rappellera que les seuils utilisés sont des CE₁₀ obtenues pour trois espèces locales dans le cadre d'essais de toxicité aiguë lors d'une étude IRD de 2009 (MM_6). La pertinence de l'approche utilisant ces CE₁₀ pour l'évaluation d'un risque potentiel pour l'environnement a été remise en cause dans la section 4.1.2 de cette expertise. Cette approche n'apparaît en effet pas conforme à l'état de l'art dans ce domaine ; il n'est donc pas possible de retenir cette conclusion sur une absence de toxicité pour l'écosystème en fonction des concentrations en métaux dissous mesurés.

➤ Suivi de la proximité immédiate du diffuseur, champ « proche (MM_23, MM_31) :

Le suivi des concentrations en manganèse dissous et autres métaux aux stations de part et d'autre du diffuseur à 60 m (St60SW et St60NE), à deux profondeurs, ont permis de vérifier en conditions réelles la dispersion du rejet anticipée et l'impact des apports de gypse. A ces stations, les facteurs de dilution escomptés sont d'environ 1200 (SW60) et 1900 (NE60), quelle que soit l'intensité de la marée.



Figure 9 : Stations pour le suivi en champ proche (AEL, MM_23)

Si les paramètres physico-chimiques et concentrations en métaux dissous évoluent en fonction des marées montante ou descendante, les conclusions de la 2^{ème} campagne de mesure réalisée en 2011 montrent que les effluents n'ont pas d'effets clairement mesurables sur les concentrations naturelles dans l'environnement proche de l'émissaire ni de distribution marquée de part et d'autre.

Au fil des campagnes semestrielles de 2010 à 2012, de faibles variations sont observées dans la colonne d'eau, avec une augmentation des concentrations en métaux, en particulier pour le Mn (cf. Figure 8 du document MM_31). Dans ces campagnes en champ proche, les concentrations particulières en Mn sont mesurées. A l'issue des campagnes 2010-2012, les auteurs concluent toutefois toujours à un faible impact de l'effluent sur le milieu marin en champ proche.

En 2013, l'émissaire a subi une rupture : aucun suivi n'est disponible. Un suivi est de nouveau réalisé en 2014 (février et avril) suite à l'accident avec l'analyse des variables physico-chimiques, des concentrations en métaux dissous (Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni et Zn) et de certains ions majeurs (Ca, Mg, SO₄) dans les prélèvements d'eau de mer échantillonnes à des fins de contrôle dans le champ proche de l'émissaire au niveau de deux stations localisées sur le diffuseur (C37 et C38). Sur ces deux stations, les opérations suivantes ont été réalisées :

- descente de la sonde CTD afin d'enregistrer les paramètres de température, salinité, fluorescence, turbidité et oxygène dissous de la colonne d'eau ;
- prélèvement d'eau à une profondeur de +3 m au-dessus du fond pour l'analyse des métaux dissous suivants : Co, Cr(VI), Cu, Fe, Mn, Ni et Zn ;
- prélèvement d'eau à une profondeur de +3 m au-dessus du fond pour la détermination des ions sulfates, calcium et magnésium.

Les résultats ne semblent pas suffisamment fiables et comparables aux suivis jusqu'alors réalisés sur les stations situées à 60 m du diffuseur, car selon l'auteur le mélange effluent-eau de mer ne se fait qu'à partir de cette distance. « *Les écarts de concentrations observés sont donc probablement dus au positionnement du prélèvement par rapport aux différents écoulements compte tenu de la technique d'échantillonnage utilisée depuis la surface.* ». En effet, AEL nous a confirmé que le prélèvement comporte de fortes imprécisions liées notamment à la fermeture de la bouteille de prélèvement et compte tenu des dimensions et position du panache conduisant à des fluctuations importantes dans les concentrations mesurées. Il conviendrait de rapprocher les résultats de ceux attendus via les simulations réalisées (section 4.1.3).

En avril 2014, un nouveau suivi des stations proches du diffuseur (60 m) n'a pas permis d'identifier d'impact de l'effluent sur le milieu pour la plupart des composés suivis, à l'exception du manganèse particulaire qui présente des concentrations différentes de part et d'autre du diffuseur et sont plus élevées en profondeur, et du nickel dissous.

Dans le cadre de cette étude, des essais d'utilisation d'échantilleurs passifs de type DGT aux deux stations en champ proche ont été réalisés en parallèle, permettant de disposer de concentrations en métaux dissous dites « instantanées » (préconcentration sur résines) et « intégrées » (élution des DGTs immergées pendant 13 jours). A noter que les prélèvements ne se font pas au même endroit de la colonne d'eau (fond (F) et mi-profondeur pour les DGTs, fond et surface (S) pour l'eau sur résine), rendant la comparaison des résultats possible uniquement pour le fond.

Il apparaît que les concentrations de Fe et Mn « intégrées » sont nettement plus élevées que les concentrations « instantanées » alors que celles de Ni ne montrent pas de différence entre ces deux modes de dosage.

Après une phase de tests et de validation du dispositif (campagnes en 2014, 2015 et 2016), le suivi mené entre 2010 et 2012 sur la colonne d'eau est remplacé en 2017 par un suivi des concentrations en Mn, Co et Ni dissous sur DGT, sur cinq stations : les deux stations situées en champ proche à 60 m suivies jusqu'ici (St60NE et St60SW), deux autres stations en champ proche à 30 m et une plus éloignée à 1000 m du diffuseur (contrôle ultime de la dilution des effluents).

Il faut souligner que l'approche de suivi par DGT n'est pas adaptée à tous les composés même si elle peut être utilisée pour le suivi de nombreuses substances (Cd, Co, Cu, Mn, Ni et Pb). Dans le cadre du programme de suivi supplémentaire prescrit via l'arrêté de flexibilité de 2016 impliquant une surveillance renforcée du champ proche du diffuseur le suivi sur DGT s'est concentré sur le Mn, considéré comme traceur et pour lequel les concentrations sont plus importantes dans le rejet, mais il a aussi été choisi de conserver le Ni dont les concentrations varient selon les campagnes.

En parallèle, AEL a développé un passeur automatique THOË™ qui, couplé aux DGT, permet un échantillonnage séquentiel préprogrammé du milieu. Il est considéré que le suivi renforcé est plus

robuste car permettant de disposer de séries temporelles plus longues et sur les cinq stations en même temps.

Le suivi de la qualité géochimique et de la dispersion des effluents industriels en champ proche du diffuseur peut se décomposer en deux périodes telles que décrites dans la Figure 10 ci-dessous.

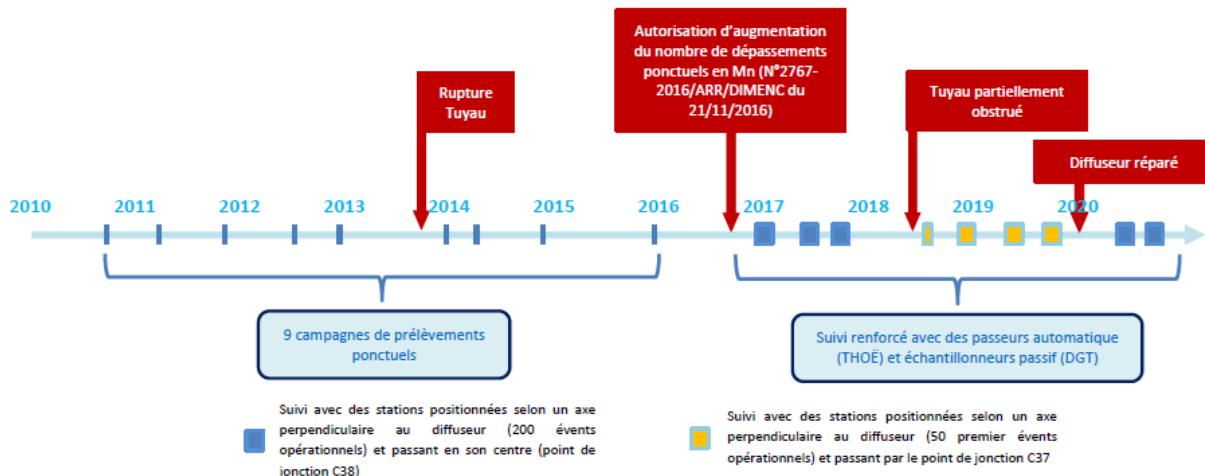


Figure 10 : Phase de surveillance initiale et renforcée autour du diffuseur (Source AEL MM_31)

Les neuf campagnes de suivi « renforcé » montrent qu'aucune tendance concernant les concentrations de Mn ne se dégage. Selon l'auteur, cela « indique que la variabilité dépendait surtout d'événements ponctuels (débit, concentration, courantologie) ». Par ailleurs, il semblerait que la réduction du nombre d'événements opérationnels du diffuseur pendant la phase de dysfonctionnement a modifié l'hydrodynamique de rejets (augmentation de la vitesse d'éjection) dans les eaux du Canal de la Havannah. « Ces nouvelles conditions ont eu pour résultat de faire monter les effluents plus haut dans la colonne d'eau et de modifier le transport de l'effluent et sa dilution ».

Les résultats du suivi renforcé observés ont conduit à abandonner les stations de suivi à 30 m du diffuseur, considérée comme non représentative car l'effluent ne semble pas être bien décelé (expansion insuffisante du panache). Mais un suivi vertical a été introduit à 3 et 6 m (respectivement couches K1/K2 et K2/K3 du modèle hydrodynamique, cf section 4.1.3) sur les stations à 60 m, permettant d'améliorer la compréhension du panache de l'effluent dans la colonne d'eau.

En conclusion, nous partageons la position de l'auteur sur l'intérêt des suivis par DGT couplés au dispositif THOË™ même si certaines informations concernant les protocoles de validation et de suivi ne sont pas détaillées.

En revanche, on peut regretter l'arrêt du suivi de certains polluants d'intérêt susceptibles de présenter des impacts sur les espèces locales (cas par exemple du Cu, Zn, Cd, voir document MM_27). Si ces raisons peuvent être recevables dans un contexte de validation des hypothèses de dispersion de l'effluent, le suivi en champ proche revêt un autre intérêt pour l'évaluation de l'impact du rejet sur le milieu.

L'acquisition de données suffisantes dans cette zone, aussi bien dans la colonne d'eau que dans les flux de MES et sédiments est pertinente au regard des suivis des peuplements récifaux et ichtyologiques et des problématiques de bioaccumulation (voir sections 4.2.2 et 4.2.3).

Enfin, le rapport conclut à une absence de dépassement des seuils de toxicité établis, comme dans le rapport MM_26 relatif au suivi environnemental. Les mêmes remarques sont formulées ici sur le manque de pertinence de cette comparaison des concentrations moyennes à des CE₁₀ obtenues par des tests de toxicité aiguë, même en considérant des espèces représentatives de la zone de rejet, au regard de l'état de l'art actuel relatif à la méthodologie d'évaluation des risques environnementaux (choix du facteur d'extrapolation).

➤ Flux de MES (MM_30) :

Le suivi environnemental comporte un suivi semestriel des flux en matière en suspension. Le document MM_30 restitue une synthèse des résultats de 2010 à 2020 (19 campagnes). Le suivi des MES est particulièrement pertinent au regard des problématiques de l'expertise puisque les composés d'intérêt que sont les métaux pourront avoir tendance à s'adsorber sur cette matrice, selon les conditions géochimiques du milieu et être transportés ou sédimentés.

La caractérisation physico-chimique des MES (analyses de Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Ca et Mg) est complémentaire du suivi de la colonne d'eau et permet de réaliser un suivi des flux de polluants en g/m²/j.

Depuis 2014, après réorganisation du réseau de suivi, le suivi est réalisé par l'utilisation de pièges à particules sur trois stations (figure ci-dessous) représentatives :

- De la zone d'influence du diffuseur du rejet d'effluents (St60-NE)
- De la zone d'influence de la mine et de ses installations (St06-KW1 à 28 m de profondeur)
- De la zone d'influence de l'usine de valorisation du minerai (St15 à 25 m de profondeur).



Figure 3 : Aire d'étude pour le suivi des flux verticaux de particules issues du processus de transformation du minerai de l'usine de production et des activités d'excavation de mine de Vale-NC : station St60-NE localisée à 60m du rejet de l'effluent minier de Vale-NC, station St06-KW1 située en baie Kwé, station St15 positionnée à l'embouchure du Creek de la Rade du Nord.

Figure 11 : Stations pour le suivi des MES (AEL, MM_30)

A noter que « *Dans le cas du Canal de la Havannah, l'objet a été de répondre aux questions de la double rémanence supposée des MES :* »

- *d'une part, du gypse (CaSO₄) formé après l'étape de neutralisation par du calcaire et de la chaux, des solutions acides d'extraction du Ni ;*
- *d'autre part, de minéraux qui pourraient précipiter/co-précipiter lors de la mise en contact de l'effluent avec l'eau de mer. Ce phénomène pourrait entraîner une fraction non négligeable des métaux sur le plancher sédimentaire. »*

Le suivi de flux particulaires associé à la mesure des contaminants dans les particules apparaissent suffisants pour suivre les évolutions des apports particulaires dans le temps. Il est cependant identifié dans les conclusions de ce suivi certaines difficultés liées au positionnement des pièges à particules.

Les conclusions de cette étude sont toutefois difficiles à interpréter seules pour répondre aux problématiques posées de l'expertise. Elles sont à mettre en regard des autres données de la colonne d'eau et sédimentaires.

Si on s'intéresse spécifiquement à la station ST60-NE, qui permet de contrôler le flux de particules issu du diffuseur, il semblerait qu'elle ne soit pas sujette à de fortes variations de flux de MES. Les flux mesurés sont indiqués être constants. Nota : des teneurs élevées en Mn dans les MES ont été soulignées (juillet – août 2020).

➤ Focus sur les données disponibles pour le nickel :

La synthèse permet, par exemple, de visualiser sur une longue période (2009 à 2020) les concentrations de nickel et de chrome hexavalent à la station 06 (Baie de Kwé).

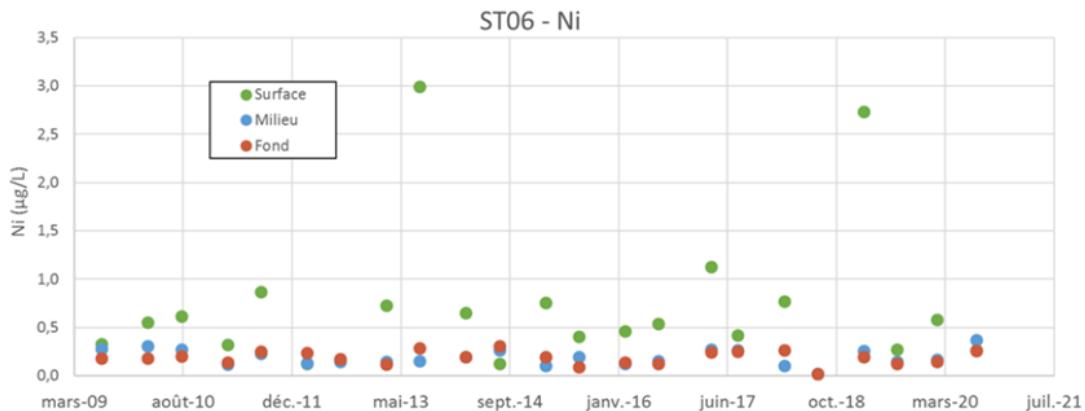


Figure 9 : Evolution des concentrations en Nickel ($\mu\text{g/L}$) pour la station ST06, aux trois profondeurs considérées.

Figure 12 : Figure tirée du document MM_26 (page 21) illustrant les concentrations en Ni à la station 06.

En revanche, dans la synthèse concernant le diffuseur (document MM_31), les données sont scindées en deux parties, c'est-à-dire pour les périodes 2010-2015 et 2016-2020 ; 2017 correspondant à un changement de la méthodologie de surveillance et à la mise en place d'un suivi renforcé suite à l'obstruction d'une partie des orifices du diffuseur (**Error! Reference source not found.**).

Il y aurait un intérêt à intégrer ces données de même que celles disponibles avant la mise en marche de la mine (2005-2007 ; document MM_5 + référence : Fichez et al., 2005).

À l'aide des données disponibles concernant le nickel à la station 09, transmises par AEL, on peut donner un aperçu global de l'évolution temporelle à cette station qui se trouve à proximité de l'émissaire.

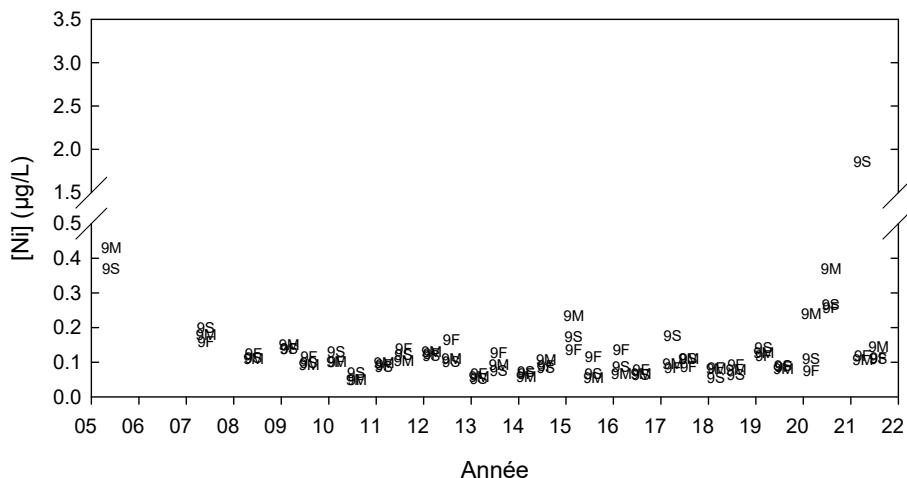


Figure 13 : Concentrations de nickel à la station 09 à proximité de l'émissaire (en utilisant la même échelle que celle utilisée pour la station 06 ; s = surface, m = milieu, et p = profond). Figure générée à partir des données transmises par AEL

On ne note aucune tendance claire dans l'évolution temporelle des concentrations de nickel entre la période qui précède le début de la production (2009) ou encore lors de la période de bris du diffuseur (2013-2014). De plus, la comparaison des deux figures (stations 06 et 09) révèle que les concentrations de nickel observées à proximité du diffuseur (station 09) sont inférieures à ce que l'on peut retrouver à proximité de la côte (station 06). Les rejets par le diffuseur ne provoquent donc pas de hausse des concentrations en nickel dans la colonne d'eau à l'exception d'une mesure récente. Cette dernière demeure toutefois relativement faible par rapport à ce qui est observé à la station 06. On peut donc

s'attendre à ce que les concentrations de nickel demeurent dans la gamme qui était observée avant la production.

Une analyse similaire des données récoltées de façon intensive dans les environs immédiats du diffuseur entre 2017 et 2022 (MM_23, MM_31) indique que les concentrations de nickel sont comparables à ce qui est observé près de la côte et ne révèle pas de tendance notable.

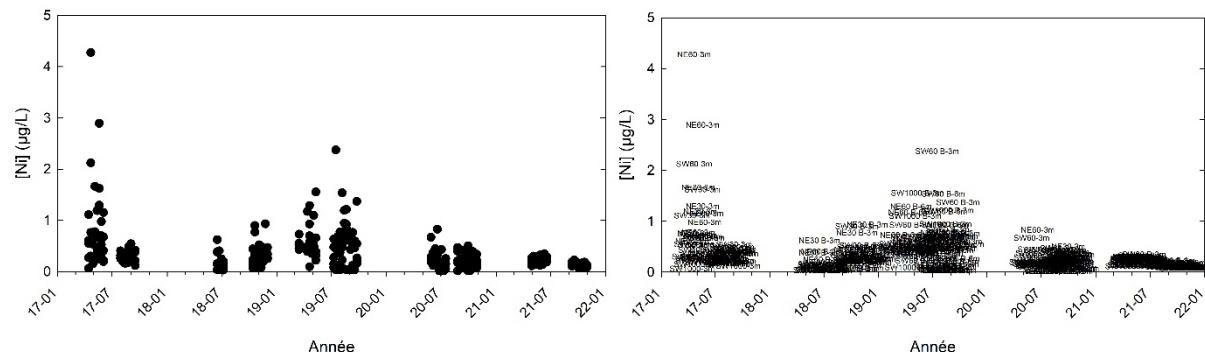


Figure 14 : Figures illustrant les concentrations de nickel à 30, 60 ou 1000 m de l'émissaire (les noms des stations correspondent à ceux définis dans le document MM_31).

Tel que mentionné dans le document MM_26 (page 21) : « quelle que soit la station, la profondeur ou l'élément considéré, aucune tendance à la diminution ou à l'augmentation des concentrations ne se dessine temporellement ». Les données disponibles semblent confirmer cette conclusion.

Ces observations sont cohérentes avec celles découlant du suivi des flux de MES à la station ST60-NE (AEL, MM_30). Dans ce suivi de 2007 à 2020, il n'y avait pas de tendance notable dans le flux de MES. Or, les flux de Ni sont corrélés aux flux de MES. Les apports en MES et en métaux (Co, Ni, Cr, Fe) sont intimement reliés.

4.2.1.2 Sédiments

Le suivi du compartiment sédimentaire est d'intérêt pour évaluer la contamination des milieux car il s'agit d'une matrice considérée comme intégratrice des différentes pollutions (« stock »). Ce suivi est en particulier utilisé pour évaluer les tendances à l'accumulation des polluants. Deux types de suivis sont mis en place réglementairement :

- Le suivi des sédiments de surface (1^{er} centimètre) dont les résultats sont présentés en MM_24 ;
- Le suivi des taux de sédimentation dont les résultats sont présentés en MM_29.

Selon les caractéristiques du sédiment, les métaux seront plus ou moins disponibles pour les organismes marins, les organismes cibles étant les organismes benthiques. Une modification des conditions géochimiques et hydrodynamiques est susceptible, par exemple de remettre en suspension les sédiments ou d'augmenter la biodisponibilité des métaux. Les sédiments profonds peuvent être quant à eux révélateurs de l'accumulation de polluants sur le long terme.

L'évolution des taux de sédimentation est contrôlée par des campagnes triennales (2010/2011, 2013, 2017 et 2020), sur quatre stations représentatives de trois zones (influence de la mine en St06, de l'usine et de la valorisation du minéral en St15 et St16, hors zone d'influence directe du complexe minier St13). Un état de référence a été produit en 2007.

Le rapport MM_29 conclut à une bonne géolocalisation des stations pour rendre compte des impacts naturel et/ou de l'activité minière, objectif principal du suivi.

Concernant la St13, elle est suivie pour répondre à une inquiétude des populations de l'île Ouen, les simulations du rejet du diffuseur ayant montré que le panache a tendance à se diriger en direction de l'île Ouen qui serait un lieu de forte sédimentation en raison de la présence d'un vortex sur la face Est de l'île. Le suivi présente l'avantage de la « mémoire » et permet de mettre en évidence des influences naturelles et/ou industrielles à certaines stations, c'est-à-dire de quantifier les apports terrigènes induits

directement ou indirectement par l'excavation de la mine. Le phénomène d'hyper-sédimentation est particulièrement problématique car pouvant conduire à l'enfouissement des coraux.

Dans le contexte de cette étude n°4 sur l'impact du diffuseur marin, les études montrent que les apports issus du diffuseur sont négligeables et qu'aucune tendance ne peut être observée.

Le suivi des sédiments de surfaces présente un intérêt d'un point de vue de leur évolution géochimique pour mettre en évidence un impact potentiel de l'activité industrielle. Réalisé dans le contexte de l'activité industrielle minière, il a débuté en 2006 sur 18 stations. Deux campagnes destinées à établir un état de référence ont été menées en 2006 et 2009, suivi de trois campagnes triennales (2012, 2015, 2018) à partir de la mise en activité du site. Les analyses ont porté sur :

- La distribution granulométrique ;
- La composition minéralogique ;
- La composition géochimique : métaux totaux et métaux disponibles (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) et l'élément majeur Ca.

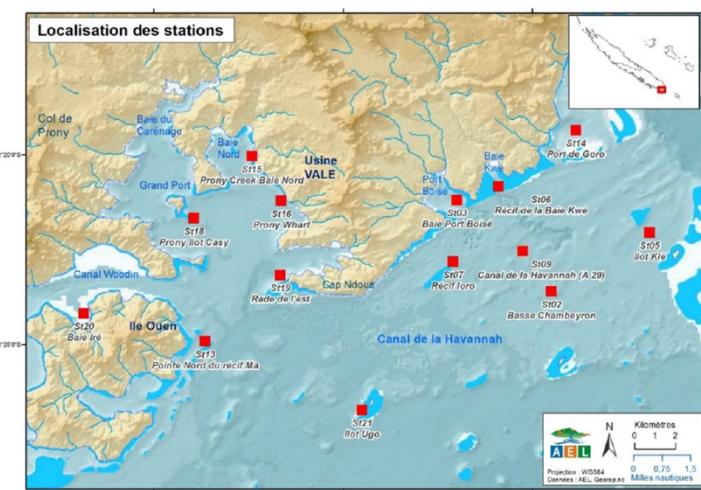


Figure 3 : Localisation géographique des stations de prélèvement de sédiments de surface constituant le réseau de suivi depuis 2012 dans la zone d'influence de l'usine de Vale-NC.

Figure 15 : Stations de suivi des sédiments de surface (AEL, MM_24)

Initié sur 18 stations, le suivi réglementaire a porté sur une sélection de 14 stations propices à la sédimentation fine. Toutefois, il apparaît que la nature des fonds ne permet pas toujours de disposer de suffisamment de sédiments de surface pour mener les analyses : au final, seulement huit stations sont exploitables.

D'après les conclusions d'AEL, le réseau n'est pas optimal et mérite des améliorations. Il est proposé de réaliser en priorité un suivi sur six stations à considérer comme « sentinelles ». Aucune n'est située dans l'aire du diffuseur marin car bien que d'intérêt, l'aire subit « *un hydrodynamisme de trop forte intensité pour espérer prélever des sédiments pélitiques* ».

Les données ne dégagent pas de tendances fortes sur la dernière décennie mais mettent en avant l'impact d'une période de fortes précipitations qui peut expliquer l'augmentation des teneurs en métaux observée en 2015.

Le suivi a par ailleurs l'intérêt de renseigner sur la fraction biodisponible des métaux dans les sédiments de surface. **On retiendra notamment que le manganèse contenu dans les sédiments de surface est relativement biodisponible pour les organismes vivants : « dans le lagon de Nouvelle-Calédonie, quelle que soit la zone :**

- Cr, Fe et Ni sont présents en très fortes proportions dans la phase résiduelle ;
- Co, Cu et Zn se concentrent majoritairement dans la phase résiduelle et, dans une moindre mesure, dans la phase réductible, voire aussi oxydable ;
- Ca est très majoritairement associé à la phase acido-soluble, mais des concentrations non négligeables sont parfois mesurées dans la phase réductible ;

- *Mn, bien que contenu principalement dans la phase résiduelle, il s'associe également à la phase acido-soluble et dans une moindre proportion à la phase réductible. »*

Concernant les méthodologies mises en œuvre pour ce suivi, le rapport de synthèse n'est pas suffisamment détaillé pour permettre une appréciation des techniques employées. La synthèse décennale réalisée par AEL propose une amélioration du type d'extraction. Pour mémoire, en matière de surveillance du milieu marin sur sédiment, le guide Aquaref 2015¹³ constitue un état de l'art des recommandations à suivre en termes d'échantillonnage.

Enfin, le rapport compare les teneurs obtenues dans les sédiments de surface à des valeurs de référence :

- Pour la fraction en métaux totaux, des valeurs guides « supérieures » en mg/kg (GV-High14) sont utilisées issues de documents Australiens et Néo-Zélandais (ANZECC & ARMCANZ 2000) pour Cu, Ni, Cr et Zn. L'utilisation de ces valeurs est sujette à caution comme le souligne l'auteur (ne concerne pas la même fraction sédimentaire).
- Pour la fraction en métaux biodisponibles, les concentrations sont directement comparées au CE₁₀ pour l'eau pour trois espèces (le bénitier *T. maxima*, le pétoncle *M. gloriosa* et le pétoncle *B. vexillum*), mettant en avant des concentrations potentiellement d'intérêt pour le Ni et Cu. Les résultats de cette comparaison sont à considérer avec précaution (voir sections précédentes).

Bien que des valeurs seuils consensuelles pour les sédiments marins ne soient pas disponibles à ce jour, il n'est pas possible ici de considérer les conclusions du rapport, relatives aux comparaisons détaillées ci-dessus, du fait des réserves émises concernant la méthodologie d'évaluation des risques appliquée.

4.2.2 Suivi écotoxicologique des eaux et bioaccumulation

Les documents supports de cette revue critique permettent de disposer d'un nombre d'information conséquent sur les états de référence et le suivi du milieu récepteur. Si toutefois, les rapports individuels sur les campagnes de prélèvements ne sont pas tous disponibles, les synthèses réalisées se sont révélées suffisantes pour traiter cette question.

Deux approches complémentaires ont été appliquées initialement pour évaluer les apports en métaux biodisponibles dans la zone potentiellement impactée par le rejet :

- la transplantation en stations artificielles d'espèces bioindicatrices bioaccumulatrices (**surveillance active**) ;
- l'analyse des produits de la mer (coquillages, crustacés et poissons) les plus communément consommés (**surveillance passive**).

4.2.2.1 Surveillance active : transplantation d'espèces bioindicatrices bioaccumulatrices

Le premier aspect considéré concerne la **surveillance active** par transplantation d'espèces bioindicatrices accumulatrices de métaux (MM_28) : le bivalve *Isognomon isognomon* et la macroalgue brune *Lobophora variegata*. Huit campagnes de suivi ont été réalisées entre 2009 à 2016 avec ces deux espèces identifiées pour leur propension à incorporer les métaux dans leurs tissus. L'année 2009 correspond au début des opérations minières. La période 2009-2013 est considérée comme suivi initial. La période 2014-2016 est un suivi optimisé suite à des recommandations et critiques du suivi initial. Ces organismes ont été prélevés en Baie Maa (site sélectionné pour l'absence d'influence minière, utilisé pour l'état de référence MM_7), et transplantés dans les eaux des huit stations sélectionnées.

¹³ https://www.aquaref.fr/system/files/Guide_Echantillonnage_Milieu_Marin_vf_2015_0.pdf

14 (GV-élévé), donnent une indication des concentrations auxquelles on peut déjà s'attendre à observer des effets indésirables en lien avec la toxicité (MM_29)

Ces organismes ont été immergés à mi-profondeur pour une durée de trois mois en vue de doser les concentrations de huit éléments métalliques (As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les tissus mous.

Deux notes importantes se trouvent page 10 :

(1) Certaines stations ont été changées de localisation pour diverses raisons ; entre autres, une station référence (St31) a montré en 2010 de fortes concentrations de certains métaux pouvant peut-être être dues à un upwelling.

(2) Les données sur les algues sont très peu fiables, à cause de problèmes méthodologiques. En effet, les frondes des algues ont été broutées par des poissons, ou ont été victimes de décomposition. Diverses interventions ont été tentées (en modifiant les cages) mais les problèmes n'ont pas été résolus.

Après la période de suivi initial, les résultats ont démontré que les concentrations de métaux varient naturellement dans les organismes étudiés. Pour pallier cette situation qui rend plus difficile l'interprétation des données de suivi, il a été recommandé d'utiliser des rapports de concentrations entre les contrôles et les organismes exposés. Cette approche a démontré que pour les bivalves, les métaux (Co, Fe et Ni) diminuent chez les organismes exposés aux effluents, ce qui suggère que les métaux sont moins biodisponibles que dans les sites référence. Au contraire, les algues ont montré un très bon potentiel comme espèce bio-accumulatrice, avec des augmentations de plusieurs métaux (Co, Cr, Fe, Mn et Ni) dans les sites exposés. Il a donc été recommandé d'améliorer le design des cages pour pouvoir continuer d'utiliser cette espèce en diminuant le broutage et la décomposition.

A la suite des recommandations, un suivi optimisé a été effectué en 2014-2016, incluant deux nouvelles stations (10 au total) et 5 mois d'engagement et quelques autres améliorations techniques. La perte de frondes principalement par prédation ou par décomposition constatée dès la première campagne est devenue critique à partir de 2014, ne permettant plus d'interpréter les données de façon pertinente et a donc conduit à l'abandon de cette espèce pour les dernières campagnes. Les suivis de 2015 et 2016 ont donc été effectués uniquement avec le bivalve, à la demande de Vale NC.

Un souci additionnel est apparu avec le bivalve. En effet, les individus proviennent tous du site contrôle de la baie Maa, depuis 2010. Plusieurs autres projets échantillonnent aussi la même espèce et ciblent la même gamme de taille. Au final, les bivalves de la taille cible (12-18 g) deviennent rares. Il devient donc évident dès 2014-2016 que l'approche de suivi avec bivalve engagé, telle que pratiquée, n'est pas viable sur le long terme.

À toutes les années du suivi, les frondes d'algues (2009-2014) et les bivalves (2009-2016) ont été regroupés en pools, dans le but avoué de réduire le nombre d'analyses à effectuer (p. 17). Ceci apparaît malheureux, et seulement justifiable quand la petite taille des échantillons l'exige, ce qui ne semble pas être le cas ici. En regroupant des individus, on réduit la puissance statistique et on perd l'information sur la variabilité inter-individuelle.

Les résultats sont séparés en métaux dits « non miniers » (As, Cu et Zn) et en métaux « miniers » (Co, Cr, Fe, Mn et Ni). Pour les meilleurs suivis sur le bivalve (2014-2016), l'étude démontre que le suivi des métaux non miniers est peu intéressant. **En revanche, des tendances d'accumulation des métaux miniers ont été observées dans les bivalves pour les sites littoraux, par rapport aux sites océaniques ou référence. Pour le suivi sur les algues, il est moins complet et plus court que celui sur le bivalve mais il suggère que des accumulations de métaux miniers se sont produites au fil du temps dans les stations littorales et océaniques, comparé aux sites référence.**

Compte tenu de la complexité des suivis avec des organismes vivants soulignée précédemment, à partir de 2017 ce type de suivi a été abandonné. La surveillance du milieu marin par la méthode de transplantation a été remplacée par l'immersion d'échantilleurs passifs couplés au passeur automatique THOË™ aux SW60 et NE60, stations positionnées perpendiculairement à 60 m de part et d'autre du diffuseur au niveau du point médian, la jonction C37. Le rapport (p. 31) indique que cette approche vise à effectuer un suivi des impacts des effluents, mais cette rédaction est ambiguë et peut être interprétée de façon erronée. En effet, si les échantilleurs passifs informent sur la biodisponibilité et le potentiel de bioaccumulation, ils ne fournissent, en revanche, aucune indication sur les impacts biologiques.

Dans l'ensemble, le rapport MM_28 est cohérent, assez complet et les résultats qui s'y trouvent sont bien interprétés. Ils traduisent néanmoins le retour d'information limité par rapport aux moyens mis en œuvre sur plusieurs années afin d'effectuer un suivi efficace des effets de l'effluent sur les organismes du milieu récepteur. **Aucune donnée présentée dans ce rapport ne soulève de risque substantiel pour les organismes exposés dans la colonne d'eau. En effet, aucune mortalité massive ou**

retard substantiel de croissance n'ont été observés aux sites sous influence des effluents. Par contre, une bioaccumulation peu importante (habituellement moins de deux fois) mais significative de quelques métaux d'origine minière a été observée pour certains sites, certaines années. Néanmoins, le nombre restreint de résultats issus de ces suivis ne permet pas de conclure de façon affirmative sur une absence d'effets.

Afin d'évaluer les tendances à la bioaccumulation dans les organismes sur des sites soumis à l'influence du rejet, le suivi actif est très pertinent. Pour améliorer la pertinence des résultats, il pourrait être préconisé d'augmenter le temps d'exposition des organismes. Mais la problématique de la disponibilité des organismes telle que soulignée plus haut prend bien sûr le dessus. L'approche par échantillonnage passif reste donc privilégiée.

Dans le futur, il devrait être envisagé de coupler l'approche préconisée actuellement (échantillonneurs passifs) à des expositions en laboratoire sur des organismes pertinents. Ces essais seraient menés sur une base régulière, plusieurs fois par année, en exposant les organismes à des effluents soumis à une analyse chimique complète et dilués séquentiellement. Cette approche permettrait de mieux prédire la toxicité de l'effluent selon les données obtenues en milieu récepteur à l'aide des échantillonneurs passifs.

4.2.2.2 Surveillance passive de produits de la mer

Parallèlement à ces campagnes sur organismes encagés, des données visant à évaluer les niveaux de contamination d'espèces consommées (poissons, coquillages (bivalves et gastéropodes) ont été collectées au cours de huit campagnes réalisées entre 2009 et 2014 (**surveillance passive**). Pour les bivalves, les métaux ont été dosés sur la chair totale de l'animal. En revanche, seul le muscle (partie consommée) a été considéré pour les poissons et les gastéropodes.

Le document MM_27 synthétise l'ensemble des résultats obtenus sur neuf éléments métalliques : As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn auquel a été ajouté Hg à partir de 2012. Ces données ont été utilisées dans un second temps dans une démarche d'évaluation des risques sanitaires.

L'état de référence a été réalisé entre août 2009 et janvier 2010 pour couvrir une saison fraîche et une saison chaude (MM_8). Ces campagnes ont mis en évidence des difficultés concernant l'échantillonnage : sur les deux zones de pêche attribuées d'un commun accord (Bonne Anse et Ile Ouen), seul l'échantillonnage de l'Ile Ouen (bord Est de l'ile) a été mené et cela uniquement en 2009. Quant à la zone de Prony Est et au récif de Bonne Anse, aucun échantillonnage de poisson ou de coquillage n'a été effectué pour les années 2009 et 2010. Certaines zones ont été rajoutées pour une campagne de mesure en 2014 à la suite de la rupture de l'émissaire. Pour ces zones, aucune caractérisation de l'état initial n'avait été réalisée.

L'analyse globale de ces données a mis en évidence la difficulté de disposer d'échantillons comparables (type espèces, nombre d'individus de taille et de poids homogène). Malgré les recommandations émises auprès des sous-traitants dès 2012 pour cibler les espèces et la taille des spécimens, les contraintes de prélèvement n'ont pas toujours permis de disposer d'échantillons uniformes.

Les données ont été analysées en considérant une répartition spatio-temporelle ainsi que le positionnement au sein de la chaîne trophique et le taxon représenté. **Ces premières analyses ont montré qu'aucune tendance nette en ce qui concerne l'accumulation n'apparaissait pour les métaux latéritiques et anthropiques entre les différentes zones et campagnes de prélèvement.** A l'inverse, ces données ont mis en évidence une influence du régime alimentaire et de la position taxonomique sur l'accumulation.

Une approche plus spécifique a été conduite sur l'espèce *Plectropomus leopardus*, fortement représentée et en bout de chaîne alimentaire. Des tendances concernant la répartition spatiale et l'évolution temporelle ont été observées pour certains métaux mais leur interprétation est restée difficile du fait que cela ne soit pas systématique lors des campagnes successives.

La confrontation des concentrations avec les valeurs maximales préconisées par le JECFA¹⁵ indique que les doses sont très inférieures à ces valeurs maximales pour Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn. En revanche,

¹⁵ Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives)

il convient d'être beaucoup plus vigilant en ce qui concerne le mercure en cas de consommation régulière de poissons carnivores. Aucune évaluation des risques sanitaires n'a toutefois été réalisée pour l'arsenic (mesuré dans 90 % de l'échantillonnage), le cobalt (mesuré dans 30 % de l'échantillonnage) et le manganèse (mesuré dans 90 % de l'échantillonnage). Les conclusions émises dans le cadre de ce rapport ne sont donc que partielles. Si pour l'arsenic, la justification de l'EFSA¹⁶ pour considérer que la dose hebdomadaire tolérable provisoire n'est plus pertinente, l'exercice aurait pu être réalisé *a minima* pour le manganèse pour lequel ces valeurs de référence ont été établies.

Pour les coquillages, les données montrent qu'ils accumulent les métaux de manière plus importante que les poissons (Hg excepté). Une différence peut toutefois être observée entre bivalves et gastéropodes. Les éléments As, Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Ni et Zn sont plus concentrés dans les chairs des bivalves ; à l'inverse Cu se trouve en concentrations plus importantes dans les gastéropodes.

En ce qui concerne le risque sanitaire, les apports en métaux consécutifs à une consommation de coquillages révèlent que les doses sont très inférieures aux valeurs maximales préconisées par le JECFA et par l'OMS à l'exception du cadmium et du nickel. L'évaluation indique que les doses peuvent être atteintes avec des consommations journalière (Ni) et mensuelle (Cd) à la fois des bivalves (Cd et Ni) et des gastéropodes (Cd). Comme dans le cas des poissons, aucune évaluation des risques sanitaires n'a par ailleurs été réalisée pour As, Co et Mn.

Le rapport de synthèse du suivi passif propose des recommandations pour l'amélioration du suivi en distinguant les différents objectifs recherchés : 1) suivi en tendances, 2) suivi à des fins d'évaluation du risque sanitaire en soulignant que les stratégies d'échantillonnage pour ces 2 objectifs ne sont pas les mêmes.

Le suivi tel qu'il est réalisé actuellement vise plutôt le 1^{er} objectif. Pour un suivi sanitaire lié à la consommation humaine de produits de la mer, des évolutions sont à apporter dans le suivi et les propositions de l'auteur sont tout à fait pertinentes : « *il est préconisé de s'orienter uniquement vers des espèces de produits de la mer (poissons, coquillages, crustacés, etc.) comestibles et les plus couramment consommées par les populations locales et de cibler uniquement les zones dans lesquelles elles sont pêchées* ».

4.2.3 Surveillance environnementale des peuplements récifaux et ichtyologiques

Prony est soumis réglementairement au suivi des peuplements récifaux et sur la faune ichtyologique sur 12 stations d'échantillonnage décrites dans MM_28, situées en baie de Prony et du Canal de la Havannah. Réalisé depuis 2005, le suivi est semestriel et porte sur 2 à 3 transects par station, et vise :

- Scléractiniaires, Millépores, Antipathaires, Gorgones, Stolonifères (coraux durs),
- Alcyonaires (coraux mous),
- Spongiaires,
- Ascidies,
- Mollusques (bivalves, gastéropodes, nudibranches),
- Echinodermes (étoiles de mer, oursins, holothuries, crinoïdes),
- Macrophytes (algues et phanérogames),
- Poissons

L'objectif est de suivre les effets potentiels de l'activité minière sur le long terme. Une série d'études présente les résultats de ce suivi de 2007 à 2019 (Dossier M_33), complété par les suivis semestriels de 2020 (M_21, M_22).

Ces études fournissent un suivi temporel intéressant qui sera probablement plus informatif quant aux impacts de l'effluent et leur évolution que les suivis rapportés dans MM_28 qui utilisaient l'encagement.

Les stations sont distribuées dans la baie de Prony, le canal de la Havannah et le canal Woodin. Elles sont plutôt uniformes en termes de profondeur (i.e. Casy est entre 7 et 10 m et Woodin est entre 4 et 21 m), mais varient pour leur pente, la variété de récifs coralliens et leur niveau d'exposition aux facteurs anthropiques (l'usine de Vale, avec son port et son diffuseur) et naturels. À cet égard, les suivis sur la

¹⁶ Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority)

période 2007-2019 montrent que la houle, les courants de marée, la turbidité et la salinité sont fortement variables et influencés par des événements météorologiques importants qui affectent grandement les paramètres de santé des récifs coralliens mesurés. Ces facteurs naturels, affectant l'ensemble des stations (témoins et dans la zone d'influence) diminuent de ce fait l'efficacité du suivi des stations pour détecter les impacts anthropiques dus à l'activité minière et au rejet d'effluents.

Le même protocole a été mis en œuvre jusqu'à aujourd'hui même si d'après l'auteur, le protocole de suivi des poissons « TLV » est critiquable (détail en annexe 3 du document relatif à la mission d'octobre 2015, « *Les premières critiques portent sur l'inadéquation des TLV et l'impact de leur positionnement pour des organismes qui sont mobiles et qui réagissent à la présence du plongeur. La dernière critique porte sur l'inadéquation du rythme des missions et du temps d'observation (ou temps de plongée), par rapport aux rythmes comportementaux des poissons.* »).

Les suivis réalisés en 2014 ne révèlent pas d'anomalies relatives à la rupture de l'émissaire en 2013. Des développements ponctuels de cyanobactéries sont constatés sur les stations St06, 07 et 08 en proche environnement du rejet, en présence de nutriments.

En 2016, un phénomène de blanchissement des coraux a été observé sur toute la Nouvelle-Calédonie (phase El Niño). Ceci a conduit AQUATERRA à proposer des recommandations pour une adaptation du protocole (le cahier des charges n'a toutefois pas évolué à ce jour).

À l'heure du bilan en 2020, l'état général des coraux aux stations suivies depuis 2007 apparaît généralement bon, sauf pour trois stations (St01, St02 et St04) où une étoile de mer corallivore a fait des dégâts considérables (raison non connue). Malheureusement, ce bilan ne tient compte que de l'étendue des coraux, puisque le suivi de leur diversité et de leur abondance a été arrêté en 2017¹⁷. C'est d'autant plus dommage que les coraux, étant fixes et sensibles, et fournissant un habitat à toute une communauté, sont des sentinelles hautement pertinentes.

Les invertébrés, excluant les coraux, sont peu fiables comme indicateurs d'impacts potentiels des contaminants provenant du diffuseur. Ce sont des organismes mobiles, souvent nocturnes, qui montrent des variations saisonnières et dont l'abondance peut augmenter même dans des cas de dégradation d'habitat, à cause de leur alimentation parfois détritivore ou nécrophage.

Quant aux macrophytes, leur suivi depuis 2007 a démontré que leur abondance est très variable entre les saisons et les années et fortement influencée par les événements météorologiques extrêmes qui peuvent les détacher.

Enfin, pour les poissons, le suivi sur le long terme (depuis 2007) a globalement démontré que leur abondance et leur biodiversité n'a pas été affectée par les activités anthropiques et que la santé de cette communauté demeure stable ; sur le court terme, c'est-à-dire d'une mission à l'autre, le peuplement change beaucoup, sans impact.

Globalement, le réseau de suivi n'a pas permis de mettre en évidence un impact de l'effluent sur les populations mais il a tout de même révélé une augmentation de l'apport particulaire et de la sédimentation, induits par la remise en suspension des sédiments avec l'activité portuaire et l'apport de particules terrigènes.

On soulignera que tous les rapports de mission contiennent un chapitre relatif aux améliorations à apporter aux suivis, non mis en œuvre, relatifs :

- au positionnement et description des stations ;
- au plan d'échantillonnage : augmentation du nombre de stations judicieusement choisies pour suivre les activités anthropiques / transects supplémentaires
- à la périodicité adaptée aux espèces (macroalgues par ex) ;
- aux taxons cibles.

A la suite du remplacement de l'émissaire après sa rupture en 2013, se sont posées les questions suivantes : l'émissaire marin joue-t-il un rôle attractif sur le peuplement de poissons ? Fonctionne-t-il

¹⁷ Les échanges avec AQUA TERRA ont confirmé l'arrêt du suivi de ce paramètre qui avait un caractère prospectif, en dehors du cahier des charges.

comme un récif artificiel ? L'effluent entraîne-t-il des perturbations sur les peuplements récifaux et les organismes associés ?

Une étude visant à établir un état de référence des peuplements récifaux et organismes associés de quatre stations biologiques marines à proximité de l'émissaire marin de Vale NC a été diligentée au 1^{er} semestre 2019 (MM_18) et le premier suivi biologique a été effectué au 2^{ème} semestre (MM_19).

Le suivi a été mis en place sur trois stations situées sur le diffuseur de l'émissaire marin (nouvelle partie changée en 2013 - pression des événements) et sur une station témoin sur la conduite. Il s'agit de stations profondes (36 - 42 m), avec deux zones d'échantillonnage par station : une sur l'émissaire, l'autre sur zone de plaine sableuse à proximité immédiate.

Le protocole de suivi manque de précision en ce qui concerne les communautés ichtyologiques.

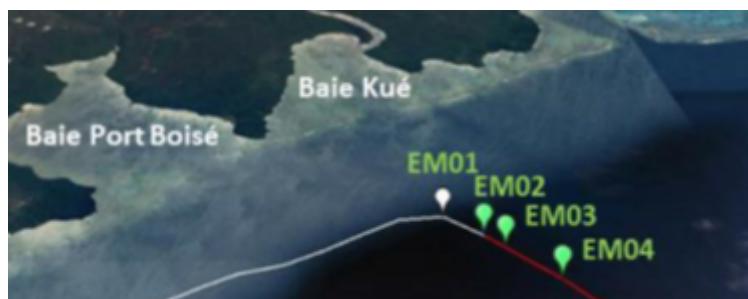


Figure 16 : Stations de suivi biologiques marines à proximité de l'émissaire (MM_18)

La conduite s'avère être attractive pour les poissons et fonctionne comme un récif artificiel qui va se complexifier avec le temps (support pour tuf/ coraux/ protection pour poissons). Les quatre stations sont toutes sur le même type de biotope – seulement une différence de profondeur et d'éloignement à la côte. La recolonisation de la conduite a été rapide, avec la présence d'espèces classées par l'IUCN.

En conclusion, aucun effet des effluents rejetés par le diffuseur n'a été constaté sur les communautés benthiques et ichtyologiques (état de référence). Il a été décidé de mettre en place un suivi biologique des quatre stations avec une périodicité semestrielle. En juin 2019, le commanditaire de l'étude était le CCCE (Comité Consultatif Coutumier Environnemental), garant de la transparence et du suivi de gestion environnementale de l'usine.

L'objectif était d'évaluer l'état de santé des organismes benthiques et la composition des assemblages, et d'identifier les invertébrés et la flore benthique qui contribuent le plus à la composition caractéristique unique des stations. Les mêmes protocoles que pour l'état de référence ont été appliqués, complétés par estimation du blanchissement (estimation visuelle) sur les mêmes stations EM01 à EM04.

La diversité du macrobenthos comprend des similarités pour les stations EM01 à EM03. La station EM04 est plus diversifiée en coraux durs et autres invertébrés. Cela est expliqué par une plus grande disponibilité en substrats durs et une profondeur moins importante.

La difficulté de ces suivis est surtout de faire la part entre l'influence des facteurs anthropiques et les facteurs naturels (courant de marée, houle, ressac, coup d'ouest, Δ température, Δ salinité et Δ UV) ainsi que des événements dépressionnaires exceptionnels et climatiques (El Niño / la Niña).

page 78 : *Les coraux constituent ainsi de véritables « sentinelles avancées » pour détecter les effets des perturbations, qu'elles soient d'origine anthropique ou naturelle (Adjeroud M. et Lasne G., 2011).*

page 80 : *En janvier et juin 2019, le blanchissement corallien n'affecte pas d'espèce de coraux scléractiniaire dans l'ensemble des stations de la zone de surveillance biologique*

Les observations montrent des lésions coraliennes en relation avec un apport sédimentaire (gradient décroissant de la côte vers large (EM01-EM04) et des lésions par abrasion de particules transportées par un courant de marée intense (on observe les mêmes caractéristiques pour toutes les stations). Il n'y a pas d'espèces invasives.

En conclusion, l'ichtyofaune est bien diversifiée le long de l'émissaire. La conduite joue bien un rôle attractif pour les poissons et fonctionne comme un récif artificiel.

page 99 : *À ce stade, les indicateurs biologiques s'orientent sur un bon état de santé des peuplements récifaux et les organismes associés. Les organismes macrobenthiques colonisent au fur et à mesure l'émissaire marin (espèces pionnières) et les poissons côtoient la partie du diffuseur (même à proximité des événements).*

Il semble que seules les deux séries temporelles de 2019 aient été réalisées : ce type de suivi serait à reproduire, comme préconisé, afin d'avoir plus de recul pour percevoir l'impact des effluents (discrimination de l'influence des facteurs naturels à partir du suivi de stations témoins). Le fait que ce suivi soit ciblé sur quatre stations clés le rend plus efficace et demande moins de moyen que celui réalisé sur les douze stations de surveillance au moins au niveau du nombre et de la méthodologie¹⁸.

Un dernier document relatif au réseau d'observation des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (RORC) - campagne de suivi 2017-2018 (MM_17), a été examiné. L'objectif de l'étude était de fournir des indications sur la vitalité des récifs, en rapport avec des pressions larges qui s'exercent sur ces derniers (changement climatique, modifications des conditions environnementales sur un pas de temps long, pollutions chroniques, surexploitation de certaines ressources, ...). Des résultats permettent de dresser un bilan annuel de l'état de santé de récifs sentinelles et d'évaluer leur évolution sur le long terme. Il s'agit d'un suivi participatif, impliquant les acteurs pouvant être des non scientifiques, qui vise à sensibiliser à la préservation des récifs.

Le RORC, initié depuis 1997, comprend 75 stations sur 27 sites. Le site « Prony » est suivi depuis 2013 avec deux stations (station Casy qui correspond à la Station 1 du suivi AQUA TERRA et Bonne anse (à l'est de Casy). Ce suivi permet de comparer le site Prony avec les autres sites en NC, selon un protocole conçu pour obtenir un maximum d'informations sur les conditions du récif et applicable par des non scientifiques.

Le récif est en bonne santé sur les stations de Prony comme toutes les stations du Grand Sud – reprise corallienne entre 2004 et 2011 sur Bonne Anse – et reprise corallienne depuis 2012 sur Casy.

- Station Casy : station dans les plus riches en espèces d'invertébrés : bénitiers >15 ind/100 m²/ holothuries <10 ind/100 m² - présence d'acanthasters 6 ind/400 m² - densité en poissons-perroquets et papillons plus élevés à partir de 2009.
- Station Bonne Anse : récif moyennement perturbé – foyer d'abondance par forte présence d'acanthasters 18 ind/400 m²- populations de poissons-perroquets, chirurgiens et papillons plus abondantes ces dernières années.

Le bilan du suivi 2017-2018 conclut à un état de santé en amélioration sur Bonne Anse et Casy (Prony). On constate à la lecture du document que ces secteurs ne présentent pas plus de perturbations que les autres stations suivies sur le pourtour de la NC. Attention, le rapport du RORC ne conclut en aucun cas à une absence ou non d'impact de la rupture de l'émissaire. Cette question n'est pas abordée.

A noter que ces deux stations sont en baie du Prony et hors influence du rejet proprement dit celui-ci étant côté canal de Havannah ; la circulation des courants / des masses d'eau ne ramenant pas les rejets vers la baie.

4.2.4 Discussion

➤ Sur la pertinence des suivis et les enseignements :

Les différents compartiments et matrices d'intérêt font ou ont fait l'objet d'un suivi. Les procédures mises en œuvre sont réputées conformes aux différentes exigences réglementaires et utilisant des méthodes et outils performants, voire assez innovants. Les suivis physico-chimiques, écotoxicologiques et environnementaux sont opérés par les mêmes bureaux d'étude depuis plus de 10 ans, ce qui permet d'assurer une continuité dans les pratiques et la gestion des données. De plus, les méthodologies ont été conservées sur la dernière décennie pour la plupart des stations même si différents ajustements du réseau de surveillance ont été nécessaires, rendant parfois l'interprétation des suivis temporel plus difficile.

¹⁸ AQUATERRA indique que la profondeur plus importante alourdit la logistique

L'évolution constatée et attendue de la composition de l'effluent et les conditions de rejets dégradées sur certaines périodes ne semblent pas se traduire de façon significative dans les résultats du suivi environnemental. Ce constat conduit à questionner la pertinence de certains suivis dans la colonne d'eau notamment, et à regretter l'abandon d'autres (suivis écotoxicologiques par exemple).

Plusieurs propositions d'amélioration des suivis sont formulées dans les rapports de synthèse décennale par AEL, aussi bien sur les stations à échantillonner, que sur les approches à privilégier. On retiendra la proposition de déployer plus largement des outils d'échantillonnage passif pour certains suivis, afin de s'affranchir autant que possible des contraintes techniques liées au suivi dans la colonne d'eau (matrice analytique chargée, faibles concentrations) ou dans les organismes vivants. Le suivi par DGT par exemple nécessite toutefois des développements méthodologiques en fonction des paramètres à suivre et une attention particulière doit être portée sur la validation des facteurs de conversion des concentrations accumulées sur le support passif généralement en µg/g de phase vers une concentration dans le l'eau en µg/L. On notera que ce type d'outil est de plus en plus utilisé pour le suivi des milieux aquatiques : la réglementation laisse la possibilité d'utiliser ces outils¹⁹ et un fascicule de document AFNOR FD T 90-012 a récemment été publié pour la mesure des métaux par DGT²⁰.

Au-delà du cahier de charges des suivis, les caractéristiques hydrodynamiques de la zone, l'impact saisonnier et les épisodes de fortes précipitations sont autant de facteurs de complexité pour l'interprétation. Ainsi, les résultats de simulations réalisées à partir de modèles robustes et validés pour les conditions locales peuvent s'avérer tout aussi pertinents.

➤ Sur les approches d'évaluation de risques environnemental et sanitaire :

Des approches de surveillance active et passive ont été appliquées initialement pour évaluer les apports en métaux biodisponibles dans la zone potentiellement impactée par le rejet et pour évaluer les risques pour les populations via la consommation de produits halieutiques. Concernant la surveillance active, bien que pertinent, l'engagement d'organismes a été abandonné (afin de ne pas mettre en péril les populations de bivalves utilisés pour ce suivi) et remplacée par des échantilleurs passifs couplés au passeur automatique THOË™. Or, si les échantilleurs passifs informent sur la biodisponibilité et le potentiel de bioaccumulation, ils ne fournissent, en revanche, aucune indication sur les impacts biologiques potentiels comme pouvait le faire les organismes utilisés dans le cadre de la surveillance passive.

Cette modification des modalités du programme de surveillance et les modifications des caractéristiques de l'effluent après la dernière campagne de mesure ne permettent pas de capitaliser sur les données déjà obtenues, ce malgré l'observation d'une bioaccumulation de métaux d'origine minière (Co, Cr, Fe, Mn et Ni) sur certains sites littoraux pour les bivalves par rapport aux sites de référence et sur des sites littoraux et océaniques pour les algues.

Étant donné les difficultés inhérentes aux approches de surveillance active et passive, la relance périodiquement des tests de toxicité standardisés en laboratoire avec des espèces pertinentes permettrait de valider l'absence de toxicité de l'effluent et de consolider les observations et suivis en milieu récepteur.

Les différentes campagnes de suivi des concentrations de métaux dans les poissons et coquillages ont mis en évidence des difficultés méthodologiques, notamment la difficulté de disposer d'échantillons comparables : type d'espèces, nombre d'individus de taille et de poids homogène. Elles ont toutefois permis d'identifier, en confrontant les concentrations mesurées avec les valeurs maximales préconisées par le JECFA, des points de vigilance liés à la consommation de ces ressources halieutiques :

- Pour le mercure en cas de consommation régulière de poissons carnivores,
- Pour le nickel et le cadmium en cas de consommations journalière (Ni) et mensuelle (Cd) à la fois des bivalves (Cd et Ni) et des gastéropodes (Cd).

¹⁹ Arrêté du 25 janvier 2010 modifié en 2022 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement

²⁰ Qualité de l'eau - Dosage des métaux - Méthode pour la mesure de concentration en métaux après échantillonnage passif par gradient diffusif en couche mince, FD T 90-012, AFNOR

Les études n'établissent pas de lien direct avec l'influence du rejet de l'émissaire marin de Prony. Les niveaux de mercure dans l'effluent sont très faibles mais ce composé est particulièrement bioaccumulable chez certains poissons. Pour le Ni, le suivi actif a pu mettre en évidence l'influence du rejet dans les bivalves sur le littoral.

A ce jour, aucune évaluation des risques sanitaires n'a été réalisée pour d'autres métaux retrouvés régulièrement dans les échantillons analysés : arsenic, cobalt et manganèse²¹. Les conclusions de ce suivi ne sont donc que partielles. Si pour l'arsenic, la justification de l'EFSA pour considérer que la dose hebdomadaire tolérable provisoire n'est plus pertinente, l'exercice aurait pu être réalisé *a minima* pour le manganèse pour lequel ces valeurs de référence ont été établies.

Ces risques potentiels identifiés liés à la consommation de certaines espèces de poissons et de coquillages conduisent à s'interroger sur les conclusions qui ont été tirées de cette étude. Il semble qu'aucune mesure de gestion n'ait été mise en œuvre à la suite de ce constat ou qu'aucune étude plus conforme à l'état de l'art de réalisation d'une évaluation des risques sanitaire n'ait été entreprise.

²¹ AEL indique que cette évaluation n'a pas été faite en raison de l'absence de valeurs de référence dans les bases de données internationales pour ces trois composés.

5 Conclusions et recommandations pour répondre aux questionnements

5.1 Conclusions sur la qualité des données disponibles pour l'expertise

Le premier constat qui peut être fait concerne le volume de la documentation et des données disponibles depuis la mise en activité du site, et même en amont dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploiter. Si, au cours de l'expertise, nous nous sommes rendu compte que certains éléments complémentaires auraient pu être fournis et que d'autres pouvaient être considérés comme obsolètes à ce jour, la majorité des documents étaient de qualité et d'intérêt majeur.

A la lecture des documents et différentes expertises menées depuis plus de 10 ans, nous avons pu constater les efforts importants déployés sur le suivi environnemental et la compétence des organismes en charge de ces suivis, qui se situent dans une logique d'amélioration continue. Il semblerait qu'il y ait en revanche un manque de vision globale de l'industriel sur l'exhaustivité des données dont il dispose ou tout au moins un manque d'intégration de ces données. En effet, le plus souvent les éléments complémentaires existent mais ne sont pas accessibles en première intention.

L'expertise des résultats de la surveillance mis à disposition s'est avérée laborieuse au regard de l'ensemble des suivi, stations, paramètres, fréquences, etc... et événements associés. L'étude des données d'un programme de surveillance aussi ambitieux et sensible pour les populations locales gagnerait en efficacité si l'ensemble des résultats et métadonnées étaient accessibles via une base de données unique, permettant des croisements par exemple. Il n'a pas été identifié de proposition de mise en place d'une telle base. Par ailleurs, comme indiqué précédemment, la carte agrégeant l'ensemble des points de surveillance est d'intérêt (document MM_37).

La réalisation de rapports de synthèse sur des chronologies longues est un point positif : notre étude a largement bénéficié de l'existence de rapports de synthèse décennales par objectif du programme de suivi. Ces rapports comportent de plus, le plus souvent, des recommandations pour améliorer la surveillance actuelle. Toutefois, il manque une analyse rétrospective de l'ensemble des données, une mise en regard des résultats issus des différents suivis, par exemple, évolution de l'effluent *vs* évolution des concentrations en champ proche, concentrations dans les flux particulaires *vs* dans la colonne d'eau et dans les sédiments, etc. On notera également un manque de comparaison régulière avec les résultats des simulations.

Il conviendrait donc de renforcer les actions :

- de bancarisation des données ;
- de synthèses des résultats de la surveillance menée par type de suivi ;
- de mise en perspective de ces différents résultats.

5.2 Réponses aux questions posées

Une fois les documents examinés par les experts et discutés, l'objectif de cette expertise était de fournir, si les données le permettaient, des éléments de réponses aux inquiétudes formulées par les populations. Ces éléments sont résumés ci-dessous, à l'aide des conclusions formulées dans la section 4, mais sont présentés ici en réponse aux quatre questions.

➤ *Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long terme des concentrations des différents polluants issus du rejet des effluents de l'usine du sud dans le milieu marin ?*

Nous avons défini dans le cadre de cette expertise que le long terme pouvait correspondre à la prochaine période décennale d'exploitation du site, échelle de temps pour laquelle nous disposons d'un historique de données de suivi des effluents et de surveillance du milieu marin sur la période précédente. L'analyse rétrospective des conditions du suivi et des résultats avait donc pour objectif d'identifier d'éventuelles tendances dans l'évolution des concentrations (stabilité, augmentation, diminution), sous réserve que les modalités de ces suivis le permettent.

Le court terme est défini sur une période d'une à deux années, qui verrait des évolutions significatives dues à un changement de procédé, de conditions de rejet par exemple.

Afin de déterminer la possibilité ou non de répondre à cette question, entièrement ou en partie, les éléments suivants, données d'entrée nécessaires, ont été examinés :

- En ce qui concerne l'effluent, sa caractérisation est-elle pertinente ? Des évolutions sont-elles constatées sur la période d'étude ? Des évolutions sont-elles à venir ?

La composition connue de l'effluent indique la présence d'éléments majeurs comme le calcium, le magnésium, le sodium, le chlore et les sulfates, de plusieurs métaux et métalloïdes dont certains dits « toxiques » ou « lourds » en faibles quantités voire à l'état de traces (concentrations inférieures au microgramme par litre) tels que Al, As, Cd, Cr et Cr VI, Cu, Hg, Mn Ni, Pb, Sn, Zn. La présence de ces éléments est caractéristique de l'activité minière du site.

D'autres polluants organiques ont été mis en évidence sur une certaine période, en lien notamment avec l'activité de raffinerie sur le site (aujourd'hui arrêtée).

Ces paramètres font l'objet d'un suivi régulier imposé réglementairement dans des conditions permettant de disposer de résultats représentatifs des concentrations et flux rejetés sur une journée (prélèvement d'un échantillon composite sur 24h). Les méthodes analytiques mises en œuvre sont réputées suffisamment performantes pour permettre la détection de traces et vérifier la conformité du rejet aux prescriptions de l'arrêté d'autorisation d'exploiter.

L'effluent n'a pas récemment fait l'objet d'une caractérisation étendue (c'est-à-dire la mise en œuvre d'une recherche élargie de composés potentiellement d'intérêt par rapport à la liste des composés réglementés). Et les données, bien que collectées à des fins de vérification de la conformité de l'effluent, ne semblent pas avoir fait l'objet d'exploitation statistique sur la période décennale qui faciliterait l'interprétation d'une éventuelle évolution significative des concentrations rejetées.

L'historique d'exploitation du site depuis 2008 fait toutefois apparaître divers épisodes de nature à modifier les caractéristiques du rejet. Il s'agit d'une part des difficultés de la maintenance du procédé de traitement du manganèse et de son remplacement par un autre traitement (ponctuellement puis de manière permanente) qui a pu conduire à des évolutions dans les propriétés du rejet (notamment augmentation des sulfates, de la concentration en manganèse et autres métaux par une baisse de la précipitation) et d'autre part des modifications de la production elle-même (remplacement de la production de CoCO_3 et de NiO par du NHC, arrêt progressif de l'activité de la raffinerie en 2019/2020) modifiant ainsi la qualité des effluents à traiter. La modification de la production ne semble pas conduire à une augmentation des débits.

Un arrêté de la DIMENC de 2016 dit « arrêté de flexibilité » autorise des dépassements des valeurs limites d'émission supérieurs pour le manganèse sur des périodes mensuelles, afin de faciliter certaines opérations industrielles ponctuelles (vidange du surnageant du parc à résidus). Des pics de concentrations et flux sont donc constatés et attendus.

- Quelles sont les conséquences sur les concentrations en polluants dans le milieu marin ?

Le suivi environnemental mis en place vise les différents compartiments et matrices d'intérêt : eau, MES de la colonne d'eau, sédiments, biote. Les stations de suivi sont réparties dans le champ proche et éloigné du diffuseur dans le canal de la Havannah (carte de point de suivi en annexe 3). Des chroniques de suivi longues sont disponibles ainsi qu'un état de référence pour les différents compartiments (réalisé avant l'implantation de l'usine).

Les documents fournis suggèrent, toutefois, lors d'un fonctionnement normal du site et de l'unité de traitement, des apports (flux) stables en métaux dans le milieu récepteur, même si des fluctuations sont possibles sur un mois, qui résultent en des concentrations dans la colonne d'eau dissoutes et particulières également stables dans le milieu récepteur marin en champ éloigné (pas d'observation de tendances).

Le suivi des sédiments, s'il n'a pas mis en évidence de tendance, présente l'intérêt de renseigner sur la fraction biodisponible des métaux dans les sédiments de surface. On retiendra notamment que le manganèse contenu dans les sédiments de surface est relativement biodisponible pour les organismes vivants.

En champ proche du diffuseur, les observations sont différentes : il a pu être constaté des teneurs élevées en manganèse, notamment dans la phase particulaire et les sédiments sur certaines périodes de fonctionnement dégradé de l'émissaire par exemple.

Concernant le biote, des études menées sur différentes espèces de plusieurs niveaux trophiques mettent en évidence des tendances à la bioaccumulation de métaux d'origine minières sur les stations (voir question 3).

Sur le court terme, notamment en cas de pics de concentration pour le manganèse et les métaux associés, les concentrations vont évoluer en champ proche. Les flux seront toutefois rapidement dispersés comme le prévoient les simulations. En champ éloigné, cette évolution ne sera pas visible sur la colonne d'eau.

En revanche, l'apport régulier en contaminants métalliques conduira de fait à une augmentation des concentrations dans le milieu. De par leurs propriétés intrinsèques, les métaux ne se dégradent pas dans le milieu et se retrouvent sous différentes formes particulaires ou dissoutes, pour partie biodisponibles pour les organismes vivants.

Outre les apports via l'émissaire marin, il faut préciser que les apports terrigènes de sédiments peuvent être important lors d'épisodes de fortes pluies par exemple.

En réponse à la question posée, nous considérons que dans le cadre de la mission d'expertise confiée il n'est pas possible, avec les données dont nous disposons et au regard de la complexité du fonctionnement du lagon et de l'influence des facteurs extérieurs, de quantifier l'évolution des concentrations en métaux dans les différents compartiments aquatiques en champ éloigné du diffuseur attribuables au rejet industriel. Les modifications des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent et le suivi environnemental réalisé en champ proche montrent toutefois des variations des concentrations conduisant à une augmentation des apports au milieu. La réponse est donc partielle à ce jour.

➤ *Quelles seraient les conséquences éventuelles de colmatages de l'émissaire marin sur l'évolution des concentrations en polluants dans le milieu marin ?*

Cette question fait référence aux événements passés (colmatage d'une partie du diffuseur en 2018) pour lesquels des modélisations des flux et concentrations en manganèse dans le milieu avaient été réalisées et des suivis spécifiques mis en place. Les résultats des différentes études montrent que les conditions dégradées n'ont pas engendré de changements notables dans les tendances en polluants (Mn et Ni en particulier), dans la colonne d'eau en champ éloigné. Un nouvel épisode de colmatage du diffuseur est en cours depuis 2021.

L'évolution constatée et attendue de la composition de l'effluent et les conditions de rejets dégradées sur certaines périodes ne semblent pas se traduire de façon significative dans les résultats du suivi environnemental.

Dans la mesure où les effluents sont conformes et les flux rejetés stables, on peut anticiper que les conséquences d'un colmatage sont difficilement mesurables à l'échelle du lagon.

Les conséquences visibles seront limitées au champ proche, avec la mise en évidence via la modélisation d'une modification des débits aux trous non bouchés du diffuseur (plus forts) et entraînant des modifications du panache de dilution. En particulier, il n'y aura pas de sédimentation en champ proche en raison de l'augmentation du débit d'éjection et l'effluent aura tendance à remonter dans la colonne d'eau exposant d'autres types d'organismes.

Le réseau actuel de stations en champ proche et plus éloigné permet de suivre une éventuelle dispersion anormale du rejet.

Une combinaison de facteurs aggravants comme une rupture de la conduite et des non-conformités des effluents pourrait être problématique.

En réponse à la question posée, nous considérons donc que le colmatage conduit à une évolution des concentrations en champ proche mais que l'effluent est rapidement dispersé rendant difficilement visibles d'éventuelles conséquences à l'échelle du lagon.

➤ *Du fait de cette évolution attendue, quel est le risque écotoxique pour l'être humain et pour les espèces vivantes, notamment par bioaccumulation ?*

Trois niveaux d'information sont actuellement disponibles permettant de proposer une réponse à cette question : le suivi populationnel, la surveillance active du niveau de contamination par transplantation

d'espèces bioindicatrices accumulatrices de métaux et la surveillance passive d'espèces consommées (poissons, coquillages (bivalves et gastéropodes).

En ce qui concerne les **suivis populationnels** (écotoxicité) le réseau de suivi n'a pas mis en évidence d'impact des rejets de l'émissaire sur les populations, ni en champ éloigné, ni en champ proche. Les études menées suite à la rupture de l'émissaire en 2013 montrent une rapide résilience du milieu et une colonisation des espèces de l'émissaire lui-même après sa réparation. Il a tout de même révélé une augmentation de l'apport particulaire et de la sédimentation, induits par la remise en suspension des sédiments avec l'activité portuaire et l'apport de particules terrigènes. Le réseau de suivi gagnerait en pertinence en appliquant les recommandations émises par AQUA TERRA relatives :

- au positionnement et à la description des stations ;
- au plan d'échantillonnage : augmentation du nombre de stations judicieusement choisies pour suivre les activités anthropiques / transects supplémentaires
- à la périodicité adaptée aux espèces (macroalgues par ex) ;
- aux taxons cibles.

Les données relatives à la **surveillance active** ont montré qu'aucune mortalité massive ou retard substantiel de croissance n'avaient été observés sur les sites sous influence des effluents pour le bivalve *Isognomon isognomon*. En revanche, une bioaccumulation peu marquée (habituellement moins de deux fois) mais significative de quelques métaux d'origine minière a été constatée pour certains sites littoraux, certaines années. Néanmoins, le nombre restreint de résultats issus de ces suivis ne permet pas de conclure de façon affirmative sur une absence d'effets. Depuis 2017, du fait des difficultés de suivis avec des organismes vivants évoquées par AEL, ce type de suivi a été abandonné et remplacé par l'immersion d'échantilleurs passifs couplés au passeur automatique THOË™. Toutefois, aucune donnée comparative n'est disponible pour acter de l'adéquation de cette substitution et de la corrélation entre ces deux types de données.

En ce qui concerne enfin la **surveillance passive**, celle-ci peut être associée au volet sanitaire lié à la consommation de ressources halieutiques pour la population (poissons, mollusques). Sur la base des éléments disponibles, la réponse à la question s'avère difficile voire impossible. En effet, l'analyse des données montre qu'aucun suivi n'a été réalisé depuis 2014 malgré les conclusions émises par AEL qui font apparaître que les doses peuvent être atteintes avec des consommations journalière (Ni) et mensuelle (Cd) à la fois des bivalves (Cd et Ni) et des gastéropodes (Cd),

De nombreuses limitations ont été émises sur ces études à la fois en ce qui concerne les valeurs de référence et les modalités de mise en œuvre de l'évaluation des risques qui ne sont pas conformes à l'état de l'art. Toutefois, il convient de creuser ce volet sur la base de mesures de concentrations et de valeurs toxicologiques robustes. Cette réévaluation des risques devra également intégrer une zone de référence adéquate permettant de dissocier l'impact spécifique de l'installation de celui lié au bruit de fond géochimique.

En réponse à la question posée, nous restons prudents sur l'absence de risque environnemental (faune et flore) qui transparaît des différentes études en raison des limites méthodologiques que nous avons relevées. En ce qui concerne le risque sanitaire, nous ne pouvons pas conclure sur la base des approches appliquées non conformes aux méthodologies éprouvées dans ce domaine.

➤ *L'actuel réseau de mesure des concentrations des différents polluants (dont notamment, mais pas seulement, le manganèse) est-il suffisant pour surveiller pleinement le risque de toxicité ?*

La question se focalise sur le suivi physico-chimique du milieu (concentrations de polluants) avec une finalité d'évaluation du risque chimique. Il est question de « toxicité » mais le risque peut être considéré à la fois pour le volet environnemental et le volet sanitaire comme dans la question précédente, et ce afin de prendre en compte le terme « pleinement ».

Concernant les suivis physico-chimiques, l'analyse rétrospective des données montre qu'il est difficile d'interpréter les résultats au regard d'un impact écotoxicique sur le milieu marin et dans un cadre sanitaire, malgré la quantité de données disponibles sur de longues chroniques. En effet, les suivis environnementaux en place n'ont pas forcément cet objectif.

Rappelons que la dilution est forte dans le milieu marin, pouvant rendre la quantification des substances dans l'eau difficile avec les techniques de prélèvement et analytiques classiques. La complexité du contexte local rappelé dans le cadre de l'établissement de l'état de référence et du paramétrage des modélisations (caractéristiques hydrodynamiques de la zone d'influence de l'émissaire, impact saisonnier et épisodes de fortes précipitations) peut rendre par ailleurs l'interprétation d'une éventuelle influence du rejet difficile voire impossible en ce qui concerne le champ éloigné du diffuseur. La zone lagunaire est soumise à une influence des marées, des apports terrigènes en sédiments chargés de métaux, et présente un fond géochimique pour les métaux d'intérêt dans le cadre de l'expertise.

Si la densité de ce suivi et les différents polluants (29 paramètres suivis en champ éloigné dans la colonne d'eau) et matrices visées (eau, MES, sédiments, biote), sont certes à souligner, des stratégies d'amélioration sont régulièrement proposés par les bureaux d'études intervenant. Certaines ont pu être mises en œuvre, d'autres sont à prendre en considération dans le cadre d'une mise à jour du plan de surveillance.

On citera les propositions d'optimisation du suivi de la colonne d'eau : suivi resserré sur certaines stations sur lesquelles l'influence du rejet ou des apports terrigènes a pu être mis en évidence, suivi de stations « de référence », amélioration des techniques d'échantillonnage dans la colonne d'eau, mise en place d'outil d'échantillonnage passif couplés à un prélevage sur certains sites qui ont le mérite de mesurer des concentrations plus faibles et peuvent faciliter l'échantillonnage à différentes profondeurs.

Au niveau du suivi en champ proche, l'arrêté dit de flexibilité a introduit un suivi renforcé du manganèse et du nickel, réalisé essentiellement à partir d'outils d'échantillonnage passif pour l'eau, ce qui permet d'intégrer les éventuels pics de concentration et d'informer sur un risque d'accumulation des métaux pour les organismes vivants. En revanche, si l'objectif est de disposer de suffisamment de données pour réaliser des évaluations de risque écotoxicité par des approches chimiques (comparaison des concentrations à des valeurs seuils), on peut regretter l'arrêt du suivi de certains polluants d'intérêt susceptibles de présenter des impacts sur les espèces locales (cas par exemple du Cu, Zn, Cd).

L'acquisition de données suffisantes dans cette zone, aussi bien dans la colonne d'eau que dans les flux de MES et sédiments est pertinente au regard des suivis des peuplements récifaux et ichtyologiques et des problématiques de bioaccumulation.

La mise à jour des modélisations et la prise en compte des résultats notamment sur la modification du panache et de sa dispersion en condition dégradée (obturation d'une partie du diffuseur) aurait un intérêt pour positionner au mieux les stations de suivi. Si les mesures des concentrations en polluants dans le milieu restent un point fort du suivi, ce dernier n'intègre, à l'heure actuelle, aucun modèle intégrateur pour la mesure des effets biologiques en dehors des suivis populationnels. Ceux-ci, s'ils présentent un intérêt indéniable du point de vue des informations apportées, ont pour contrainte une réponse dans une échelle de temps qui ne permet pas de mettre en évidence des évolutions rapides du milieu récepteur liées à une modification de la qualité des rejets.

Il conviendrait donc de compléter le suivi actuel chimique et populationnel par la mise place d'un suivi régulier du rejet avant envoi dans l'émissaire en appliquant une batterie d'essais biologiques sur la base des travaux réalisés jusqu'en 2014. Ce suivi permettra d'une part d'intégrer les effets potentiels de l'ensemble des polluants biodisponibles dans l'effluent et d'autre part d'identifier rapidement les effets liés à un changement de la composition chimique de l'effluent avant que cet impact potentiel puisse être détecté sur le milieu. Les essais d'écotoxicité sont en effet désormais reconnus comme l'une des meilleures techniques disponibles (MTD) pour la surveillance des émissions dans l'eau pour les systèmes communs de traitement/gestion des effluents aqueux et gazeux dans le secteur chimique pour la surveillance des émissions dans l'eau.

Concernant la surveillance sanitaire, notre position, argumentée au travers de la réponse à la question précédente, est que le réseau actuel ne permet pas de mener des évaluations de risques conformes à l'état de l'art et donc de conclure à un risque potentiel pour les populations lié à la consommation de produit halieutiques. D'autres études prescrites par la DIMENC dans le cadre de l'Arrêté n° 692-2021/ARR/DIMENC du 18 mars 2021 traitent spécifiquement de ce point et pourront apporter des compléments scientifiques et méthodologiques.

En réponse à la question posée, nous jugeons que le réseau de surveillance environnemental actuel ne couvre pas l'ensemble des aspects nécessaires à la mise en évidence précoce d'un risque écotoxicité et sanitaire.

5.3 Recommandations pour l'acquisition de données complémentaires

Au regard des conclusions de l'expertise, l'acquisition de données complémentaires pour répondre aux questions soulevées par la population est nécessaire. Les principales recommandations de l'équipe projet pour compléter les informations disponibles sont détaillées ci-après.

Par ailleurs, nous avons souligné à plusieurs reprises la pertinence des recommandations formulées par les bureaux d'études en charge des différents suivis dans chacun des rapports de synthèse fournis. Il ne s'agit donc pas ici de lister ces recommandations qui sont mentionnées dans le rapport et qui font l'objet d'une expertise spécifique dans le cadre de l'étude n°6. Toutefois, nous recommandons de mettre à jour du plan de surveillance reprenant les recommandations sur l'optimisation des réseaux de suivi et protocoles.

Recommandation 1 : Etablir une liste de valeurs de référence environnementales et sanitaires à utiliser pour les différentes expertises

Il conviendrait d'établir une liste des valeurs de référence (environnementales et sanitaires) à utiliser pour les composés présents dans l'effluent afin d'harmoniser les données d'entrée des différentes études, notamment dans le cadre des évaluations des risques. L'établissement de cette liste devra s'accompagner d'un suivi régulier des sources de données (portail substances chimiques de l'Ineris²², eChemPortal de l'OCDE...) afin de suivre les éventuels ajustements de ces valeurs de référence. Il conviendra alors de vérifier si ces ajustements sont susceptibles d'entraîner une révision des évaluations des risques réalisées.

Par exemple, dans le cadre de la révision de la Directive Cadre sur l'Eau, la norme de qualité environnementale du nickel est proposée à la révision.

Pour le manganèse considéré dans ce dossier comme un traceur du rejet de l'usine, l'ensemble des simulations relatives à la dispersion du rejet et à son acceptabilité par le milieu naturel dépendent des hypothèses d'entrée sur l'écotoxicité de ce composé et son comportement géochimique. En l'absence de valeurs seuil environnementales réglementaires dans le milieu marin, le choix d'une valeur argumentée et partagée par la communauté scientifique est important.

Recommandation 2 : Evaluer la faisabilité de la mise en place d'un suivi régulier de l'écotoxicité de l'effluent.

Cette approche représente un complément pertinent à la caractérisation physico-chimique de l'effluent industriel rejeté car elle pourrait permettre d'identifier les éventuelles évolutions de l'écotoxicité globale de ce dernier que le suivi d'une liste limitée de paramètres physico-chimiques ne mettrait pas toujours en évidence. Les outils biologiques ou bioessais peuvent donc être utilisés comme système « d'alerte » pour détecter l'impact sur la qualité de l'effluent d'un dysfonctionnement ou d'un changement dans un procédé industriel ou encore d'une modification des modalités de traitement de l'effluent par exemple. En cas d'augmentation de l'écotoxicité observée, des investigations complémentaires sur la qualité physico-chimique du rejet peuvent être menées pour identifier la présence éventuelle d'un composé problématique qui ne ferait pas l'objet d'un suivi régulier.

Un suivi écotoxicologique régulier présente l'avantage d'apporter une indication rapide et intégratrice sur l'évolution de l'impact potentiel de l'effluent pour le milieu récepteur, tout en étant en principe techniquement plus facile à mettre en œuvre qu'un suivi du milieu récepteur et offrant une réponse plus précoce. Cela nécessite toutefois de définir et valider un programme de suivi, établissant une batterie optimisée d'essais écotoxicologiques à réaliser (espèces pertinentes couvrant différents niveaux trophiques et avec des sensibilités différentes) et définissant une fréquence adéquate de suivi.

Il est donc recommandé, en amont de la mise en place de ce programme de suivi, de réaliser une étude technico-économique pour déterminer la meilleure option à déployer sur le site. Cela nécessite en effet une finalisation des protocoles sur la base des travaux conduits jusqu'en 2014 et les deux approches suivantes peuvent être envisagées :

²² <https://substances.neris.fr/fr/>

- Remise en place des infrastructures et des compétences utilisées pour les travaux initiaux, afin d'assurer un suivi régulier du rejet en Nouvelle-Calédonie.
- Réalisation des suivis de l'écotoxicité dans des laboratoires régionaux en zone proche (Australie, Nouvelle Zélande...) et spécialisés dans les espèces tropicales.

Recommandation 3 : Mettre en œuvre une évaluation des risques environnementaux sur la base des suivis écotoxicologiques réguliers en adoptant les approches réglementaires.

Dans la documentation disponible, différentes démarches d'évaluation de risques écotoxicologiques ont été appliquées, à partir des concentrations de métaux dissous ou des dilutions sans effet de l'effluent composite sur des organismes représentatifs (invertébrés et algues). Si la mise en œuvre d'une évaluation de risques environnementale de ce type présente un réel intérêt et n'est pas remise en cause, l'analyse critique a mis en évidence des déviations par rapport au déroulement des méthodologies reconnues et appliquées réglementairement. Il est donc recommandé de renouveler cette démarche en conformité avec l'état de l'art de ces méthodologies, sur la base des données qui seront régulièrement acquises sur l'effluent et qui permettront d'évaluer les éventuelles variations des réponses des outils biologiques considérés et les incertitudes sur le risque associé.

Recommandation 4 : Mettre à jour l'évaluation des risques sanitaires pour les populations liées à la consommation des produits de la mer.

Parmi l'ensemble des documents expertisés par l'Ineris et l'équipe projet, une des études initiales pointe un risque potentiel pour la population lié à la consommation de certaines espèces de poissons et de coquillages. L'expertise a toutefois montré que l'approche d'évaluation de risques sanitaires appliquée et les conclusions associées étaient incomplètes en raison notamment de la pertinence des données de surveillance utilisées dans ce cadre et des choix de valeurs seuils (VTR). Il est donc recommandé de mettre à jour cette évaluation des risques sanitaires en étant plus conforme à l'état de l'art, en s'appuyant sur des données d'entrée robustes et en sélectionnant une zone de référence adéquate permettant de dissocier l'impact spécifique de l'installation industrielle de celui lié au bruit de fond géochimique. Les conclusions de cette évaluation de risque sanitaires pourront servir à définir des mesures de gestion si un risque est avéré²³.

Recommandation 5 : Mettre à disposition de manière régulière des synthèses des résultats de la surveillance multi-compartiments qui englobent les données historiques

Il est suggéré que les rapports de synthèses soient incrémentaux, c'est-à-dire que l'on compare les 5 dernières années avec l'ensemble des données acquises dans le passé et ainsi de suite 5 ans plus tard. Ainsi le lecteur peut toujours connaître la tendance à long terme sans devoir revenir aux rapports précédents.

Recommandation 6 : Bancariser et rendre disponible les données et métadonnées afin d'améliorer davantage l'accessibilité et la transparence des suivis effectués. Ceci permettrait tout autant à l'industriel, qu'à la population générale (de même qu'aux scientifiques intéressés à ces questions) d'avoir une vue d'ensemble des efforts déployés et des tendances temporelles à long terme.

²³ Les résultats des étude n°6 visant à évaluer l'adéquation entre le réseau actuel de surveillance et les impacts sur l'environnement et sanitaires générés par l'usine du sud et n°7 sur la stratégie de surveillance des impacts générés par l'exploitation de l'Usine du Sud sur les populations environnantes pourront compléter cette recommandation.

6 Références

Sites internet consultés :

<https://www.province-sud.nc/content/la-documentation-relative-a-vale-nc>

<https://www.oeil.nc/>

<http://www.ineris.fr/substances/fr/>

Documents :

ASTM, 2004. E724 – 98 (Reapproved 2004) : Standard Guide for conducting Static Acute Toxicity Tests starting with embryos of four species of saltwater Bivalve Molluscs. American Society for Testing and Material – International, West Conshohocken, PA, United States, 21 p.

CCB 2009 : Convention n°. C.238-09 du 19 août 2009 entre la Province Sud et Vale INCO Nouvelle Calédonie, fixant les modalités techniques et financières de mise en œuvre de la démarche pour la conservation de la biodiversité.

Décision d'exécution (UE) 2016/902 de la commission du 30 mai 2016
https://aida.ineris.fr/sites/default/files/directive_ied/CWW_ConclMTD090616_VF.pdf

ECB, 2003 - European Chemicals Bureau, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD), Part II. European Commission – Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, OFFICE FOR OFFICIAL PUBLICATIONS OF THE EUROPEAN COMMUNITIES L – 2985 Luxembourg, 328 p.

FD T90-012 Fascicule de documentation AFNOR. 2021. Qualité de l'eau - Dosage des métaux - Méthode pour la mesure de concentration en métaux après échantillonnage passif par gradient diffusif en couche mince. septembre 2021.

Fichez R., Moreton B., Pringault O., Viret H., 2005 – Fiche 1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux. Convention de Recherche IRD/Goro-Ni N°9104).

ISO 17858, 2007. Qualité de l'eau — Dosage des biphenyls polychlorés de type dioxine — Méthode par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse.

NF EN ISO 18412, 2007. Qualité de l'eau - Dosage du chrome (VI) - Méthode photométrique pour des eaux faiblement contaminées.

NF ISO 17244, 2015. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité d'échantillons aqueux sur le développement embryo-larvaire de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) et de la moule (*Mytilus edulis* ou *Mytilus galloprovincialis*)

NF T90-101, 2021. Qualité de l'eau - Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

Vale 2015 - Bilan des performances de traitement- Conformité des rejets de l'unité de traitement des effluents industriels de Vale Nouvelle-Calédonie entre aout 2009 et décembre 2014 (unité 285)

Ineris 2014 - Conséquences environnementales potentielles liées à la rupture de l'émissaire en mer de l'Usine Vale NC, Ineris-DSC-14-142823-00897B, 2014

Institut national de l'environnement industriel et des risques, MANGANESE ET SES PRINCIPAUX COMPOSES, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 181229 - 1983895 - v1.0, 25/03/2020

7 Annexes

Liste des annexes :

Annexe 1 : Documents, études et données fournies par Prony Resources pour l'expertise

Annexe 2 : Tableau récapitulatif des substances réglementées dans l'effluent rejeté via l'émissaire marin dans le Canal de la Havannah

Annexe 3 : Suivi du milieu marin – position des stations de surveillance

Annexe 1 : Documents, études et données fournies par Prony Resources pour l'expertise

Numérotation	Etudes
MM_1	Analyse critique du dossier Goro Nickel Volets " Impact d'un rejet des effluents traités en mer sur la faune et la flore marine" et " Impact sur la faune et la flore terrestres" – Ineris 2002. 116 pages.
MM_2	The effect of nickel processing waste liquor on corals and their symbiotic dinoflagellates – CSIRO 2002. 40 pages.
MM_3	Analyse critique de l'acceptabilité du niveau de rejet de manganèse dans le milieu marin – Ineris 2003. 56 pages.
MM_4	Etude de l'impact potentiel du rejet de l'effluent Goro Nickel dans le lagon Sud de Nouvelle-Calédonie – MASSABUAU & AL 2006. 98 pages.
MM_5	Etat de référence : qualité physico-chimique des eaux du canal de la Havannah de la baie de Prony – IRD 2007. 68 pages.
MM_6	Etude sur le comportement, la dispersion et les effets biologiques des effluents industriels dans le lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie : Volet 2 « Ecotoxicologie » - IRD juin 2009. 158 pages.
MM_7	Etat de référence de la zone Sud du lagon de Nouvelle-Calédonie : détermination de la qualité écotoxicologique initiale des eaux par transplantation d'espèces bioindicatrices (bioaccumulation) – IRD décembre 2009. 30 pages.
MM_8	Etat de référence de la zone Sud du lagon de Nouvelle-Calédonie : détermination de la qualité écotoxicologique initiale des produits de la mer consommés localement – IRD 2010. 59 pages.
MM_9	Suivi de la qualité écotoxicologique des produits de la mer (poissons) dans le lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie : évaluation du risque sanitaire dû à la présence de métaux dans les eaux – AEL mai 2013. 52 pages.
MM_10	Suivi de la qualité écotoxicologique des produits de la mer (poissons) dans le lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie : évaluation du risque sanitaire dû à la présence de mercure dans les eaux – AEL mai 2013. 40 pages.
MM_11	Toxicity assessment of effluent from a nickel processing plant – CSIRO 2014. 45 pages.
MM_12	Suivi de la qualité écotoxicologique des produits de la mer (mollusques) dans le lagon Sud de la Nouvelle-Calédonie : évaluation du risque sanitaire dû à la présence de métaux dans les eaux – AEL janvier 2014. 71 pages.
MM_13	Programme d'évaluation de l'écotoxicité de l'effluent de Vale NC : bioessais sur embryons d'invertébrés marins, planulas de corail du lagon de Nouvelle-Calédonie et sur phytoplancton tropical – AEL 2015. 44 pages.
MM_14	Evaluation de l'écotoxicité de l'effluent traité de Vale NC par des bioessais : gamme d'espèces bio-indicatrices du lagon de Nouvelle-Calédonie – AQUABIOTECH 2015. 53 pages.
MM_15	Modélisation intégrale de la dilution des effluents de Vale NC en conditions réelles (débit de 2900 m3/h, concentration 10 mg/L) – AEL mai 2015. 45 pages.
MM_16	Modélisation des phénomènes de dispersion de l'effluent traité et rejeté par les 4 premiers orifices du diffuseur (concentration 10 mg/L en traceur, débit continu de 2900 m3/h) – AEL juillet 2018. 40 pages.
MM_17	Campagne de suivi 2017-2018 du réseau d'observation des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie – CORTEX 2018 (pour le compte du CCCE). 96 pages.
MM_18	Suivi des peuplements récifaux et organismes associés de 4 stations biologiques marines à proximité de l'émissaire marin de Vale NC, 1er semestre 2019 – BIOCENOSE MARINE 2019 (pour le compte du CCCE). 93 pages.
MM_19	Suivi des peuplements récifaux et organismes associés de 4 stations biologiques marines à proximité de l'émissaire marin de Vale NC, 2ème semestre 2019 – BIOCENOSE MARINE 2019 (pour le compte du CCCE). 115 pages.
MM_20	Rapport d'analyse de la concrétion sédimentaire présente dans l'émissaire marin – AEL 2019. 3 pages.
MM_21	Suivi de l'état des peuplements récifaux et des organismes associés en baie de de Prony et canal de la Havannah – AQUA TERRA mai 2020. 347 pages.

Numérotation	Etudes
MM_22	Suivi de l'état des peuplements récifaux et des organismes associés en baie de de Prony et canal de la Havannah – AQUA TERRA octobre 2020. 355 pages.
MM_23	Suivi des concentrations en manganèse et autres métaux dans le champ proche du diffuseur – Rapports semestriels à partir de mai 2011 jusqu'à octobre 2020 – AEL. 393 pages.
MM_24	Synthèse (2010-2018) de l'évolution sédimentologique et géochimique des sédiments marins de surface – AEL 2020. 32 pages.
MM_25	Synthèse (2010-2020) des études de modélisation hydrodynamique et de dispersion – AEL 2020. 38 pages.
MM_26	Synthèse (2010-2020) de l'évolution géochimique des eaux lagonaires – AEL 2021. 43 pages.
MM_27	Synthèse (2009-2013) de la bio-surveillance passive et analyse du risque sanitaire – AEL 2021*
MM_28	Synthèse décennale de la bioaccumulation des métaux dans les organismes sentinelles – AEL 2021*
MM_29	Synthèse décennale du suivi des taux d'accumulation et évolution géochimique des sédiments en baie du Prony, baie Kwé et à l'île Ouen – AEL 2021. 40 pages.
MM_30	Synthèse décennale du suivi des flux verticaux de particules dans le canal de la Havannah, la baie Kwé et la rade Nord de Prony – AEL 2021
MM_31	Synthèse (2010-2020) du suivi de la qualité géochimique et de la dispersion des effluents industriels issus du diffuseur – AEL 2021. 39 pages.
MM_32	Porter à connaissance – Travaux des réparations définitives de l'émissaire marin – Vale NC, Février 2015 – 62 pages
MM_33	Suivi AQUA TERRA septembre 2010 à octobre 2019 (et données brutes)
MM_34	MEMORANDUM - Objet : Mise en sommeil de la raffinerie – Impact sur le traitement des effluents
MM_35	Jocelyn SENIA, François GALGANI, Tests écotoxicologiques et impact des activités d'extraction minière sur le milieu marin : Bases scientifiques et techniques de la surveillance, Septembre 2013, CNRT Nickel et son environnement, 43 pages et annexes.
MM_36	Surveillance des émissions - Rejets liquides - Rapports annuels de 2015 à 2021.
MM_37	Cartographie du suivi du milieu marin, Vale NC, 1 page.
MM_38	Surveillance des milieux récepteurs, Rapport annuel 2021, Milieu marin. Prony Resources, avril 2022, 44 pages et annexes.

Annexe 2 : Tableau récapitulatif des paramètres réglementées pour le rejet de l'effluent industriel via l'émissaire marin dans le Canal de la Havannah

Code SANDRE	Paramètre	Valeur limite de concentration	Dépassements pour 10% des mesures et analyses sauf autre mention	Valeur limite en flux en Kg/j sauf autre mention	PéIODICITé de l'auto-surveillance	Comparaison AM 2/02/1998 modifié	Flux
	Débit horaire maxi	-	-	3 050 m3/h	en continu		
	Débit journalier maxi	-	-	73 200 m3/j	en continu		
	Température	-	-	40 °C	en continu	30°C	
	pH	-	-	entre 5,5 et 9,5	en continu	entre 5,5 et 8,5, 9,5 s'il y a neutralisation alcaline	
	modification de couleur du milieu	-	-	100 mg Pt/l(1)	à la mise en service	100 mg Pt/	
1305	MEST	35 mg/l	70 mg/L	2 562	journalière	35*	>15kg/j
1313	DBO5 (sur effluent non décanté)	30 mg/l	60 mg/L	1 464	mensuelle	30*	>30kg/j
1314	DCO (sur effluent non décanté)	125 mg/l	250 mg/L	7 320	journalière	125*	>100kg/j
1841	COT	10 mg/l	20 mg/L	366	journalière		
1551	Azote global	30 mg/l	60 mg/L	1 098	journalière	30**	>50kg/j
1350	Phosphore total	10 mg/l	20 mg/L	366	journalière	10**	>15kg/j
1338	Sulfates	50 000 mg/l	100 000 mg/L	2 196 000	journalière		
1084	Cyanures	0,1 mg/l		0,73	trimestrielle	0,1mg/L	1g/j
1369	Arsenic	0,05 mg/l	0,1 mg/L	0,37	hebdomadaire	25µg/L (50µg/L production ou transformation de métaux)	0,5g/j
1371	Chrome hexavalent et composés (en Cr6+)	0,1 mg/l	0,2 mg/L	7,32	journalière	50µg/L	1g/j
1389	Chrome et composés (en Cr)	0,5 mg/l	1 mg/L	36,6	journalière	0,1mg/L	5g/j
1382	Plomb et composés (en Pb)	0,5 mg/l	1 mg/L	3,66	hebdomadaire	0,1mg/L	5g/j
1392	Cuivre et composés (en Cu)	0,5 mg/l	1 mg/L	36,6	journalière	0,15mg/L	5g/j
1386	Nickel et composés (en Ni)	2 mg/l	4 mg/L	146,4	journalière	0,2mg/L	5g/j
1383	Zinc et composés (en Zn)	2 mg/l	4 mg/L	146,4	journalière	0,8mg/L	20g/j
1394	Manganèse et composés (en Mn)	1 mg/l	8 mg/L pour 12 analyses	2269.2	journalière	1mg/L	10g/j
1380	Étain et composés (en Sn)	2 mg/l	4 mg/L	14,6	hebdomadaire	2mg/L	20g/j
7714	Fer, aluminium et composés (en Al+Fe)	5 mg/l	10 mg/L	366	journalière	5mg/l	20g/j

Code SANDRE	Paramètre	Valeur limite de concentration	Dépassements pour 10% des mesures et analyses sauf autre mention	Valeur limite en flux en Kg/j sauf autre mention	PéIODICITé de l'auto-surveillance	Comparaison AM 2/02/1998 modifiée	Flux
1379	Cobalt et composés(en Co)	1 mg/l	2 mg/L	73,2	journalière		
1372	Magnésium et composés (en Mg)	10 000 mg/l	20 000 mg/l	512 400	journalière		
1374	Calcium et composés (en Ca)	1000 mg/l	2000 mg/l	73 200	journalière		
1387	Mercure et composés, y compris méthylmercure (en Hg)	0,05 mg/l	0,1 mg/l	0,37	hebdomadaire	25µg/L	
1388	Cadmium	0,2 mg/l	0,4 mg/l	1,46	hebdomadaire	25µg/L	
1106	Composés organiques halogénés (en AOX ou BOX)	1 mg/l	2 mg/l	36,6	trimestrielle	1mg/L	30g/j
7707	Dioxines et furannes	0,3 ng/l	0,6 ng/l	0,011	annuelle	25µg/L	

* valeurs peuvent différer en cas de rejets en mer

** valeurs plus contraignantes sur au moins un des 2 paramètres en cas de rejet en zone sensible

Annexe 3 : Suivi du milieu marin – position des stations de surveillance

