



Inco Limited

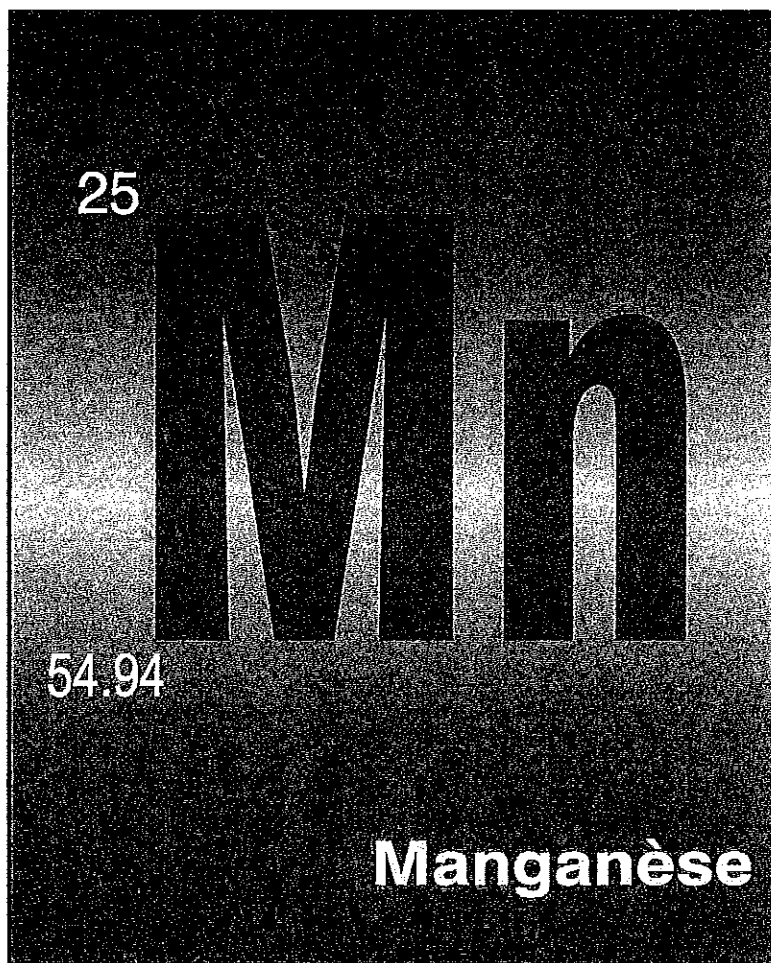
Projet Goro Nickel

Nouvelle Calédonie

Évaluation des effets du manganèse sur l'environnement

Février 2001

Rapport préparé par:
Rescan™ Environmental Services Ltd.
Vancouver, Canada



EVALUATION DES EFFETS DU MANGANESE SUR L'ENVIRONNEMENT

TABLE DES MATIERES

2.	LE MANGANESE DANS L'ENVIRONNEMENT	2-1
2.1	Spéciation des métaux dans les eaux naturelles.....	2-1
2.2	Hydrochimie du manganèse	2-3
2.3	Distribution du manganèse dans les milieux marins.....	2-4
2.3.1	Procédés de la colonne d'eau	2-4
2.3.2	Contrôles diagénétiques des distributions du manganèse sédimentaire	2-5
2.4	Distribution de fond du manganèse dans la Baie de Kwé et le canal de la Havannah	2-8
2.5	Apport de manganèse dans la baie de Kwé	2-9
2.6	Résumé.....	2-11
3.	LIGNES DIRECTRICES SUR LE MANGANESE E LIMITES D'EFFLUENTS CHOISIES	3-1
3.1	La Nouvelle-Calédonie.....	3-1
3.1.1	Lignes directrices sur la qualité de l'eau du milieu récepteur	3-1
3.1.2	Limites des rejets d'effluents	3-1
3.2	France	3-1
3.2.1	Lignes directrices sur la qualité des eaux de réception.....	3-1
3.2.2	Limites des rejets d'effluents	3-2
3.3	Union européenne.....	3-2
3.3.1	Lignes directrices sur les eaux de réception.....	3-2
3.3.2	Limites des rejets d'effluents	3-2
3.4	Australie	3-3
3.4.1	Lignes directrices sur la qualité des eaux de réception.....	3-3
3.4.2	Limites des rejets d'effluents	3-4
3.5	Etats-Unis d'Amérique	3-4
3.5.1	Lignes directrices sur les eaux de réception.....	3-4
3.5.2	Limites des rejets d'effluents	3-4
3.6	Canada.....	3-5
3.6.1	Lignes directrices sur la qualité de l'eau.....	
3.6.2	Limites des rejets d'effluents	3-6
3.7	Résumé	3-6

TABLE DES MATIERES

4.	RECENSION DES ECRITS SUR LA TOXICITE DU MANGANESE POUR LE BIOTE D'EAU DOUCE ET D'EAU DE MER	4-1
4.1	Bioconcentration et bioaccumulation du manganèse	4-1
4.1.1	Organismes d'eau douce	4-2
4.1.1.1	Microorganismes et plantes	4-2
4.1.1.2	Invertébrés	4-2
4.1.1.3	Poissons	4-4
4.1.2	Organismes marins	4-5
4.1.2.1	Plantes	4-5
4.1.2.2	Invertébrés	4-6
4.1.2.3	Poissons	4-7
4.2	Toxicité du manganèse	4-7
4.2.1	Organismes d'eau douce	4-8
4.2.1.1	Microorganismes et plantes	4-8
4.2.1.2	Invertébrés	4-10
4.2.1.3	Poissons	4-11
4.2.2	Organismes marins	4-12
4.2.2.1	Plantes	4-12
4.2.2.2	Invertébrés	4-13
4.2.2.3	Poissons	4-14
4.3	Facteurs qui influent sur la toxicité du manganèse à l'égard des organismes aquatiques	4-15
4.3.1	Température	4-15
4.3.2	Dureté de l'eau	4-15
4.3.3	pH	4-19
4.3.4	Salinité	4-20
4.4	Mécanismes de la toxicité du manganèse pour les organismes aquatiques	4-20
4.4.1	Microorganismes	4-20
4.4.2	Invertébrés	4-22
4.4.3	Poissons	4-22
4.5	Toxicité du manganèse pour les humains	4-24
4.6	Résumé	4-26
	REFERENCES	R-1

ANNEXES

Annexe 4-1 - Bioconcentration de manganèse dans des organismes d'eau douce

Annexe 4-2 - Bioconcentration de manganèse dans des organismes marins

Annexe 4-3 - Toxicité du manganèse pour les organismes marins

2. LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

2. LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

Dans sa forme pure, le manganèse (Mn) est un élément métallique cassant de couleur blanc gris. Il ne se présente pas à l'état libre, sauf dans les météorites, quoiqu'il soit très répandu sur la planète dans divers minéraux comme la diallogite (MnCO_3), la franklinite $((\text{MnZnFe})(\text{FeMn})_2\text{O}_4)$, le psilomélane $(\text{BaMn}^{2+}\text{Mn}^{4+})_8\text{O}_{16}(\text{OH})_4$ et la manganite ($\text{MnO}(\text{OH})$). Dans la croûte terrestre, le Mn est le douzième élément en abondance et compte pour environ 0,085 % de celle-ci. Le principal minerai de Mn se présente sous forme de dioxyde la pyrolusite (MnO_2).

Le minerai de Mn sert à diverses fins industrielles. À l'heure actuelle, l'industrie sidérurgique consomme plus de 90 % de la production mondiale de Mn. Il se classe au quatrième rang des métaux utilisés en tonnage après le fer, l'aluminium et le cuivre. Le marché des piles constitue le deuxième débouché du Mn, alors sous forme de dioxyde.

2.1 Spéciation des métaux dans les eaux naturelles

S'entend de la spéciation des métaux la distribution d'un élément trace dans la suite de ligands complexants inorganiques et organiques présents dans les eaux naturelles. Il importe de comprendre la spéciation des métaux dans les milieux aquatiques étant donné qu'il est désormais reconnu que ce n'est pas tant la quantité totale de polluants métalliques dans les milieux aquatiques qui importe dans l'évaluation des effets sur le biote que la concentration des espèces biologiques disponibles.

Les principaux ligands auxquels les métaux traces s'associent dans les milieux aquatiques sont les OH^- , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , les molécules organiques et les macromolécules, les sites en surface et, dans une moindre mesure, le phosphate (HPO_4^{2-}), l'acide silicique (H_4SiO_4) et le nitrate (NO_3^-) (Bourg, 1988). Les espèces sulfureuses réduites ou intermédiaires sont en outre importantes dans les milieux anaérobies. Les métaux complexés peuvent exister en solution vraie, en association avec des colloïdes ou absorbés par les surfaces de particules (figure 2-1). La capacité complexante varie en eau douce et en eau de mer en fonction des concentrations de matières organiques dissoutes présentes, de la présence de phases particulaires et des concentrations de ligands inorganiques dans le système particulier. En général, la capacité complexante de sédiments est relativement forte en raison de sa teneur enrichie en composés organiques dissous (en grande partie des acides humiques et fulviques) dans les eaux de porosité et en raison de la présence abondante de surfaces particulières.

Plusieurs auteurs, y compris Stumm et Morgan (1981), Salomons et Forstner (1984) et Bourg (1988) ont décrit des modèles de spéciation de métaux dans les eaux naturelles qui prennent en compte les affinités relatives des ligands en solution et sur les surfaces. Dans l'ensemble cependant, il appert de ces études que les spéciations des métaux dans les milieux interstitiels et aquatiques sont une fonction complexe de la concentration et des types de ligands inorganiques et organiques ainsi que des matières particulières présentes, du pH, de la concentration totale des métaux, de l'état d'oxydoréduction et du débit de la

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

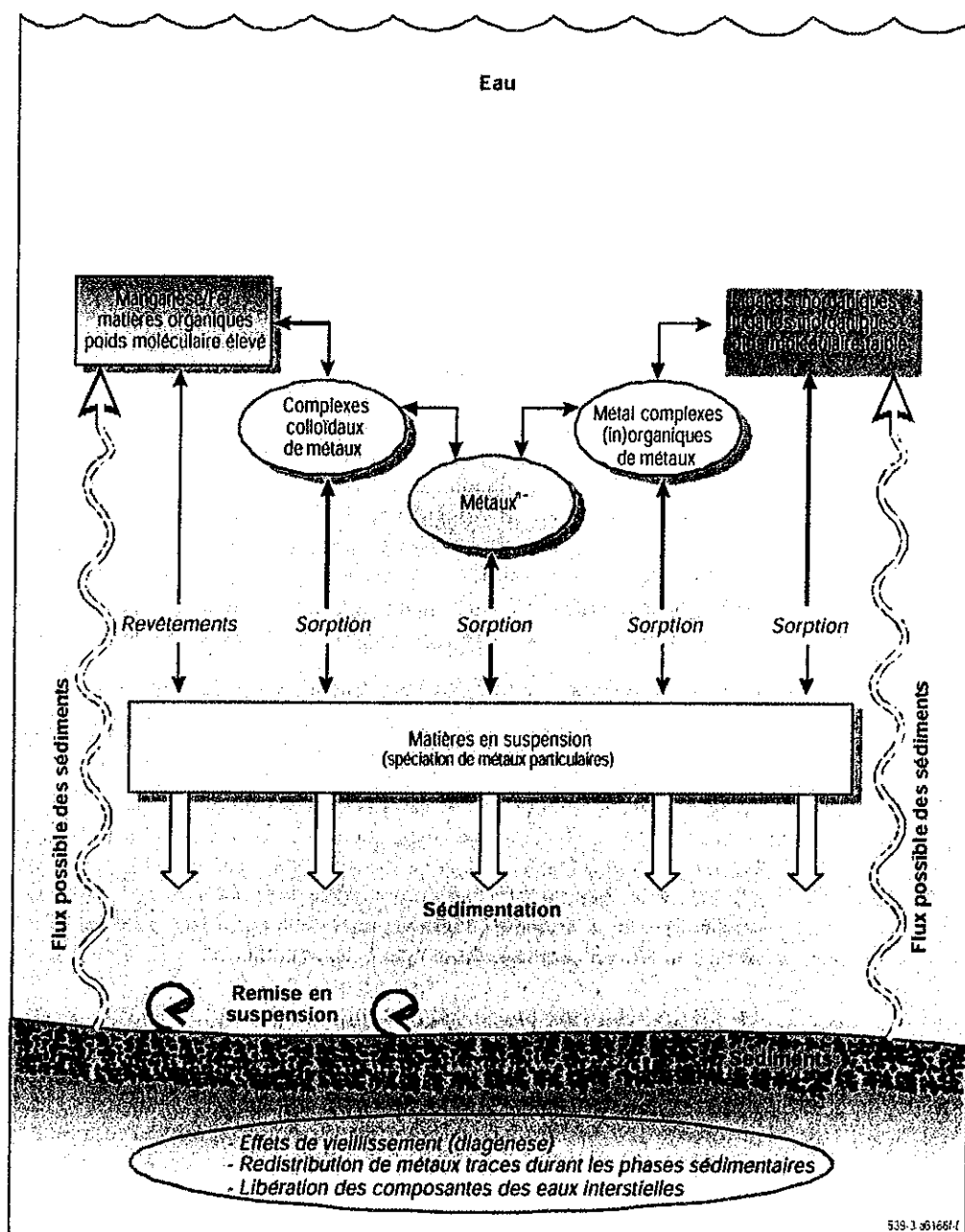


Figure 2-1. Résumé des principaux procédés et mécanismes des interactions entre les espèces métalliques dissoutes et solides dans les eaux de surface (d'après Salomons et Forstner, 1984).

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

solution dans le réseau aquatique. De plus, la spéciation de divers métaux dans les milieux aquatiques peut changer à la fois dans l'espace et dans le temps selon les conditions environnementales ainsi que les concentrations de ligands organiques et inorganiques présents dans le système.

2.2 Hydrochimie du manganèse

Le manganèse entre dans les eaux naturelles par l'atmosphérisation et la dissolution des pierres et du sol ainsi que par dépôt atmosphérique. Également, les solutions hydrothermales aux crêtes des dorsales sont d'importantes sources de Mn dans les eaux de l'océan. La géohydrochimie de cet élément est régie par des interactions complexes entre les procédés physiques, biologiques et chimiques. Le Mn peut exister à l'état d'oxydes variant de -3 à +7. Les états de divalent (Mn^{2+}) et de tétravalent (Mn^{4+}) sont les plus fréquents dans les milieux aquatiques. Vu son absence d'énergie de stabilisation sur le terrain, le Mn^{2+} a tendance à engendrer de faibles complexes dans les milieux aquatiques en épousant principalement la forme d'ion libre de Mn^{2+} (Murray *et. al.*, 1983). Le Mn^{4+} est la forme stable en situation d'oxydation et donne lieu à une vaste gamme de phases solides comportant diverses stoechiométries et structures. Les permanganates (Mn^{7+}) ne sont pas persistants dans les milieux aquatiques, car ils oxydent rapidement les matières organiques et s'en trouvent ainsi réduits (McKee et Wolf, 1963).

Certains sels de Mn, y compris les nitrates, les sulfates et les chlorures, sont très solubles dans l'eau. Par contre, les oxydes, les carbonates, les phosphates, les sulfures et les hydroxydes ont tendance à l'être partiellement (Cotton et Wilkinson, 1980).

La géohydrochimie du Mn ressemble à celle du fer, et ces deux éléments cohabitent souvent dans la nature. Les deux prennent la forme d'oxydes hydratés non solubles (appelés oxyhydroxydes) en situation d'oxygénation, tandis que le degré d'oxydation du Mn est +4 et celui du fer +3. Ces oxyhydroxydes ont leur importance dans la régulation des concentrations et la distribution des autres métaux traces dans les eaux douces et les eaux de mer au moyen de la sorption et de la coprécipitation.

Divers facteurs déterminent la concentration du Mn dissous dans les eaux de surface, y compris les conditions d'oxydoréduction, les concentrations d'oxygène dissous, le pH et les matières organiques (voir le CCME de 1987 et les références citées dans ce texte). Comme il a été indiqué précédemment, en milieux oxygénés, le Mn^{2+} est instable, s'oxyde et se transforme en oxyhydroxydes de Mn, présents surtout en phases colloïdales dans la colonne d'eau. Les phases colloïdales peuvent se stabiliser en solution par complexation et liaison avec des matières organiques, ce qui leur permet de persister dans les milieux aquatiques (CCME, 1987). En revanche, l'agrégation d'oxyhydroxydes de Mn entraîne leur dépôt dans les sédiments. En un milieu où l'oxygène est peu dissous ou en milieu anaérobie à faible pH, les formes solubles du Mn peuvent persister dans l'environnement (Stumm et Morgan, 1970). Le Mn dissous et les oxyhydroxydes de Mn ont tendance à être retirés des sédiments par piégeage sous forme de particules.

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

2.3 Distribution du manganèse dans les milieux marins

2.3.1 Procédés de la colonne d'eau

Le manganèse entre dans l'environnement marin par divers procédés, y compris les eaux de rivières, le dépôt atmosphérique et les éruptions hydrothermales. Également, on estime que, dans les océans, les mécanismes qui s'activent aux limites, y compris la marge continentale et le plancher océanique, jouent un rôle important dans la régulation des concentrations de Mn et des autres éléments dans l'eau de mer (Murray *et al.*, 1983). Se trouvent parmi les espèces probables de Mn dissous en mer le Mn^{2+} et le $MnCl$ (Chester, 1990). Les concentrations courantes de Mn dissous en pleine mer sont en moyenne de 0,028 $\mu g/L$ à 35 ‰ de salinité (Chester, 1990).

Le cycle du manganèse dans les milieux marins est résumé à la figure 2-2. Les profils du manganèse dans les eaux océaniques se caractérisent par des maximums de surface qui découlent surtout de l'apport du ruissellement, de l'atmosphérisation ou de la diffusion des sédiments du plateau (Jones et Murray, 1985). On a indiqué que la réduction du Mn particulaire en Mn dissous sous l'effet de la lumière du soleil pouvait aussi contribuer aux fortes concentrations de Mn dissous dans les eaux de surface (Sunda *et al.*, 1983). Il se trouve également des concentrations maximales dans la zone du minimum d'oxygène, probablement à la suite de la libération du manganèse de particules biogéniques ou par advection horizontale du Mn régénéré dans les marges continentales. De plus, les eaux profondes près des crêtes hydrothermales actives affichent aussi de fortes concentrations de manganèse (Landing et Bruland, 1980; Jones et Murray, 1985).

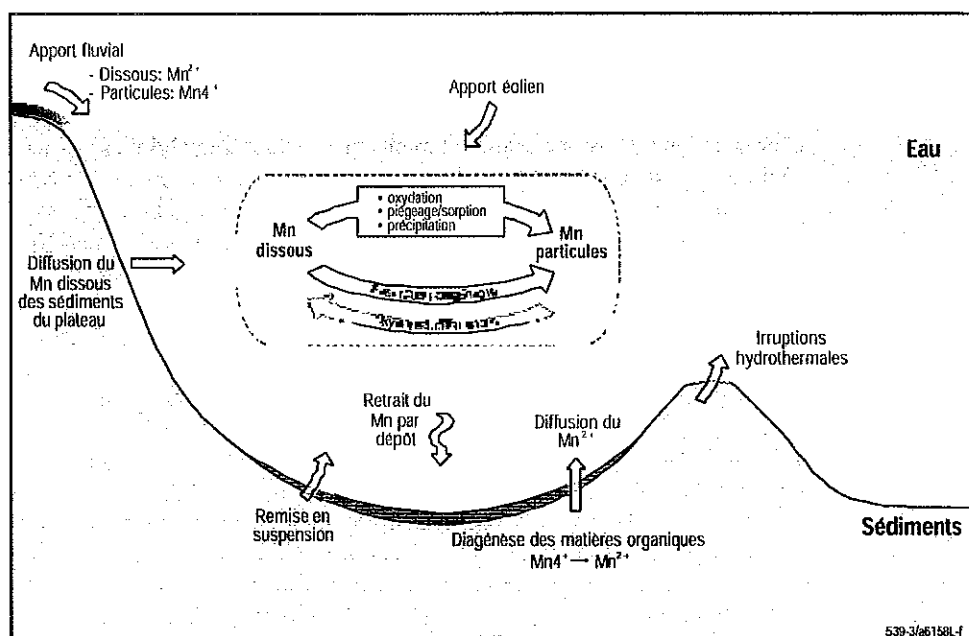


Figure 2-2. Cycle du manganèse dans les milieux marins.

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

Une fois dans le milieu marin, quel qu'en soit la source, le Mn se voit retiré par diverses interactions biogéochimiques de la colonne d'eau (figure 2-2). Le Mn (à l'état de Mn^{2+}) est instable en situation d'oxygénation et est extrait par oxydation et transformé en oxyhydroxydes de manganèse, qui existent principalement sous forme de colloïdes dans les milieux aquatiques. Le Mn dissous peut aussi être soustrait à la solution par absorption biogénique pendant la production de phytoplancton. Tant le Mn^{+2} dissous que les oxyhydroxydes manifestent la tendance à se voir retirer en particules par piégeage. (Murray *et al.*, 1983). La floculation de colloïdes et leur dépôt éventuel ainsi que la sédimentation de particules transportent en fin de compte le Mn de la colonne d'eau vers les sédiments. Une fois le Mn dans les sédiments, des procédés physiques tels que les mouvements des marées et le décapage par les vagues peuvent rendre le Mn à la colonne d'eau par une remise en suspension. De plus, les procédés biogéochimiques associés à la dégradation des matières organiques peuvent aussi entraîner la diffusion du Mn des sédiments (partie 2.3.2).

En somme, parce le Mn est fortement retiré de l'ensemble de la colonne d'eau, sa distribution dans les eaux océaniques traduit essentiellement des apports externes. Ceux-ci engendrent des maximums dans les eaux de surface, dans la zone de minimum d'oxygène et dans les profondeurs de l'océan près des bouches hydrothermales, dans les zones touchées par la remise en suspension de sédiments.

2.3.2 Contrôles diagénétiques des distributions du manganèse sédimentaire

Les concentrations d'éléments traces et des éléments secondaires dans les sédiments marins rendent compte des facteurs chimiques, océaniques et sédimentaires qui régissent leur entrée, leur distribution dans l'océan et leur retrait de celui-ci. Ces facteurs tels que la composition des détritiques sédimentaires, le cycle des éléments entre leur phase dissoute et leur phase solide et leur comportement postérieur à leur dépôt dans les sédiments jouent un grand rôle dans la régulation des concentrations et des distributions des éléments dans les solides des sédiments et les eaux interstitielles. Ainsi, le complexe des sédiments aqueux interstitiels dans un site d'intenses réactions chimiques, physiques et biologiques peut conduire à la formation de nouvelles phases minérales modifiées et à des modifications de la composition de l'eau elle-même. Ces modifications sont regroupées sous le terme de diagénèse.

Les procédés diagénétiques dans les sédiments marins se produisent principalement sous l'effet de l'oxydation bactérienne des matières organiques. Celle-ci survient en une série de réactions de transferts d'électrons sous l'effet d'enzymes qui se chevauchent, et dans lesquelles les composés de carbone réduits et instables sur le plan thermodynamique servent de donneurs d'électrons et les divers oxydants d'accepteurs ultimes d'électrons pendant le processus de dégradation. Pendant l'oxydation, les matières organiques donnent des électrons aux orbites ayant le moins d'énergie disponible tandis que le phénomène donne lieu au gain d'énergie libre le plus fort par unité de matières organiques oxydées. La séquence de cette réaction (tableau 2-1) se fait donc dans un ordre déterminé par un dégagement net d'énergie libre, avec oxydation aérobie, la réaction produisant le plus d'énergie (en ordre thermodynamique) suivant la séquence de

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

dénitrification, de réduction des oxyhydroxydes du Mn et du fer, de réduction des sulfates et de méthanogénèse (réduction du CO_2) (Froelich *et al.*, 1979).

Dans les systèmes sédimentaires enrichis d'un apport constant de détritiques organiques réactifs (c.-à-d. qui se dégradent), il s'établit une zonation à régime stabilisé avec la profondeur si la demande bactérienne d'oxydants dépasse le taux d'approvisionnement par diffusion ou advection. Dans ces cas, Q diminue à une certaine profondeur sous l'interface sédiments-eau ; à mesure que la concentration d'oxygène tombe à de faibles niveaux (sans atteindre le niveau nul), s'amorce la réduction du nitrate. Les autres oxydants énumérés au tableau 2-1 se voient réduits par la suite dans l'ordre illustré s'il continue d'exister une carence de l'approvisionnement d'oxydants relativement à la demande.

Dans les sédiments du littoral et dans ceux provenant de milieux océaniques fortement productifs, la teneur en carbone organique suffit habituellement à créer des conditions anoxiques aux profondeurs comprises entre quelques millimètres et un décimètre. La zonation chimique qui en résulte se caractérise de ce fait par un potentiel d'oxydoréduction en constante décroissance avec la profondeur et par la libération dans les eaux interstitielles d'un certain nombre de produits de réaction (tableau 2-1, figure 2-3). Ainsi en l'absence de réactions de dissolution/précipitation secondaires et parce que la séquence de réaction des oxydants s'appuie sur la thermodynamique, la distribution relative des espèces dissoutes dans les eaux de porosité est constante d'un site à l'autre ; seule l'échelle de profondeur change selon l'intensité de la diagénèse.

Tableau 2-1. Réactions d'oxydation des matières organiques sédimentaires¹

- | |
|---|
| 1. Oxydation aérobie : $\square G^\circ = -475 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 138 \text{ O}_2 = 106 \text{ CO}_2 + 16 \text{ HNO}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 122 \text{ H}_2\text{O}$ |
| 2. Réduction de nitrate (dénitrification) : $\square G^\circ = -448 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 84.8 \text{ HNO}_3 = 106 \text{ CO}_2 + 42.4 \text{ N}_2 + 16 \text{ NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 148.4 \text{ H}_2\text{O}$ |
| 3. Réduction de l'oxyde de manganèse : $\square G^\circ = -349 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 236 \text{ MnO}_2 + 472 \text{ H}^+ = 236 \text{ Mn}^{2+} + 106 \text{ CO}_2 + 8 \text{ N}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 366 \text{ H}_2\text{O}$ |
| 4. Réduction d'oxyhydroxyde de fer : $\square G^\circ = -114 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 424 \text{ FeOOH} + 848 \text{ H}^+ = 424 \text{ Fe}^{2+} + 106 \text{ CO}_2 + 16 \text{ NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 742 \text{ H}_2\text{O}$ |
| 5. Réduction de sulfate : $\square G^\circ = -77 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 53 \text{ SO}_4^{2-} = 106 \text{ CO}_2 + 16 \text{ NH}_3 + 53 \text{ S}^{2-} + \text{H}_3\text{PO}_4 + 106 \text{ H}_2\text{O}$ |
| 6. Méthanogénèse (fermentation) : $\square G^\circ = -70 \text{ kJ/mol}$
$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) = 53 \text{ CO}_2 + 53 \text{ CH}_4 + 16 \text{ NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4$ |

1: Énumérées dans l'ordre de production d'énergie libre illustrée, établies d'après Froelich *et al.* (1979), Bender et Heggle (1984) et Kadko *et al.* (1987). Les productions d'énergie libre sont présentées en kJ par mole de CH_2O oxydé, et la stoechiométrie des matières organiques choisie équivaut au rapport de Redfield pour le plancton marin (Redfield, 1958).

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

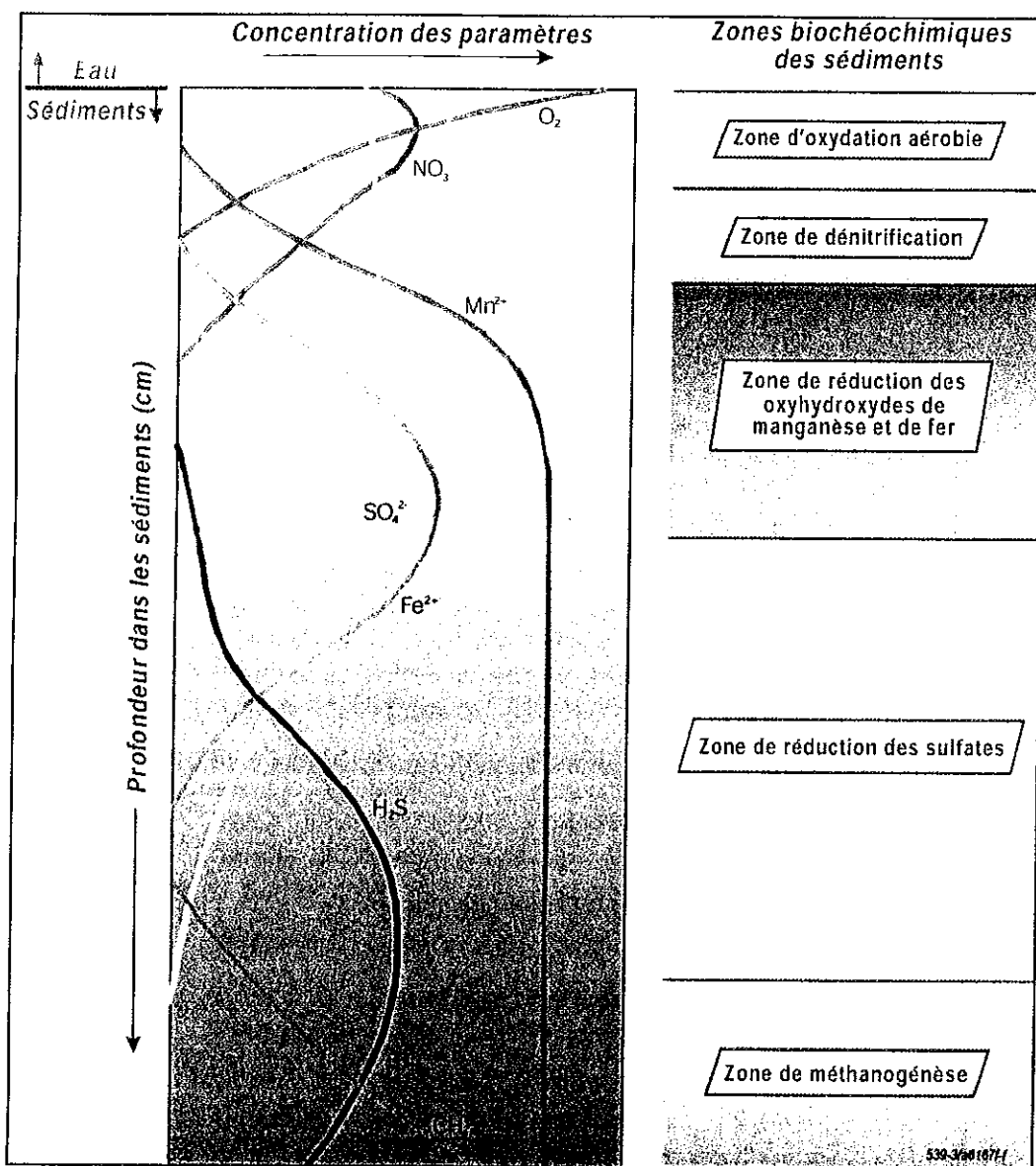
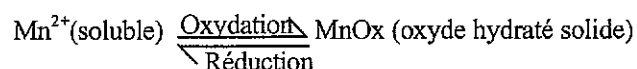


Figure 2-3. Zonation biogéochimique dans les sédiments (d'après Froelich *et al.*, 1979).

Le manganèse est transporté au bas de la colonne d'eau à la faveur de réactions de piégeage des particules comme il en a été question précédemment. Le tableau 2-1 et la figure 2-3 montrent à l'évidence que l'utilisation d'oxydes de manganèse dans la décomposition des matières organiques entraîne la transformation des oxydes de Mn en manganèse réduit, qui devient soluble à l'état de Mn^{2+} dans les sédiments du fond. Le manganèse dissous diffuse alors du site de réduction vers le haut vers l'interface eau-sédiments, et vers le bas dans les sédiments. Le manganèse dissous en diffusion vers le haut s'oxyde au contact de l'oxygène dissous à l'interface ou près de celle-ci. Ainsi, la

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

majeure partie du flux de diffusion du manganèse est captée par les composantes des sédiments et se trouve emprisonnée avant de traverser l'interface eau-sédiments sous forme dissoute. Il en résulte des concentrations de manganèse plus élevées caractéristiques des couches oxiques près de l'interface relative aux sédiments profonds. Les réactions comprises dans la diagénèse du Mn peuvent être liées aux changements de la phase eau interstitielle – la phase solide et peuvent s'exprimer ainsi de manière simple (Chester, 1990) :



équation dans laquelle x est généralement inférieur à 2 (Chester, 1990).

Cette réaction régit la mobilité diagénétique du Mn dans les sédiments, et les conditions générales qui contrôlent tant la phase de Mn solide que le Mn dissous dans les sédiments peuvent être exprimées selon le modèle proposé par Lynn et Bonatti (1965). On peut essentiellement le résumer ainsi : les oxydes de manganèse (*première génération*) se déposent à la surface des sédiments et sont par la suite enterrés sous la limite d'oxydoréduction où ils se trouvent réduits. Cela entraîne la production de Mn^{2+} dissous, qui diffuse alors vers le haut, en fonction d'un gradient de concentration dans l'eau interstitielle, puis s'oxyde et précipite dans la couche supérieure des sédiments à l'état d'oxydes hydratés de Mn (*deuxième génération*). Il s'ensuit une sédimentation, les oxydes de deuxième génération sont une fois encore emportés vers le bas dans la zone de réduction, et le cycle recommence. Le résultat général du recyclage du Mn est le piégeage du Mn en phase solide dans une faible bande de la frontière d'oxydoréduction. C'est Froelich *et al.* (1979) qui a mis au point le schéma général du comportement du Mn dans leur article fécond sur la séquence diagénétique des sédiments des fonds marins. Froelich *et al.* (1979) ont proposé que la profondeur de la pointe du Mn est fonction de l'équilibre de l'oxygène qui diffuse vers le bas et du Mn^{2+} qui diffuse vers le haut. Dans un système en équilibre, la concentration du Mn dans la pointe augmente jusqu'à ce que l'apport sédimentaire de Mn réactif soit équilibré par l'efficacité de la réduction et de la remobilisation. Par conséquent, un tel système stable afficherait la pointe de Mn la plus concentrée près du haut du gradient du Mn^{2+} dissous.

En résumé, selon la diagénèse du Mn dans les sédiments, il appert que la plupart du manganèse remobilisé dans les sédiments des grands fonds marins est piégé dans les couches oxiques supérieures et ne traverse pas l'interface pour donner un fort flux à l'extérieur des sédiments. De plus, le manganèse qui arrive jusqu'aux couches supérieures des sédiments est quelquefois intégré dans des nodules ferromanganésifères. En général, le cycle d'oxydoréduction dans les sédiments qui ont une couche supérieure oxique mène à une concentration de l'élément dans la couche.

2.4 Distribution de fond du manganèse dans la baie Kwé et le canal de la Havannah

On a prélevé des échantillons d'eau de mer pour en mesurer la qualité près du chantier pendant les levés de base en 2000 (Rescan, 2000b). Les concentrations les plus fortes de Mn se sont trouvées dans les zones les plus près du littoral, en particulier à l'embouchure

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

des cours d'eau qui irriguent le chantier. Par exemple, les concentrations de Mn dissous dans l'estuaire de la rivière Kwé variaient de 2,78 à 5,94 $\mu\text{g/L}$ et tombaient de 0,13 à 0,18 $\mu\text{g/L}$ dans le canal de la Havannah.

Les profils verticaux du Mn dans les zones à proximité du littoral correspondent à l'apport fluvial de Mn. Des quantités plus marquées se retrouvent dans les eaux de surface dans la plupart des sites (figure 2-4). Les profils verticaux à certains endroits donnent à penser que le Mn peut aussi être libéré et remobilisé à partir des sédiments de surface, ce qui peut gonfler les chiffres près des secteurs d'interface sédiments-eau.

2.5 Apport de manganèse dans la baie Kwé

L'apport annuel de Mn dans la baie Kwé par la rivière Kwé a été évalué au moyen de mesures de concentration du Mn dans la rivière Kwé et par l'estimation de son apport mensuel moyen dans la rivière Kwé (tableau 2-2). On a évalué les concentrations saisonnières de Mn d'après des échantillons prélevés en mai 2000 (six endroits) et en juin 2000 (cinq endroits) (Rescan, 2000a). On a fait appel aux données de mai pour illustrer la saison d'étiage tandis que les données de juin ont servi à illustrer la saison des crues.

Tableau 2-2. Débit de la rivière Kwé et données sur la manganèse utilisées pour évaluer l'apport annuel du métal dans la baie Kwé.

Mois	Débit moyen (m^3/s) ¹	Concentration moyenne de Mn (mg/L) ²
Janvier	3,25	0,00476
Février	3,97	0,00476
Mars	4,35	0,00476
Avril	3,26	0,00476
Mai	2,28	0,00476
Juin	2,54	0,00204
Juillet	1,60	0,00204
Août	1,49	0,00204
Septembre	0,94	0,00204
Octobre	1,20	0,00204
Novembre	1,90	0,00204
Décembre	2,05	0,00204

1: Valeurs fondées sur deux années de contrôle du débit de la rivière Kwé ainsi que sur les données relatives au débit et aux précipitations dans un bassin versant voisin.

2: Valeurs fondées sur les données de base sur le Mn recueillies en plusieurs endroits de la rivière Kwé en mai et en juin 2000 (Rescan, 2000b). On a présumé que les valeurs moyennes de mai et de juin représentaient les concentrations de Mn entrant dans la baie pendant la saison des pluies (de janvier à mai) et la saison sèche (de juin à décembre) respectivement.

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

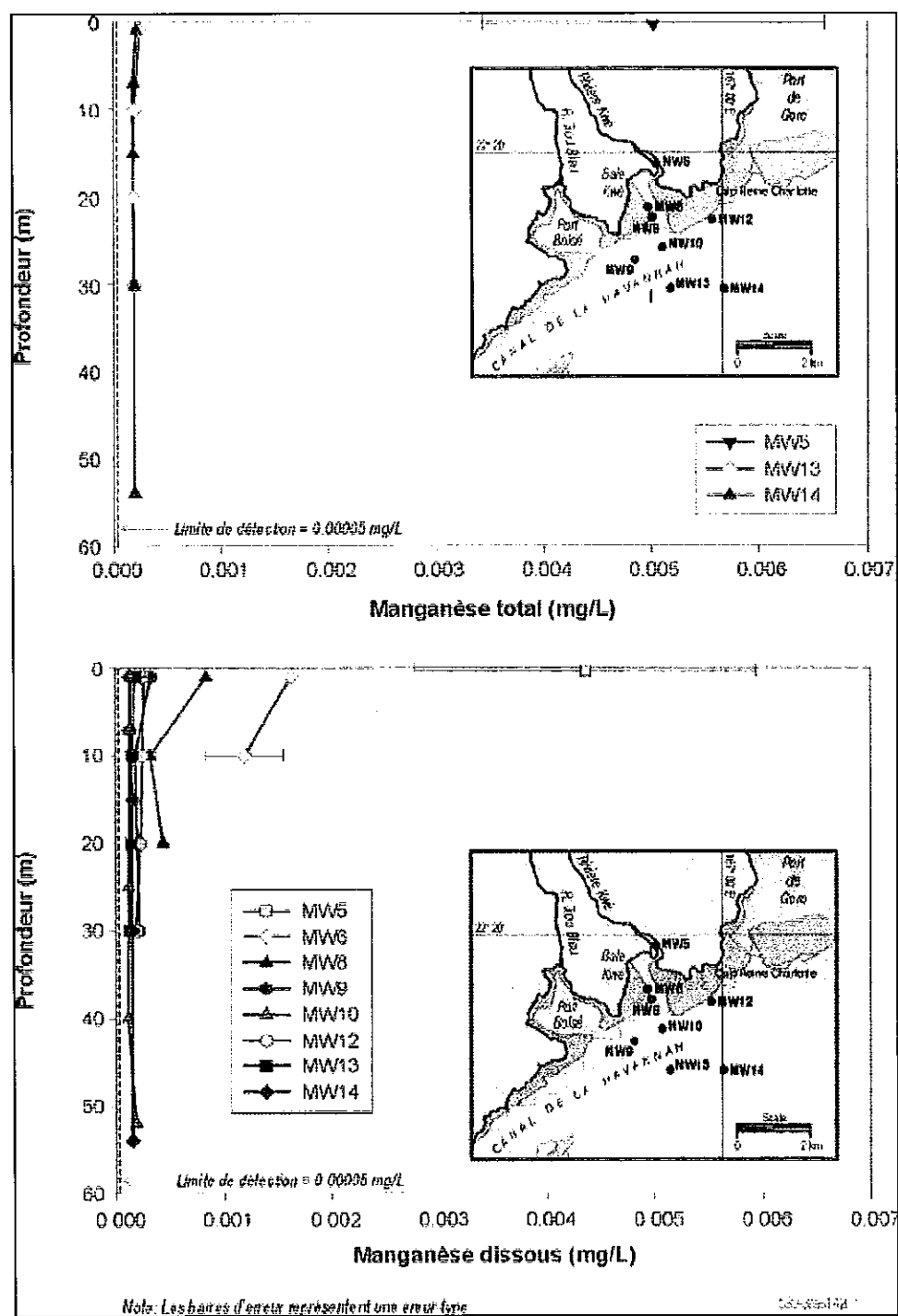


Figure 2-4. Distribution dans la colonne d'eau du manganèse total et dissous dans la baie Kwé et le canal de la Havannah.

LE MANGANÈSE DANS L'ENVIRONNEMENT

Il existe deux années de données sur le contrôle du débit de la rivière Kwé, en aval de toutes les grandes confluences, à environ six km en amont de la baie Kwé (SNC-Lavalin, 1995). Ces données liées au débit ont servi à évaluer le débit de la rivière Kwé à son entrée dans la baie Kwé. Celles-ci ont été mises en corrélation avec celles de longue durée liées au débit de la rivière des Lacs voisine, qui comportent une relation établie entre les précipitations et le débit. L'évaluation du débit mensuel moyen a donc été étayée par une analyse de la corrélation entre deux ans d'écoulement de la rivière Kwé et 38 ans de données sur les précipitations dans la rivière des Lacs voisine (SRK, 2000).

D'après les données sur le débit et les concentrations présentées au tableau 2-2, l'apport annuel moyen de Mn de la rivière Kwé dans la baie Kwé a été estimé à 295 kg/année. Les débits minimum et maximum estimatifs de Mn sont de 53 kg/année et de 645 kg/année respectivement. Parce que les concentrations de Mn ne s'appuient que sur deux périodes de collecte de données et sur quelques postes dans la rivière Kwé et que l'établissement des valeurs de Mn participe de certaines autres incertitudes, il faut tenir l'estimation de cet apport pour approximative. Elle fournit toutefois une indication utile de l'apport naturel de Mn dans la baie Kwé.

2.6 Résumé

Le Mn est omniprésent dans l'environnement et est un constituant commun à la fois de l'eau douce et des milieux marins. Le Mn entre dans les eaux de surface surtout par voie atmosphérique et par les eaux de ruissellement au sol. Il gagne les océans à la faveur de procédés se produisant à leurs limites comme la marge continentale et le plancher océanique.

La géohydrochimie du Mn est régie par des interactions complexes entre les procédés physiques et chimiques. Le Mn se trouve dans les eaux douces et les eaux de mer oxygénées surtout à l'état de tétravalent (Mn^{4+}) sous forme d'oxyhydroxydes de Mn non solubles. Ceux-ci tendent à être soustraits à la colonne d'eau par voie de sédimentation. Dans les cas de faible teneur en oxygène, les oxyhydroxydes de Mn sont réduits et libèrent le Mn divalent (Mn^{2+}), alors soluble et jouissant d'une grande mobilité dans l'environnement. Le Mn^{2+} est instable en milieu oxygéné et en est soustrait par piégeage des surfaces particulières ou par oxydation devenant alors oxyhydroxydes de Mn.

La distribution du Mn dans les eaux océaniques est essentiellement régie par des apports extérieurs. Par exemple, les profils de Mn dans l'eau de mer près du chantier montrent des quantités en hausse à l'approche des sources fluviales et du littoral. Le flux annuel de Mn dans la baie Kwé par les rejets de la rivière Kwé est évalué à entre 53 et 645 kg/année.

3. LIGNES DIRECTRICES SUR LE MANGANÈSE ET LIMITES D'EFFLUENTS CHOISIES

3. LIGNES DIRECTRICES SUR LE MANGANÈSE ET LIMITES D'EFFLUENTS CHOISIES

Dans ce chapitre, nous passons en revue les règlements sur le manganèse (Mn) de diverses autorités ainsi que leur justification, leur dérivés et leur fondement. Le Mn est un oligo-élément essentiel des plantes et des animaux et n'est généralement pas considéré comme un polluant important (d'intérêt prioritaire). Ainsi, toutes les autorités n'ont pas adopté de lignes directrices sur la qualité de l'eau ou des limites d'effluents à l'égard de cet élément. Ce chapitre comprend les lignes directrices sur la qualité de l'eau douce et de l'eau de mer de certaines autorités choisies.

Nous prenons en compte les normes françaises parce que la Nouvelle-Calédonie fait partie de la République française. Toutefois, les lois et règlements français ne s'appliquent en Nouvelle-Calédonie que s'ils sont promulgués par le Congrès de Nouvelle-Calédonie. Nous avons aussi inclus les critères de l'Union européenne (UE) parce que la France est un État membre de l'UE. Nous examinons aussi en détail les normes de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande, car elles sont largement étayées par des documents et visent une région tropicale. À titre de comparaison, nous avons aussi mentionné les normes nord-américaines des États-Unis et du Canada.

3.1 La Nouvelle-Calédonie

3.1.1 Lignes directrices sur la qualité de l'eau du milieu récepteur

Il n'existe pas à l'heure actuelle de critères de qualité de l'eau du milieu récepteur en ce qui concerne le Mn en Nouvelle-Calédonie.

3.1.2 Limites des rejets d'effluents

En 1999, la Province Sud de Nouvelle-Calédonie a autorisé GNI à exploiter une usine pilote en vue du traitement des minerais latéritiques de nickel. L'*Arrêté 1542-99/PS* (Province Sud, 1999) a été pris pour réglementer les activités de l'usine pilote. Certains critères de rejet français de l'*Arrêté du 2 février 1998* (MATE, 1998) ont été intégrés dans l'*Arrêté 1542-99/PS* de la Nouvelle-Calédonie. L'*Arrêté 1542-99/PS* a imposé aux fins de l'exploitation de l'usine pilote une limite de concentration des rejets de 1 mg/L de Mn.

3.2 France

3.2.1 Lignes directrices sur la qualité des eaux de réception

Le *Décret n° 91-1283 du 19 décembre 1991* (MATE, 1991) renferme les lignes directrices françaises sur la qualité de l'eau de mer. Elles précisent quels sont les critères

LIGNES DIRECTRICES CHOISIES SUR LE MANGANÈSE

de la qualité de l'eau à l'égard de la protection des crustacés et coquillages. Toutefois, y figurent des énoncés circonstanciés au lieu de valeurs numériques pour la plupart des paramètres de la qualité de l'eau. Ceux-ci comportent un ensemble de métaux qui suscitent habituellement des inquiétudes écologiques (p. ex. l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb, le mercure et le zinc), mais il n'existe pas actuellement de lignes directrices sur le Mn. Cet élément est exclus de ce nombre sans doute parce qu'il est l'un des métaux les moins toxiques.

Les lignes directrices françaises sur la qualité de l'eau douce comprises dans le *Décret no 91-1283* (MATE, 1991) visent la protection des salmonidés et des cyprinidés. Les mises en garde écologiques contre les métaux ne portent que sur le cadmium, le cuivre et le zinc. Il n'existe pas de lignes directrices sur la qualité de l'eau douce relativement au Mn.

3.2.2 Limites des rejets d'effluents

Les limites de rejets d'effluents français sont mentionnées dans l'*Arrêté du 2 février 1998* (MATE, 1998). Les limites des concentrations des effluents sont fondées sur la quantité globale de polluants rejetés dans l'environnement. Quant au Mn, la limite de rejet des effluents est de 1 mg/L s'agissant d'une quantité totale de Mn rejetée supérieure à 10 g/jour.

3.3 Union européenne

3.3.1 Lignes directrices sur les eaux de réception

Les normes numériques sur la qualité de l'eau en vigueur dans l'Union européenne concernant les eaux de surface visent le captage de l'eau potable. Ces valeurs vont de 0,05 à 1 mg/L, selon le mode de traitement de l'eau de surface, afin de la rendre potable (*communication personnelle*, H. Bloech, chef de la Commission européenne de la protection de l'eau, janvier 2001).

Il n'existe pas dans l'UE de normes de qualité de l'eau douce de surface ou des eaux de mer. La Directive cadre sur l'eau adoptée récemment par l'UE fait valoir l'obligation juridique d'assurer une bonne qualité de toutes les eaux (souterraines, de surface ou côtières). Dans la directive, le terme *bon état* est précisé par des définitions globales et donnera lieu à un ensemble de normes numériques prises sur la qualité de l'eau par les États membres de l'UE. En revanche, dans l'établissement de ces normes, les États membres devront adopter des valeurs à partir essentiellement d'eaux en état originel et pourront peu s'en écarter (Parlement européen, 2000).

3.3.2 Limites des rejets d'effluents

Il n'existe pas à l'heure actuelle dans l'UE de normes numériques régissant le Mn dans les rejets d'eaux usées (*communication personnel*, H. Bloech).

LIGNES DIRECTRICES CHOISIES SUR LE MANGANÈSE

3.4 Australie

3.4.1 Lignes directrices sur la qualité des eaux de réception

En Australie, c'est le Conseil de la conservation et de l'environnement de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC)) et le Conseil de l'agriculture et de gestion des ressources de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ)) qui établissent les lignes directrices sur la qualité de l'eau. Les lignes directrices actuelles sur la Stratégie de gestion nationale de la qualité de l'eau (NWQMS) (ANZECC, 1992) sont en voie d'être mises à jour et devraient être publiées en mars 2001 tout comme les lignes directrices australiennes et néo-zélandaises sur la qualité de l'eau douce et de l'eau de mer.

Les lignes directrices australiennes sur la qualité de l'eau sont élaborées en fonction de seuils de déclenchement. Ces seuils sont des concentrations dont le dépassement révèle un problème écologique possible de sorte qu'il « déclenche » une enquête et une modification des lignes directrices en fonction des conditions locales. (ANZECC, 1999). Il existe trois catégories de seuils selon les données disponibles : niveau 1, niveau 2 et niveau provisoire. Les seuils déclencheurs du niveau 1, la catégorie la plus élevée, découlent de données liées à de multiples espèces et de données chroniques « concentration sans effet observable » (CSEO), à condition que soient respectées des exigences minimales en matière de quantité et de qualité des données. Les seuils déclencheurs du niveau 2, qui traduisent une confiance moindre dans les méthodes d'extrapolation, découlent de données relatives à la toxicité, avec l'application de rapports calculés ou de rapport d'aigus à chroniques (RAC). De nouveau, il existe peu d'exigences relativement à la quantité et à la qualité des données. Les seuils déclencheurs provisoires découlent de l'absence de données d'ensemble de quantité suffisante. Par contre, on a établi qu'aucun seuil déclencheur ne découlerait d'un l'ensemble de données minimales préalables à la mise en marché inférieure à celui de l'OCDE (1981) (poissons, crustacés et algues). Les seuils déclencheurs provisoires permettent moins d'avoir l'assurance que les écosystèmes aquatiques seront protégés et ils devront de nouveau être calculés lorsque de plus amples données seront disponibles.

Dans les nouvelles lignes directrices (ANZECC, sous presse), la valeur du Mn en eau douce en ce qui a trait à la protection des écosystèmes aquatiques est 1,9 mg/L. La norme pour l'eau douce est la valeur du niveau 2, établie au moyen d'une méthode relative au facteur d'évaluation (FE). Elle a été tirée d'essais de toxicité menés sur diverses espèces de nombreux groupes taxinomiques (3 espèces de poissons, 1 espèce d'amphibie, 5 espèces de crustacés, 1 espèce d'annélide, 1 espèce d'algue et 1 espèce de macrophyte.).

L'ensemble de données relatives à la mer se composait de renseignements sur uniquement trois groupes taxinomiques (les crustacées, les mollusques et les algues) :

- 1 espèce de crustacé, et une CELO de 7 jours quant à la mortalité de 70 mg/L;
- 1 espèce de mollusque et une CE50 de 48 heures de 16 mg/L;

LIGNES DIRECTRICES CHOISIES SUR LE MANGANÈSE

- 2 espèces d'algues et une CE50 de 96 heures quant à la croissance de 25,7 à 53,8 mg/L.

Aucun poisson n'ayant été inclus, ces données ne peuvent donc servir qu'à déterminer un niveau de préoccupation écologique (NPE). Le NPE est une valeur obtenue au sujet de produits chimiques pour lesquels il n'existe pas de seuil déclencheur et qui offre en réalité peu de fiabilité en matière de valeur de déclenchement. Le NPE ne constitue qu'un seuil de travail en attendant d'obtenir de plus amples données ou de pouvoir élaborer des lignes directrices de manière indépendante. La concentration efficace la plus basse au sujet de ces trois groupes marins susmentionnés porte sur le mollusque (16 mg/L), et elle a été divisée par un facteur de 200 afin d'obtenir une valeur de déclenchement de peu de fiabilité de 0,08 mg/L (ANZECC, sous presse).

3.4.2 Limites des rejets d'effluents

Il n'existe pas en ce moment en Australie de limites de rejets d'effluents destinées à l'industrie minière. Les critères des paramètres particuliers tablent sur les lignes directrices sur la qualité de l'eau dont il a été question précédemment.

3.5 États-Unis d'Amérique

3.5.1 Lignes directrices sur les eaux de réception

Le paragraphe 304(a) de la Clean Water Act (*Loi sur la qualité de l'eau*) exige que la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) élabore, diffuse et mette à jour des critères recommandés sur la qualité de l'eau. Pour la plupart des polluants, y compris les métaux, les critères sont numériques. Les critères recommandés sur la qualité de l'eau sont établis pour protéger la vie aquatique et la santé humaine d'après des données sur la toxicité et des jugements scientifiques. On s'attend que les États, lorsqu'il adoptent des normes sur la qualité de l'eau, tablent sur les critères nationaux recommandés, les modifient en fonction des conditions de lieux particuliers ou arrêtent des critères fondés sur d'autres méthodes soutenables scientifiquement. D'habitude, les États se dotent de normes de qualité de l'eau équivalentes aux critères nationaux recommandés ou qui leur sont inférieures.

La USEPA ne précise pas de limite relative au sujet du Mn en vue de la protection des écosystèmes en eau douce ou en eau de mer, même si une valeur supérieure de 1 mg/L a été proposée pour la protection du biote d'eau douce (McKee and Wolf, 1963). La valeur a été fondée sur des données de toxicité limitées et ne prend pas en compte les facteurs de modifications possibles comme la dureté de l'eau. Dans le registre fédéral, la USEPA a inscrit le Mn sur une liste de polluants pour lesquels elle entend élaborer des critères. Toutefois, rien n'est encore fait au sujet de critères sur le Mn, et l'on a annoncé aucune date d'échéance à ce propos.

LIGNES DIRECTRICES CHOISIES SUR LE MANGANÈSE

Le seul critère de qualité de l'eau établi pour le Mn s'applique à la protection de la santé humaine en ce qui a trait à la consommation d'organismes (USEPA, 1999). Quant à la consommation d'un organisme et de l'eau, la norme secondaire pour le Mn est 0,050 mg/L. Elle s'appuie sur des caractéristiques esthétiques telles que la coloration, le goût et l'odeur. En ce qui touche la consommation d'un organisme seul, le critère lié au Mn est de 0,100 mg/L et est fondé sur le risque carcinogène de 10^{-6} .

3.5.2 Limites des rejets d'effluents

Les lignes directrices sur les effluents sont des normes nationales régissant le rejet des eaux usées dans les eaux de surface, y compris les usines d'épuration des eaux usées des municipalités et des entreprises. La USEPA publie des lignes directrices pour les catégories de sources existantes et les nouvelles sources prévues par le Titre III de la Clean Water Act. Les normes ont un fondement technologique, c'est-à-dire qu'elles tirent leur justification du rendement des techniques de traitement et de contrôle au lieu du risque pour les eaux de réception ou de l'impact sur elles. C'est la distinction entre les lignes directrices sur les effluents et les normes sur la qualité de l'eau, qui tablent sur des critères sur la qualité de l'eau.

Des lignes directrices visent diverses activités, y compris l'exploitation minière, en vertu des dispositions de la Clean Water Act. Les seuls critères d'effluents applicables au Mn que nous avons trouvés sont ceux destinés aux charbonnages (Partie 434 - Coal Mining Point Source Category BPT, BAT, BCT Limitations and New Source Performance Standards). Les limites des effluents pour le manganèse total sont de 4,0 mg/L (concentration maximale quotidienne) et de 2 mg/L (moyenne des valeurs quotidiennes pour 30 jours consécutifs). Selon Kleinmann et Watzlaf (1988), la seule raison pour laquelle on a établi un règlement sur le Mn est que l'on voulait en faire un élément auxiliaire de métaux plus toxiques. Par exemple, lorsque le Mn est retiré au cours du traitement par adjonction d'alcalinité, d'autres métaux sont aussi précipités. Ces auteurs laissent entendre qu'il faudrait augmenter les limites de l'effluent.

3.6 Canada

3.6.1 Lignes directrices sur la qualité de l'eau

À l'origine, les lignes directrices sur la qualité de l'eau ont été arrêtées par un groupe de travail composé des ministres fédéral et provinciaux de l'Environnement (CCME, 1987). Certaines lignes directrices ont été revues et mises à jour et elles se trouvent dans les Lignes directrices canadiennes sur la qualité de l'environnement (CCME, 1999). Aucune recommandation sur le Mn en vue de la protection de l'environnement ne figure dans les lignes directrices du CCME (1999). Les seuls critères sur la qualité de l'eau mentionnés au sujet du Mn ont un objectif esthétique et visent l'eau potable ($\leq 0,050$ mg/L) et l'eau destinée à l'irrigation (0,200 mg/L).

LIGNES DIRECTRICES CHOISIES SUR LE MANGANÈSE

Même s'il n'existe pas de normes nationales sur le Mn en vue de la protection de la vie aquatique, certaines provinces disposent de lignes directrices de travail. La Colombie-Britannique s'est dotée de lignes directrices provinciales sur la qualité de l'eau même si elles sont en révision. Quant à la protection de la vie en eau douce, la ligne directrice de travail provinciale de la Colombie-Britannique est de 0,10 à 1 mg/L, tandis que le critère pour la protection des consommateurs de crustacées et coquillages est de 0,10 mg/L.

3.6.2 Limite des rejets d'effluents

Le *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux* (RELMM) est le seul règlement national relatif au rejet des effluents des exploitations de mines de métaux. On y précise les concentrations acceptables des divers paramètres, appelés substances délétères (arsenic, cuivre, plomb, nickel, zinc, matières totales en suspension et radium-226). Le Mn ne figure pas dans la liste des substances délétères.

3.7 Résumé

Dans le monde, le Mn n'est pas tenu pour un contaminant très grave comme le montre l'absence de lignes directrices sur la qualité de l'eau à l'égard de cet élément. Certaines autorités étudient la possibilité de l'inclure dans leurs lignes directrices sur la qualité de l'eau. Par contre, ce point de vue commence à changer, car certaines autorités l'ont porté sur la liste des nouvelles substances à étudier. Parmi les quatre pays pris en compte précédemment, seuls la France et les États-Unis se sont dotés de critères nationaux sur le Mn dans les rejets d'effluents et seules, l'Australie et la Nouvelle-Zélande possèdent des normes relatives au Mn destinées à protéger la vie aquatique. Sont énumérées au tableau 3-1 les normes du Mn dans ces pays.

Tableau 3-1. Normes sur le manganèse dans certains pays.

Autorité	Limite nationale des effluents – Mn	Limite nationale du Mn pour la protection de la vie aquatique	
		Eau douce	Eau de mer
Nouvelle-Calédonie	1 mg/L ¹	aucune	Aucune
France	1 mg/L ¹	aucune	Aucune
UE	aucune	Aucune	Aucune
Australie (Nouvelle-Zélande)	aucune	1,9 mg/L	0,08 mg/L
É.-U.	2 à 4 mg/L ²	aucune	Aucune
Canada	aucune	aucune	aucune

1 Limite applicable fondée sur un flux de Mn supérieur à 10 g/d.

2 Critère visant l'exploitation minière.

4. RECENSION DES ÉCRITS SUR LA TOXICITÉ DU MANGANÈSE POUR LE BIOTE D'EAU DOUCE ET D'EAU DE MER

4. RECENSION DES ÉCRITS SUR LA TOXICITÉ DU MANGANÈSE POUR LE BIOTE D'EAU DOUCE ET D'EAU DE MER

Le manganèse (Mn) est un élément essentiel aux organismes vivants, car il active de nombreuses enzymes, en particulier celles engagées dans la phosphorylation ainsi que dans la synthèse du cholestérol et des acides gras. Le Mn co-active des enzymes, y compris les transférases et les décarboxylases et est aussi un constituant de plusieurs métalloenzymes, y compris les carboxylases de pyruvates et superoxydes-dismutases, qui sont indispensables à la détoxification des radicaux des superoxydes, sous-produits réactifs de la photosynthèse (Sunda et Huntsman, 1998a). Le Mn est nécessaire à la croissance de tous organismes de photosynthèse et se trouve être une composante essentielle du photosystème II. Satoh *et al.* (1987) ont découvert que des carences de Mn dans l'alimentation occasionnaient le nanisme et l'apparition de cataractes chez la carpe. La carence en Mn peut aussi donner lieu à la perte d'appétit, à la perte de l'équilibre, peut freiner la croissance et occasionner la malformation des os (Adam *et al.*, 1997).

Le Mn est l'un des métaux les moins toxiques à l'égard des organismes aquatiques. On le considère généralement comme non toxique dans sa forme colloïdale (MnQ), tandis que le Mn^{2+} ou le Mn organique peut être biodisponible (Luoma, 1983). Les concentrations de Mn dissous dans des cours d'eau non touchés par des activités minières sont généralement bien au-dessous des seuils de toxicité parce que le Mn est oxydé et précipite rapidement lorsque le pH est près du point neutre.

4.1 Bioconcentration et bioaccumulation du manganèse

La bioconcentration du Mn est chose commune dans la plupart des organismes aquatiques (Stokes *et al.*, 1988). Les poissons et les plantes marines affichent des concentrations de Mn à des facteurs de 100 et de 100 000 respectivement (WHO, 1981). Les concentrations courantes de Mn dans les algues, les herbes marines, le corail et les invertébrés vont de 5 à 50 µg/g (Florence *et al.*, 1991) alors que les tissus des poissons d'eau douce et d'eau de mer contiennent de 0,1 à 10 µg/g de Mn.

Même si les métaux peuvent influencer sur les organismes à la surface de la cellule ou des branchies, la toxicité se manifeste généralement après que le métal a été absorbé par l'organisme. La bioconcentration est l'accumulation d'un métal dans le tissu d'un organisme à la suite de l'absorption du métal de l'eau, tandis que la bioaccumulation renvoie généralement à l'absorption du métal par voie alimentaire. Les deux phénomènes ne peuvent se produire que si le taux d'absorption dépasse le taux d'élimination. Les deux procédés dépendent de maints facteurs, y compris la concentration et la spéciation du métal dans l'eau et les aliments, les caractéristiques de la qualité de l'eau, le temps d'exposition, le type de tissu ainsi que l'âge et l'état physiologique de l'organisme.

Il existe des rapports contradictoires sur la biomagnification ou non du manganèse (c.-à-d. des concentrations croissantes dans la chaîne alimentaire). Kwasnik *et al.* (1978) ont trouvé qu'il n'existait pas de biomagnification dans une chaîne alimentaire simple en eau

RECENSION DES ÉCRITS SUR LE MANGANÈSE

douce, tandis que les facteurs de concentration maximale (BCF) de 911, de 65 et de 23 touchaient les algues, *Daphnia magna* et les vairons à grosse tête respectivement. En revanche, d'autres auteurs ont noté une faible biomagnification (Stokes *et al.*, 1988).

4.1.1 Organismes d'eau douce

Les facteurs habituels de bioaccumulation (BCF) touchant les organismes d'eau douce sont exposés à l'annexe 4-1. Le tableau comprend aussi les concentrations de Mn mesurées dans les tissus des organismes tropicaux.

4.1.1.1 Microorganismes et plantes

Kwasnik *et al.* (1978) ont étudié la bioconcentration de Mn (au moyen du radio-isotope ⁵⁴Mn) dans l'algue *Protococcoides Chlorella*. Le maximum de BCF après 48 heures était de 911 et chutait à 575 après 72 heures.

La bioconcentration de Mn dans les algues se produit en deux étapes :

- en surface, une liaison rapide, réversible et indépendante du métabolisme avec les groupes réactifs de la paroi de la cellule;
- une accumulation indépendante du métabolisme, irréversible et intracellulaire du Mn.

Au moyen d'une analyse à dispersion en énergie à rayons X, Abu-Shammala (1999) a constaté que le Mn s'accumule dans les granules chargés d'électrons dans les algues vertes *Chlamydomonas* et *Chlorella* ainsi que les algues bleu-vert *Anabaena*, à la suite d'une exposition jusqu'à un niveau de 200 mg de Mn/L en 24 heures. Dans les *Anabaena*, il a aussi découvert de grandes quantités de Mn dans la gangue gélatineuse. La concentration de Mn était plus forte dans les *Chlamydomonas* et représentait en moyenne 10 % du poids. Il a supposé que les corps intracellulaires étaient des corps polyphosphatés en raison de leurs grandes concentrations de phosphore et d'oxygène; toutefois, les granules de *Chlorella* contenaient aussi du magnésium, du carbone, du soufre et des protéines.

Sinha *et al.* (1994) ont mesuré des populations sur le terrain de macrophytes aquatiques *Spirodela polyrrhiza* et y ont découvert des concentrations de Mn atteignant jusqu'à 1,225 mg/g. Dans des expériences en laboratoire, les plantes ont accumulé jusqu'à 0,253 mg/g sur une période de 14 jours à partir de solutions contenant 10 mg de Mn/L. La biomasse et les taux de multiplication des frondes à la fin étaient réduits de 30 % et de 49 % respectivement.

Rai et Chandra (1992) ont montré que le filet d'eau *Hydrodictyon reticulatum* accumule le Mn jusqu'à une concentration maximale de 2,483 mg/g en poids sec, après 10 jours dans une solution de 10 mg/L. Les BCF (le poids sec en mg de Mn/kg : mg Mn/L) étaient de 3 715 dans les conditions du laboratoire et de 4 945 sur le terrain. Dans les mêmes conditions expérimentales, ils ont noté une certaine toxicité ainsi qu'une croissance

ralentie et une teneur en chlorophylle. La plante accusait une forte capacité d'accumulation de Mn en regard des autres algues vertes et des autres métaux.

4.1.1.2 Invertébrés

La plupart des études sur la bioconcentration du manganèse dans les invertébrés ont été réalisées au moyen du ^{54}Mn . Un BCF de 65 à l'égard du Mn dans *Daphnia magna* après 8 heures d'exposition a été souligné par Kwasnik *et al.* (1978). Pentreath (1973a) a constaté une absorption de ^{54}Mn dans la moule *Mytilus edulis*. Il a trouvé que les concentrations de Mn étaient plus élevées dans l'estomac et la glande digestive de la moule. Ingle *et al.* (1997) ont relevé l'accumulation de Mn dans le bivalve *Lamellidens corrianus* capturé dans la rivière Patalganga, en Inde. Les concentrations les plus élevées ont été notées dans le muscle adducteur et l'hépatopancréas du bivalve une fois exposé à 0,250 mg/L et à 0,500 mg Mn/L pendant 60 jours.

Les demi-vies du ^{54}Mn signalées dans les tissus des bivalves varient, car certaines études ont été menées au moyen d'injection directe de Mn dans les tissus au lieu d'exposition à l'eau. Harrison (1969) a indiqué une demi-vie biologique moyenne de 1 310 jours pour le ^{54}Mn dans la longue durée de *Anodonta nuttalliana*. Brown *et al.* (1996) ont signalé une demi-vie biologique de >320 jours pour le Mn dans le bivalve *Velesunio angasi*. Ces auteurs ont découvert que la demi-vie biologique des métaux dans le tissu mou était liée à sa solubilité lorsqu'ils se déposent dans les granules extra-cellulaires du bivalve.

Weinstein *et al.* (1992) ont noté que les crabes bleus dans un estuaire contaminé de la Caroline du Nord aux États-Unis accusaient des concentrations de Mn de trois ou quatre fois supérieures à celles des crabes se trouvant dans une zone voisine non contaminée. Dans des conditions hypoxiques, le Mn était libéré des sédiments et devenait biodisponible pour les organismes benthiques. Cependant, Baden *et al.* (1995) ont remarqué que l'absorption du Mn chez le homard *N. norvegicus* ne changeait, qu'il s'agisse de conditions hypoxiques ou de conditions oxiques normales, que si le Mn se trouvait dissous. Les homards étaient exposés à <0,06 (de fond), à 5 et à 10 mg Mn/L (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) pendant 20 jours, suivis par 20 jours dans l'eau de mer aux fins d'excrétion. À ces niveaux de concentration de Mn, il y avait accumulation nette de Mn dans tous les tissus, sauf le muscle. Les BCF (poids humide moyen maximal du tissu exposé moins le contrôle, divisé par le Mn dans l'eau) allaient de 1 à 3,2 dans les divers tissus, y compris le cerveau, les ganglions, l'hémolymph, le tube digestif, les branchies et l'exosquelette. La demi-vie de l'accumulation de Mn était de un ou deux jours dans le cerveau, le ganglion ventral, les branchies et l'hémolymph en ce qui concerne des expositions tant à 5 qu'à 10 mg de Mn/L. Le facteur d'accumulation (c.-à-d. la concentration moyenne du Mn dans le tissu, divisée par la concentration de contrôle) était plus élevé dans l'hémolymph touchée par le traitement de 10 mg/L, les valeurs étant 90 fois supérieures à celle du contrôle. Le Mn possède une faible constante d'association aux protéines et, ainsi, le taux d'accumulation et celui d'élimination étaient relativement faibles. La concentration naturelle du Mn dans le homard était forte en raison de l'incorporation de Mn dans la structure du carbonate de calcium de l'exosquelette du homard, cela étant dû à l'adhésion du précipité de Mn dans l'exosquelette. Le cerveau avait accumulé de fortes concentrations de Mn. Les auteurs ont avancé que le Mn était pris

RECENSION DES ÉCRITS SUR LE MANGANÈSE

directement de la solution par l'intermédiaire des poils chimiosensibles ou de l'hémolymphe pour être acheminé au récepteur olfactif et, de là, aux neurones primaires du cerveau.

On a relevé un écart considérable dans les concentrations de manganèse dans les divers tissus du crabe d'eau douce *Potamonautes warreni* (Steenkamp *et al.*, 1994). Les BCF de la carapace passaient de 28 à 743 (de l'eau) et de 0,1 à 0,7 (des sédiments). Les BCF du muscle étaient les plus faibles de tous les types de tissus étudiés, allant de 8 à 40 pour l'eau et se situaient à 0,1 des sédiments.

Peu d'auteurs d'études se sont penchés sur l'effet de la température sur la bioconcentration de Mn. L'absorption de Mn par les mollusques pris des eaux ne variait pas, dont la température allait de 27 à 35 °C.

4.1.1.3 Poissons

On a indiqué que les BCF relatifs au Mn dans les poissons (téléostéens) passaient de 200 à 1 000 (Pentreath, 1973b). En se fondant sur le carrelet (*Pleuronectes platessa*), l'auteur a trouvé que la voie principale de l'absorption du Mn était l'alimentation au lieu de l'eau. Des résultats semblables ont été constatés chez la raie bouclée *Raja clavata* et l'achigan *Micropterus salmoides* (Pentreath, 1973c).

Rouleau *et al.* (1995) ont montré que la truite de mer (*Salmo trutta*) effectue facilement une bioaccumulation de Mn^{2+} dans l'eau lorsqu'elle est exposée à une faible concentration (0,1 µg/L à l'état de ^{54}Mn) pour une durée de une à six semaines. Après une exposition de six semaines, le BCF de tout le corps était de 17,8 en comparaison de 22,6 pour le vairon à grosse tête (*Pimephales promelas*) après cinq jours et de 12 pour la perche jaune (*Perca flavescens*) après sept jours. Le Mn dans les branchies, les viscères et les yeux possédait une demi-vie de <9 jours, tandis que dans le muscle, le cerveau et le mucus épidermique et d'autres organes, elle était de 15 à 26 jours. Le cerveau présentait une demi-vie plus longue, et le Mn dans le cerveau avait été absorbé par les organes olfactifs. Adam *et al.* (1997) a montré que le ^{54}Mn se fixe de préférence dans les os, les branchies, la peau et le cerveau chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mikiss*).

Des facteurs très divers influent sur la bioaccumulation du manganèse chez le poisson. Nussey *et al.* (2000) ont mesuré la bioaccumulation de Mn chez le cyprinidé *Labeo umbratus* en fonction de la taille et du sexe du poisson. On a noté la plus grande concentration dans les branchies, puis dans le foie, les muscles et la peau. Le BCF de l'eau passait de 24 dans les muscles à 2 670 dans les branchies, et s'agissant du sédiment, de 0,01 dans les muscles et la peau à 0,68 dans les branchies. La principale voie d'absorption et d'excrétion du Mn était les branchies. Plus le poisson était petit, plus la charge de Mn dans le corps était élevée à cause des taux plus élevés d'activités métaboliques et d'aération.

Weiner et Giesy (1979) ont trouvé que l'absorption du manganèse par les poissons pris dans un étang d'eau douce riche en matières organiques et contenant 0,091 mg de Mn/L dépendait de l'espèce. Les prédateurs comme l'achigan et le brochet affichaient des poids

moindres de Mn dans le corps que les poissons s'alimentant aux sources disponibles comme le crapet arlequin. On a relevé des concentrations de Mn plus marquées dans le muscle, le BCF dans le muscle du crapet arlequin étant de 220.

On a aussi constaté que les paramètres de la qualité de l'eau influent sur l'absorption du Mn. Miller *et al.* (1980) ont mesuré l'absorption du ^{54}Mn par les fretins du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) à divers niveaux d'oxygène dissous et de température. L'absorption de Mn ne subissait pas l'influence des niveaux d'oxygène dissous, en revanche le taux d'absorption et d'évacuation du Mn était plus bas à 10° C qu'à 20 et à 30° C, auxquels les taux d'absorption étaient les mêmes. Rouleau *et al.* (1992) ont découvert que les acides humiques et fulviques exerçaient peu d'effet sur la bioconcentration du Mn chez la truite de mer exposée à 0,1 µg de Mn/L pendant une semaine. D'autres agents de chélation tels que l'éthylxanthate de potassium et le diéthylthiophosphate de sodium réduisaient la bioconcentration de Mn de 40 %.

4.1.2 Organismes marins

Les BCF habituels des organismes marins figurent à l'annexe 4-2. S'y trouvent aussi les concentrations de Mn dans les tissus d'organismes tropicaux.

4.1.2.1 Plantes

Le Mn se concentre facilement dans les plantes de mer, dont les BCF peuvent atteindre 100 000 (WHO, 1981). La plupart des espèces arrivent à une régulation partielle ou complète dans une fourchette de concentrations de Mn observées dans le milieu naturel (Stokes *et al.*, 1988). Ichikawa (1961) a enregistré des BCF variant de 300 pour *Laminaria saccharina* à 7 500 pour *Fucus serratus*. Goldberg *et al.* (1971) mentionnent aussi des BCF de plantes de mer se situant autour de 3 000.

Murugadas *et al.* (1995) ont mesuré une bioconcentration de Mn dans des algues marines recueillies dans les eaux de la Malaisie et exposées en laboratoire à des concentrations de 0, 1, 5 et 10 mg de Mn/L (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) sur une durée de 24 heures. Quant aux algues vertes *Chaetomorpha linum*, l'absorption du Mn était rapide au début et déclinait graduellement quelles que fussent les concentrations de Mn. Les algues brunes et vertes accumulaient toutes deux le Mn, tandis que les algues rouges (toutes les espèces *Gracilaria*) n'en faisaient rien.

Khristoforova et Bogdanova (1981) ont mesuré le Mn dans les thalles des algues marines tropicales *Caulerpa urvilliana* prélevées dans des atolls de corail à l'état d'origine dans le sud-ouest du Pacifique. Les thalles contenaient 9,5 et 7,3 µg de Mn/g en poids sec.

Sept des douze genres d'algues marines étaient de climats tropicaux, y compris *Halodule*, *Cymodocea*, *Syringodium*, *Thalassodendrum*, *Enhalus*, *Thalassia* et *Halophila*. Par contre, la majorité des travaux sur la bioconcentration des métaux ont été exécutés sur des espèces de climat tempéré, comme *Zostera* et *Posidonia*. Brinkhuis *et al.* (1980) ont trouvé que les zostères marines *Zostera marina* accumulent le Mn dans le tissu des

feuilles. Le Mn était fortement retenu dans le cytoplasme des cellules vivantes. Les feuilles des algues marines offrent d'importantes passerelles au cycle du Mn entre divers milieux. (Peters *et al.*, 1997).

Il est probable que le Mn ait une incidence limitée sur les mangroves, car elles excellent à séquestrer les métaux et à les immobiliser dans les sédiments anoxiques. De Laune *et al.* (1981) ont révélé que les métaux, y compris le Mn, sont expulsés des mangroves par les détritiques. Nye (1990) a estimé que 9 130 kg de Mn ont été rejetés chaque année des forêts de mangroves dans le sud-est de la Floride. Les concentrations de Mn dans les sédiments de mangroves vont de 1 à 640 µg/g en poids sec, de 0,4 à 500 µg/g chez la mangrove rouge *Rhizophora* sp. et de 5 à 31 µg/g chez les invertébrés.

4.1.2.2 Invertébrés

On a signalé une accumulation de Mn dans un grand éventail d'invertébrés marins ainsi qu'un grand écart de bioaccumulation entre les espèces. Les pétoncles semblent avoir la plus grande aptitude à concentrer le Mn, affichant des BCF atteignant 55 500 (Stokes *et al.*, 1988).

Ikuta et Nakahara (1986) ont mesuré l'absorption de Mn par le buccin *Volutharpa ampullacea perryi*, qui se nourrit de nécrophores des eaux peu profondes de l'océan Pacifique et de la mer du Japon. Ses BCF à état constant allaient de 800 à 1 900, la moyenne se situant à $1\,330 \pm 310$ chez les femelles et à $1\,450 \pm 260$ chez les mâles. Il n'existait pas de différence importante en matière d'absorption du Mn entre les mâles et les femelles. L'absorption était d'environ quatre à huit fois supérieure à celle des haliotides noires.

Hansen et Bjerregaard (1995) ont trouvé que du ^{54}Mn dissous était accumulé de manière linéaire avec le temps dans l'étoile de mer *Asterias rubens*, son BCF étant de 19 après 23 jours. Le Mn était surtout concentré dans les pieds ambulacraires (de 10 à 20 %) et dans l'autre tissu (70 %). Après exposition à 0,4 mg de Mn/L, les concentrations ont été aussi plus élevées dans les pieds ambulacraires. Les étoiles de mer n'ont accusé aucune mortalité quand elles ont été mises en présence de 10 à 25 mg de Mn/L. L'efficacité d'assimilation des aliments s'est située à 69 % et était supérieure à celle provenant de l'eau. La plupart du Mn concentré à partir de l'eau se trouvait dans les surfaces externes – les pieds ambulacraires, la peau – tandis que le Mn assimilé à partir de l'alimentation se retrouvait dans le caecum pylorique.

Parmi les rares rapports sur l'accumulation du Mn par les invertébrés tropicaux, on dénombre ceux de Khristoforova et Bogdanova (1981), qui ont déterminé les concentrations de Mn dans le tridacne géant tropical *Tridacna squamosa* capturé dans les atolls de corail du sud-ouest du Pacifique. Ces auteurs ont découvert que les concentrations de Mn étaient identiques dans les tridacnés des atolls avec populations et sans populations. Ils ont trouvé de faibles concentrations de Mn dans le muscle (<0,05 µg/g), 3-4 µg/g dans les branchies et 12-15 µg/g en poids sec dans le foie.

Des études sur la transplantation sur le terrain d'huîtres et de balanes illustrent comment l'absorption, l'élimination et le poids du métal qui en résulte dans le tissu des invertébrés peuvent être fonction de l'âge (la taille) et l'état de l'organisme. Par exemple, les concentrations de Mn dans les huîtres (*Crassostrea gigas*) atteignaient un état constant en quatre mois de la transplantation tandis que, pour des individus plus imposants, il fallait au moins cinq mois pour y arriver (Boyden et Phillips, 1981). Les variations saisonnières du Mn sont largement soumises aux changements de poids du corps, qui à leur tour dépendent du cycle de gamétogénèse-frai. De plus, le sexe est un facteur déterminant des concentrations de Mn dans la moule *Mytilus edulis*, car celles-ci sont plus fortes dans les gonades des femelles en regard des mâles.

Ichikawa (1961) a précisé que les BCF s'étendaient de 80 chez *Scomber* sp. à 50 000 chez *Octopus vulgaris* capturée sur la côte du Japon. Il n'existait aucun signe de forte biomagnification. En revanche, Patrick et Loutit (1978) ont écrit qu'il y avait une faible biomagnification (42 %) chez *Hyphessobrycon serpae*.

Il a été impossible de trouver des rapports sur la bioconcentration de Mn dans les coraux. Les métaux peuvent s'accumuler dans les tissus ou les squelettes des coraux, et les coraux peuvent produire du mucus pour lier les métaux et les réguler. Le Mn est essentiel aux coraux, et l'un des effets toxiques des autres métaux est qu'ils remplacent le Mn, particulièrement dans les eaux faibles en nutriments (Peters *et al.*, 1997).

4.1.2.3 Poissons

Les poissons n'accumulent pas de Mn dans la même mesure que les organismes appartenant aux niveaux trophiques inférieurs, leurs BCF ordinaires étant d'environ 100 (WHO, 1981). Ichikawa (1961) a indiqué un BCF de 70 chez *Pleuronectes* sp du littoral du Japon.

Sharif *et al.* (1993) ont mesuré le Mn de dix espèces de poissons tropicaux dans la baie de Bengale. La concentration moyenne dans les tissus des poissons se situait à 5,4 mg/kg en poids sec avec une étendue de 1,5 à 9 mg/kg.

Les concentrations de manganèse dans le barramundi tropical (*Lates calcarifer*) capturé dans le lac Murray en Papouasie-Nouvelle-Guinée en août 1988 variaient de 0,07 à 0,14 µg/g, en poids humide, la moyenne se situant à 0,095 µg/g. Plusieurs mois plus tard, la moyenne dans 27 échantillons de tissu était similaire (0,054 µg/g) et l'écart allait de 0,027 à 0,096 µg/g (Currey *et al.*, 1992). Les concentrations de Mn dans le barramundi étaient plus faibles que celles signalées chez d'autres poissons de mer comme les poissons à ailerons (moyenne de 0,14 µg de Mn/g en poids sec) dans les eaux de la Nouvelle-Zélande (Vlieg *et al.*, 1991).

4.2 Toxicité du manganèse

On a toujours indiqué que le manganèse était l'un des métaux les moins toxiques pour le biote d'eau de mer et d'eau douce.

4.2.1 Organismes d'eau douce

Se trouve à l'annexe 4-3 un regroupement de données sur la toxicité du Mn pour le biote d'eau douce.

4.2.1.1 Microorganismes et plantes

Le manganèse est l'un des métaux les moins toxiques pour les microalgues et les plantes d'eau douce. Les effets toxiques sur la croissance, la synthèse de la chlorophylle et la photosynthèse peuvent être généralement observées uniquement à de fortes concentrations de manganèse (>10 mg/L), bien au-delà des niveaux qui se trouvent même dans les eaux douces fortement touchées par les activités minières. À cause des conditions différentes de culture qui entourent les essais de toxicité des algues, en particulier les milieux de croissance différents, il est difficile de comparer les résultats de toxicité des diverses études. Il n'existe pas de données sur la toxicité du Mn pour les algues ou les plantes d'eau douce des tropiques, mais certaines études ont été menées à des températures de l'eau de 25° C.

Les algues bleu-vert (cyanobactéries) sont relativement insensibles au manganèse; en effet, on a indiqué des valeurs de CL50 pour une durée de 48 heures de 100 à 5 500 mg/L (annexe 4-3). Les concentrations de Mn allant jusqu'à 10 mg/L (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) n'avaient pas d'effet toxique sur *Anacystis nidulans* dans des essais chroniques (Christensen *et al.*, 1979). Des concentrations plus élevées entraînaient un décalage tandis que, à 200 mg/L, la croissance était entièrement interrompue sur une durée de 30 jours. Aucun effet lié au pH sur l'échelle du pH de 6,7 à 9 n'a été décelé. De même, Ahluwalia et Kaur (1998) ont trouvé que le Mn n'avait un effet toxique sur *Anabaena variabilis* qu'à de très fortes concentrations. Le Mn^{2+} à 1 000 mg/L a fortement entravé la croissance pendant quatre jours d'exposition et a aussi influé sur la différenciation des hétérocystes, qui manifestaient un taux de réduction de 70 % à 200-1 000 mg de Mn/L après huit jours.

Wong *et al.* (1979) ont étudié l'effet du Mn sur la survie et la croissance de trois algues vertes, *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella salina* et *Scenedesmus quadricauda* dans un milieu Bristols à 25° C. Les deux espèces *Chlorella* montraient des taux plus marqués d'absorption de Mn une fois exposées à des concentrations de Mn supérieures, *C. pyrenoidosa* ayant absorbé 5 000 fois plus de Mn à 30 mg/L en regard des groupes témoins non exposés. Des concentrations plus faibles de Mn (5 et 10 mg/L) étaient sans effet sur les taux de croissance des algues sur une durée de 14 jours, tandis que les concentrations supérieures à 30 mg/L réduisaient passablement les rythmes de croissance. Les temps léthaux moyens étaient respectivement de 1,6, 5,4 et 6 lorsque chaque algue était exposée à 50 mg/L de Mn, alors que les valeurs de CL50 de 96 heures se situaient à 28, 100 et 190 mg/L de Mn. Ce métal à 30 et 50 mg/L occasionnait une augmentation de la taille de la cellule de *C. salina*, car les cellules ne pouvaient pas se diviser.

Comme pour les autres métaux, on a signalé des augmentations dans la taille des cellules des algues en réaction au Mn. Singh et Kashyap (1978) ont noté que le Mn empêchait la

formation de *Chroococcus limneticus*, qui continuait à gagner du volume sans se diviser. Irmer (1984) a observé que, à 32 mg de Mn/L, les volumes moyens des cellules de *Chlamydomonas reinhardtii* et de *Chlorella fusca* étaient réduits quoiqu'il n'y ait eu aucune inhibition du taux de croissance ou de la photosynthèse. Christensen *et al.* (1979) ont découvert que 3,1 mg de Mn/L (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) causaient une réduction de 50 % du volume totale des cellules de *Selenastrum capricornutum*, tandis que 50 mg de Mn/L avaient un effet semblable sur *Chlorella* sp. Des expériences faisant appel à des mélanges de cuivre, de plomb et de manganèse ont révélé des effets de synergie relativement au Mn et au Cu, alors qu'un antagonisme s'était manifesté entre le Mn et le Pb. Un ajout de Mn contribuait à accentuer l'effet inhibiteur du Pb sur la division de la cellule de *Selenastrum* et supprimait entièrement la toxicité du Pb chez *Chlorella*.

Fargašová *et al.* (1999) ont souligné que le Mn (ajouté sous forme de sulfate de manganèse) comportait une faible toxicité pour la croissance des algues *Scenedesmus quadricauda*, selon une CE50 de 12 jours à 5 mg/L. En revanche, le Mn influait sur les concentrations de chlorophylle totale, avec une CE50 de 12 jours à 1,9 mg de Mn/L. Les concentrations élevées de Mn étaient aussi à l'origine d'une hausse liée à la concentration dans le rapport entre la caroténoïde et la chlorophylle dans *Chlorella vulgaris*; 1 000 mg/L provoquaient la mort de la cellule après huit jours d'exposition (Ahluwalia et Kaur, 1998).

Les études sur le terrain effectuées par Patrick *et al.* (1969) ont montré que des concentrations de Mn réduites de 20 à 40 µg/L à 1 ou 2 µg/L dans les eaux naturelles menaient à la disparition des diatomées et la succession des espèces d'algues bleu-vert. Également, Gale *et al.* (1973) ont trouvé que des tapis d'algues à diatomées devenaient dominants dans les sites touchés par les activités minières lorsque les niveaux de Mn s'élevaient (de 0,1 à 2,4 mg de Mn/L).

La toxicité du Mn pour les microalgues peut aussi dépendre des bactéries présentes dans les cultures d'algues. Par exemple, Christlieb (1984) a observé que 10 mg/L de Mn dans un milieu de culture entraînaient une réduction du rendement de la biomasse et une décomposition de la chlorophylle dans les cultures non axéniques d'algues vertes *Frütschiella tuberosa*, tandis qu'aucun effet ne se manifestait dans les cultures axéniques aux mêmes concentrations de Mn.

Le Mn (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) n'était pas toxique pour le flagellé unicellulaire *Tetramitus rostratus* jusqu'à hauteur de 99 mg de Mn/L. Le résultat définitif de l'essai était l'inhibition de la division de la cellule sur une durée environ de 24 à 36 heures (Jaffe, 1995).

Byl *et al.* (1994) ont signalé qu'il existait peu de données sur la toxicité du Mn sur les plantes aquatiques. Ces auteurs ont noté que la croissance de l'angiosperme *Hydrilla verticillata* n'était pas affectée par le Mn jusqu'à 10 mg/L, mais que l'activité de la peroxydase était stimulée à 1 mg/L en regard des sujets témoins. Sinha *et al.* (1994) ont souligné que la CELO à l'égard d'une réduction de la biomasse de la lenticule mineure *Spirodela polyrhiza* était de 0,55 mg de Mn^{2+} /L pour une exposition de 72 heures et qu'elle passait à 11 mg/L après 14 jours d'exposition à 25°C. Nasu *et al.* (1988) ont écrit

que la multiplication des frondes de la lenticule mineure *Lemna paucicostata* était inhibée à 1 mg/L de Mn(II) dans un milieu de Bonner-Devirian à un pH 6,1, mais non dans un milieu M, qui contenait des concentrations plus fortes de nutriments hormis le calcium à un pH de 5,1.

4.2.1.2 Invertébrés

Le peu de données sur la toxicité du Mn pour les invertébrés d'eau douce donne à penser que les mollusques et les crustacés sont les groupes les plus sensibles, car leurs valeurs de CL50/CE50 vont de 6 à 100 mg/L, suivies par les arthropodes et les oligochètes – valeurs de CL50 de 170 à 300 mg/L.

Markich et Camilleri (1997) ainsi que Markich *et al.* (sous presse) ont résumé les données disponibles sur la toxicité des métaux sur le biote d'eau douce tropicale d'Australie. En dépit du petit nombre de données liées au Mn, ces auteurs ont conclu que le Mn était le moins toxique de tous les métaux étudiés. Ils n'ont trouvé des données que pour un seul mollusque tropical, la moule *Velesurio angasi*. L'effet du Mn sur le mouvement des valves de la moule pendant 48 heures a été déterminé dans l'eau synthétique du ruisseau Magela (dureté de 3,9 mg de CaCO₃/L, alcalinité de 4,1 mg CaCO₃/L, conductivité de 26 µS/cm et pH de 5 à 6) à 28 °C et dans une fourchette de concentrations de carbone organique. Les concentrations de carbone organique de <0,2 à 8,9 mg/L n'ont eu aucun effet sur la toxicité du Mn, compte tenu de valeurs de CE50 à environ 19 mg/L. La CELO était de 11 mg/L, sans effet à 10 mg de Mn/L.

Chez les invertébrés, on a le plus généralement rendu compte de la toxicité du Mn sur les crustacés (autres que les espèces tropicales) (annexe 4-3). La toxicité prononcée du Mn à l'égard des sujets naissants de cladocère *Ceriodaphnia dubia* a été signalée et se situait entre 8,8 à >45 mg de Mn/L, selon la dureté (Stubblefield et Hockett, 2000). La cladocère *Daphnia magna* a accusé une sensibilité semblable. Faisant appel à des résultats publiés au sujet de *D. magna*, Kaiser (1980) a établi que la forme la plus toxique du Mn était le Mn⁷⁺, suivi par le Mn²⁺, le Mn³⁺ étant le moins toxique. Le Mn⁷⁺ s'est aussi révélé être plus toxique pour les adultes des amphipodes *Crangonyx pseudogracilis* en comparaison avec le Mn²⁺, après 48 et 96 heures d'exposition. Les valeurs de CL50 à 96 heures se situaient entre 1 389 mg de Mn²⁺/L à 0,5 mg de Mn⁷⁺/L dans des eaux d'une dureté de 45 à 55 mg de CaCO₃/L (Martin et Holdich, 1986).

Rama Rao et Nath (1983) ont indiqué que les larves du crustacé *Canthocamptus* sp. se montraient particulièrement sensibles au Mn après 24 à 48 heures. La concentration seuil concernant les effets (CESO) après 48 heures d'exposition était de 0,15 mg de Mn/L (ajouté sous forme de sulfate de manganèse), affichant une mortalité de 66 % à 0,2 mg/L et de 100 % à 0,25 mg/L. En revanche, le Mn n'exerçait aucun effet sur le taux d'alimentation de l'amphipode *Gammarus pulex* lorsque les concentrations étaient comprises entre 0 et 0,5 mg de Mn/L (ajouté sous forme de sulfate de manganèse) à 15 °C dans les eaux stimulées de la rivière West Okement (North Devon, R.-U.) (Maltby et Crane, 1994).

Le Mn arrête le développement et l'éclosion des gemmules dormantes de l'éponge d'eau douce *Spongilla lacustris* à une échelle de 5 à 54 mg de Mn/L, tandis que l'éclosion est de 70 % à 0,5 mg/L et que le Mn est sans effet à 0,05 mg/L. Le calcium (1 mmole) renverse l'inhibition (Ostrom et Simpson, 1978).

Gorshokova (1963) a remarqué que, dans la mer Baltique, les eaux chargées de Mn connaissaient un appauvrissement des espèces endofaunes, en particulier les mollusques. Également, Schurin (1965) a découvert que la distribution des mollusques dans le golfe de Riga était liée à la concentration de Mn. Dans les études faites en laboratoire sur ces mollusques, Karpevich et Shurin (1975) ont découvert que de 17 à 20 mg de Mn/L menaient à une accumulation de Mn dans les gonades, le foie, le cœur et que la consommation d'oxygène augmentait. À des concentrations plus fortes, les animaux mourraient faute d'oxygène.

On a indiqué que le manganèse était la principale substance toxique de *Ceriodaphnia dubia* dans les eaux de porosité des sédiments de la baie Outer Malletts (Vermont, É.-U.) (Boucher et Watzin, 1999). Les eaux de porosité contenaient de 23 à 39 mg/L de Mn total, soit bien au-delà de la CL50 à 48 heures à l'égard du Mn de 9,1 mg/L. Une évaluation de données sur la toxicité (EDT) a permis de confirmer que le Mn était la cause de la toxicité des eaux de porosité. La chose fut surprenante étant donné que le Mn est une composante déterminante des sédiments d'eau douce. Les auteurs laissaient entendre que la baie Malletts était particulière parce que des ponts-jetées qui traversent la baie y empêchent le mélange des eaux avec celles du lac. En outre, la stratification thermique à la fin de l'été et au début de l'automne entraîne une raréfaction de l'oxygène dans l'hypolimnion, ce qui conduit à la dissolution des oxyhydroxydes de Mn dans le sédiment. On a détecté du Mn au fond de l'eau et dans l'eau de porosité du sédiment à de fortes concentrations à mesure que la stratification et l'anoxie croissaient. Le Mn ne se réoxyde que lentement de sorte que le Mn^{2+} dans les sédiments persiste à de hauts niveaux toute l'année ; cela peut engendrer la toxicité qui atteint la cladocère et qui est notée dans les études en laboratoire. On ne sait pas si le Mn peut contribuer aux effets sur les espèces benthiques de la baie.

4.2.1.3 Poissons

En général, le Mn présente peu de toxicité pour les poissons d'eau douce. Même si nous ne possédons que peu de données sur les espèces tropicales, il semble que les poissons tropicaux soient moins sensibles au Mn que la moule tropicale (Markich et Camilleri, 1997), qui a une CL50 de 189 mg de Mn/L. Les valeurs de CL50 à 96 heures visant la truite arc-en-ciel tropicale adulte (*Melanotaenia splendens*), le poisson arc-en-ciel (*Melanotaenia nigrans*) et le goujon (*Hypseleotris compressus*) étaient supérieures à 500 mg de Mn/L en eau douce (ruisseau Magela) à un pH de 6 (Skidmore et Firth, 1983). Le poisson-tasseau Marjorie était plus sensible dans la même eau douce, tandis que sa valeur de CL50 à 96 heures était de 10,2 mg/L à un pH de 7 (Giles, 1974). Nath et Kumar (1987) ont signalé une CL50 à 96 heures pour le gourmi géant *Colisa fasciatus* de 3 230 mg/L.

Les espèces des eaux tempérées et froides sont également insensibles au manganèse aux concentrations habituelles dans l'environnement. Lewis (1976) a indiqué que les

RECENSION DES ÉCRITS SUR LE MANGANÈSE

concentrations léthales de Mn se situaient entre 50 et 5 500 mg/L pour le poisson. Oshima (1931) et Iwao (1936) ont aussi découvert que la toxicité du Mn^{2+} pour les poissons d'eau douce était faible, les concentrations léthales à 24 heures étant de 5 500 et de 3 400 mg de Mn/L pour la chlorure de manganèse et le sulfate de manganèse respectivement.

La truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) semble être plus sensible au Mn, car elle réagit à des concentrations de CL50 de 96 heures de 3,7 mg/L, à une alcalinité de 116 mg/L, à 20 à 25 mg/L, à une alcalinité de 304 mg/L (WSC/NSR, 1995). Lewis (1976) a étudié les effets du sulfate de manganèse (1,5 et 10 mg/L) sur les œufs et les alevins de la truite arc-en-ciel dans des eaux à faible dureté. Le Mn était plus toxique pour les œufs avant qu'ils n'atteignent le stade de l'embryon (le 7^e jour) et de l'éclosion (29^e jour). Les concentrations de sulfate de manganèse de 10 mg/L entraînaient 30 % de mortalité des œufs. Les truites au stade d'alevin et à celui-ci d'adulte étaient beaucoup moins sensibles au Mn. Il n'existait pas de différence tangible dans la mortalité des alevins de truite de 1 à 10 mg/L de sulfate de manganèse. England et Cumming (1971) ont indiqué une CL50 de 96 heures de 16 mg de Mn/L chez la truite arc-en-ciel.

Nix et Ingols (1980) ont posé que le Mn était à l'origine de la mortalité de la truite dans l'écloserie Greers Ferry National Fish Hatchery, en Arkansas, aux États-Unis. L'eau qui alimentait l'écloserie était de l'eau d'hypolimnion (aérée avant usage) du réservoir Greers Ferry. En automne de chaque année, l'approvisionnement en eau, qui était faible en oxygène et forte en Mn (1,5 mg/L en comparaison de la valeur habituelle de <0,1 mg/L), occasionnait la mort de poisson. Des études précédentes avaient suggéré que le Mn n'était pas toxique s'il était injecté au poisson (Schweiger, 1957), ce qui indiquait que l'effet se manifestait par les cellules épithéliales des lamelles des branchies. Les auteurs ont laissé entendre que les formes oxydées du Mn, peut-être des particules, étaient la cause de la toxicité observée.

4.2.2 Organismes marins

Les effets du Mn sur le biote marin sont mal documentés, et il n'existe pas de données sur les espèces tropicales. Les valeurs de CL/CE50 signalées sont comprises entre 1,5 et 50 mg/L pour les algues, 5 et 40 mg/L pour les mollusques et les échinodermes et 50 et 70 mg/L pour les crustacés adultes (annexe 4-4). Il a été impossible de trouver des données sur la toxicité du manganèse pour les poissons.

4.2.2.1 Algues

Les divers milieux de culture employés pour les essais de toxicité confondent encore la toxicité du Mn pour les algues. Par exemple, Rosko et Rachlin (1975) ont montré que la CE50 de 96 heures pour le Mn à l'égard de la diatomée *Nitzschia closterium* est passée de $26 \pm 0,02$ mg/L à 54 mg/L quand le chélateur, l'acide citrique, a été ajouté aux milieux de culture. Florence *et al.* (1994) a trouvé que le croissant d'un isolat australien de la même espèce de diatomée était insensible au Mn, avec une CE50 de 72 heures $>0,5$ mg/L. On a observé que les clones tropicaux de cette diatomée, isolés de la mer de Corail et du plateau Nord-Ouest du nord de l'Australie, étaient moins sensibles aux autres métaux tels

RECENSION DES ECRITS SUR LE MANGANESE

que le nickel et le chrome que le clone de zone tempérée de cette espèce; par contre, la toxicité du manganèse de ces clones tropicaux n'a pas fait l'objet d'essai. Le Mn était également peu toxique pour les diatomées marines *Ditylum brightwellii* et *Asterionella japonica*, leurs valeurs de CE50 étant de 1,5 mg/L et de 4,9 mg/L respectivement (Canterford et Canterford, 1980; Fisher et Jones, 1981).

Christensen *et al.* (1979) ont noté une réduction de 50 % du volume cellulaire de l'algue verte *Chlorella stigmatophora* à 50 mg de Mn/L (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) dans un milieu marin artificiel en plus de l'EDTA. Ils ont observé un fort effet d'antagonisme du Mn avec la toxicité du plomb, probablement en raison de la concurrence à l'égard de sites actifs. Rebhun et Amotz (1988) ont aussi montré que le Mn protégeait contre la toxicité du cadmium l'algue verte *Dunaliella salina*. Le cadmium concurrençait le Mn soit en vue d'un site d'une membrane cellulaire soit, au sein de la cellule, à l'égard d'une métalloenzyme particulière, ce qui conduisait à des symptômes de carence en Mn comme la chlorose et l'interférence à l'égard de la structure de la membrane chloroplastique et du transport d'électrons du photosystème II.

Le Mn ne présentait pas de risques toxiques pour les populations naturelles de phytoplancton et de nanoplankton de l'estuaire de Zuari, à Goa. On n'a enregistré aucune réduction de la photosynthèse (assimilation du carbone) bien qu'on ait remarqué de petites hausses en présence de faibles concentrations de Mn de 8 µg/L (Ragendran *et al.*, 1978).

Des sédiments recueillis dans un port de la NGS en Australie contenaient 345 mg de Mn/kg en poids sec ainsi que 1,5 mg/L dans de l'eau de porosité filtrée. En dépit de cela, le sédiment n'était pas toxique pour l'algue marine benthique *Entomoneis cf. punctulata* dans un essai de toxicité de tout le sédiment (Stauber *et al.*, 2000). L'essai porte sur la diminution de l'activité de l'enzyme (estérase) dans l'algue sur une durée d'exposition de 3 à 24 heures. Adams (2000) a montré l'absence d'effet sur l'activité de l'enzyme dans cette algue à des concentrations allant jusqu'à 2,5 mg de Mn/L.

4.2.2.2 Invertébrés

On a indiqué que, hormis les embryons de crabe, les crustacés sont insensibles au manganèse. Liu et Chen (1987) ont établi l'effet de trois stades d'oxydation du Mn sur le pourcentage relatif d'éclosion de spores de l'artémia *Artemia salina* après 48 heures d'exposition à 28° C. De tous les métaux mis à l'essai, le Mn fut le moins toxique. Des concentrations de 100 mg/L de Mn²⁺, Mn⁴⁺ et Mn⁷⁺ ont donné des contrôles de 82 %, 69 % et 8 % respectivement. Cependant, les résultats ont été confondus par la précipitation du Mn⁴⁺ à des concentrations dépassant 10 mg/L.

Par contre, les embryons du crabe brachyoure *Cancer anthonyi* étaient sensibles au Mn (Macdonald *et al.*, 1988). Étant donné que cette espèce porte sa couvée à l'extérieur sur son abdomen, les embryons sont constamment exposés aux contaminants de l'eau et des sédiments. Des concentrations de >100 mg/L occasionnaient une mortalité totale des embryons du crabe en sept jours. Des concentrations de 0,01 à 10 mg/L donnaient lieu à 27 à 45 % de mortalité, même si la réaction n'était pas fonction de la concentration. De

RECENSION DES ÉCRITS SUR LE MANGANÈSE

plus, l'éclosion des embryons décroissait à des concentrations de Mn de 0,01 à 10 mg/L, en regard des sujets témoins. Les eaux du crabe *Carcinus maenas* accumulaient le Mn (et d'autres métaux) pendant l'ovogénèse et l'extrusion des œufs, le Mn s'intègre aussi à la membrane vitelline chitineuse (Martin, 1976). Cette bioconcentration de Mn peut expliquer pourquoi les embryons de crabe meurent et pourquoi l'éclosion des larves est entravée à de faibles concentrations de manganèse en comparaison avec les autres invertébrés.

Les mollusques et les échinoderme résistent au Mn à des concentrations idoine dans l'environnement. Le Mn n'avait aucun effet sur la réussite du peuplement de l'huître *Crassostrea gigas*, et le comportement des larves n'était pas touché par des concentrations atteignant 20 µg/L (Watling, 1983). Il en allait de même du débit de filtration ou de la mortalité de la coque commune *Cerastoderma edule* (Naylor, 1989). Young et Nelson (1974) ont aussi observé que l'élément n'influe nullement sur la motilité du sperme de l'oursin de mer à 0,14 mg/L. Elle était légèrement affectée à des concentrations de Mn de 0,68 mg/L.

Du sédiment contenant 345 mg/kg de Mn, prélevé dans un port de la NGS, ne présentait pas de toxicité aiguë pour l'amphipode d'estuaire *Corophium* sp. durant une exposition de 10 jours (Stauber *et al.*, 2000).

En revanche, Doyle (1999) a trouvé que le Mn était fortement à l'origine de la toxicité d'échantillons d'eau de porosité prélevés dans le ruisseau Cockle, dans la baie Warners Bay, à Broughton Point et à Marks Point, dans le lac Macquarie, en NGS. Les concentrations totales de manganèse dans les eaux de porosité étaient comprises entre 0,05 et 5,272 mg/L, comme les concentrations dont on sait qu'elles affectent le développement des larves de l'oursin de mer sur une durée de 72 heures (CESO de 1,3 mg de Mn/L et CE50 de 5,2 mg/L). Lorsque les eaux de porosité ont été validées par ajout de Mn, la toxicité s'est accrue. Cependant, l'auteur suggère que le Mn dans ces sédiments ne provient pas d'apports anthropogéniques, mais y est présent de manière naturelle.

4.2.3 Résumé

Le tableau 4-1 présente un résumé de toutes les données disponibles sur la toxicité du Mn pour les espèces tropicales. Quoique les eaux de mer des tropiques présentent des caractéristiques de qualité différentes de celles des zones tempérées, comme moins de nutriments et une teneur en carbone organique moindre, et qu'elles reçoivent davantage de lumière et aient des températures plus élevées, rien ne permet d'avancer que les espèces tropicales soient plus ou moins sensibles au manganèse que les espèces des eaux tempérées. Par contre, cette conclusion découle de données très limitées sur les eaux tropicales. Il a été impossible de trouver des données sur la toxicité du manganèse pour les mangroves, les coraux, les zostères marines ou les poissons de mer.

Il n'est généralement possible de détecter les effets aigus ou chroniques du Mn sur les organismes d'eau douce et d'eau de mer qu'à des concentrations supérieures à 5 mg/L, ce qui dépasse de loin les concentrations de Mn dans l'environnement. Parmi les exceptions

figurent une lenticule mineure d'eau douce, une algue d'eau douce et une algue marine sur la croissance desquelles on rapporte des effets à des concentrations de Mn d'environ 1 mg/L. On a mentionné que, à ses premiers stades, un crustacé d'eau douce et un crustacé de mer étaient plus sensibles au Mn, mais que leur réaction de 0,01 à 10 mg/L n'était pas liée à la concentration. La figure 4-1 montre qu'il existe peu de chevauchement entre les concentrations de Mn dans les eaux et dans les sédiments, les dernières étant celles qui influent sur les organismes aquatiques.

4.3 Facteurs qui influent sur la toxicité du manganèse à l'égard des organismes aquatiques

4.3.1 Température

Aucun renseignement de la documentation ne montre que la toxicité du manganèse s'accroît lorsque les températures passent de 21° C à 30° C. Shcherban (1977) a noté que la toxicité du Mn^{2+} (ajouté sous forme de sulfate de manganèse) pour *Daphnia magna* s'accroît légèrement à des températures plus élevées. À 10 et 15° C, la CE50 pour une exposition de un à trois jours au Mn était de 10 mg/L. À 30° C, on pouvait aussi observer une certaine mortalité de 0,5 à 5 mg/L après trois jours d'exposition. Il a conclu que le Mn était peu toxique et que les changements de température entraînaient peu de forte toxicité.

On a aussi montré que la température ne cause aucun effet sur le taux d'assimilation du ^{54}Mn chez l'algue rouge *Porphyra leucosticta* au-delà d'un régime de 8 à 28° C (Tsukidate, 1974).

4.3.2 Dureté de l'eau

Un certain nombre de rapports montrent qu'un accroissement de la dureté de l'eau suscite une diminution de la toxicité du manganèse pour les poissons. Les études de Stubblefield *et al.* (1990) ont révélé qu'une grande toxicité du Mn pour le vairon à grosse tête et *Ceriodaphnia dubia* s'accompagnait d'une corrélation inverse en fonction de la dureté de l'eau. Dans un article récent (Stubblefield *et al.*, 1997), les auteurs ont aussi étudié l'effet de l'eau dure sur la toxicité du Mn (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) sur les premiers stades de la vie de la truite de mer (*Salmo trutta*) dans des conditions d'essai en renouvellement continu. Ils ont mesuré le Mn à des valeurs de dureté de l'eau de 30, 150 et 450 mg/L fixée à $CaCO_3$. La dureté de l'eau exerçait un effet marqué sur la toxicité chronique du Mn, laquelle diminuait à mesure que la dureté augmentait. Les auteurs ont noté une survie réduite dans les eaux dont la dureté était de 30 mg/L, tandis que la croissance réduite était visible (changement du poids du corps) à des valeurs de dureté de 150 et de 450. Les valeurs de CI25 (c.-à-d. une concentration entraînant une inhibition de

RECENSION DES ÉCRITS SUR LE MANGANÈSE

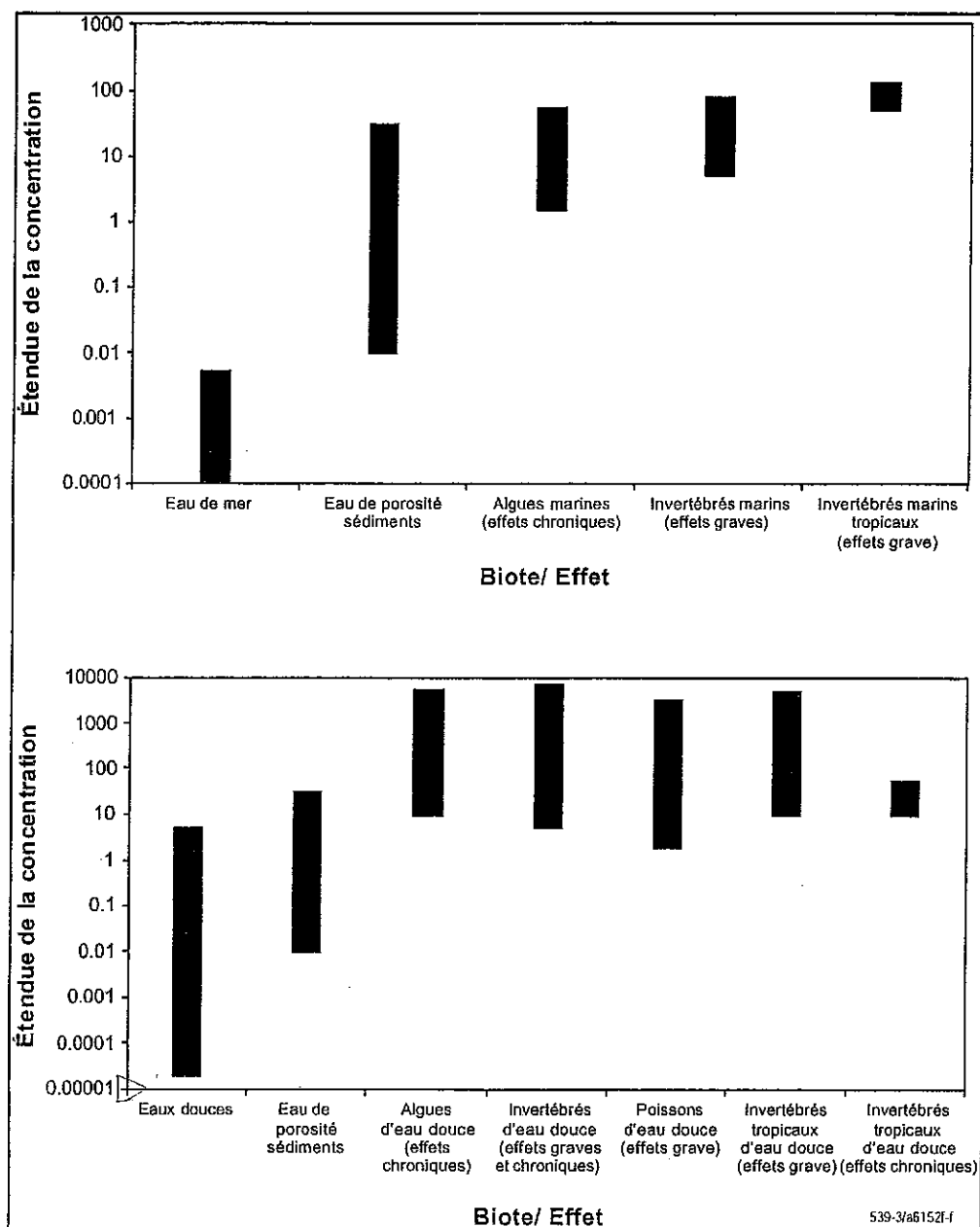


Figure 4-1. Comparaison entre les concentrations de manganèse dans les eaux et les sédiments sachant que les échelles de concentration entraînent des effets toxiques sur les organismes d'eau douce et d'eau de mer.

Tableau 4-1. Toxicité du manganèse pour le biote des eaux douces et des eaux de mer tropicales.

Phylum/division	Espèce	Durée (h)	Concentration (mg de Mn/L)	Résultat de l'essai	Forme chimique	Temp. (°C)	Référence
Eau douce							
Protozoaires	Cilié (<i>Tetrahymena pyriformis</i>)	NR	44	Croissance CL50	Mn ²⁺	28	Sauvant <i>et al.</i> , 1995
Annélides (Oligochètes)	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)	24	301 (265-351)	CL50	Mn ²⁺	30-31	Khargarot, 1991
	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)	48	208 (248-336)	CL50	Mn ²⁺	30-31	Khargarot, 1991
	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)	96	171 (147-198)	CL50	Mn ²⁺	30-31	Khargarot, 1991
Mollusques (Gastropodes)	Escargot eau douce (<i>Bulinus globosus</i>)	96	750 ^a	Survie CELO	Mn ²⁺	27-30	Tomasik <i>et al.</i> , 1995
	Escargot eau douce (<i>Bulinus globosus</i>)	96	500 ^a	Survie CSEO	Mn ²⁺	27-30	Tomasik <i>et al.</i> , 1995
Mollusques (Bivalves)	Moule (<i>Velutaria angasi</i>)	48	10-20 ^b	CE50 mouvement de valve ^b	Mn ²⁺	28 ± 0,1	Markich et Camilleri, 1997
Chordés (Ostéichthyens)	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	24	4 910 (4 779-5 043)	CL50	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	48	4 540 (4 395-4 743)	CL50	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	72	3 440 (3 244-3 644)	CL50	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	96	3 230 (2 948-3 538)	CL50	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	24	4 300	Survie CSEO	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	48	3 700	Survie CSEO	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	72	2 700	Survie CSEO	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	96	2 000	Survie CSEO	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	24	5 450	CL100	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	48	5 350	CL100	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987

(page suivante)

Tableau 4-1. Toxicité du manganèse pour le biote des eaux douces et des eaux de mer tropicales.

Phylum/division	Espèce	Concentration			Résultat de l'essai	Forme chimique	Temp. (°C)	Référence
		Durée (h)	(mg de Mn/L)					
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	72	4 300		CL100	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	96	4 240		CL100	Mn ²⁺	24 ± 1,7	Nath et Kumar, 1987
	Goujon (<i>Hypseleostis compressus</i>)	96	>500		CL50		25 ± 1	Skidmore et Firth, 1983
	Poisson arc-en-ciel (<i>Melanotaenia splendida</i> <i>inonata</i>)	96	>500		CL50		25 ± 1	Markich et Camilleri, 1997 Skidmore et Firth, 1983 Markich et Camilleri, 1997
	Arc-en-ciel (<i>Melanotaenia</i> <i>nigrans</i>)	96	>500		CL50		25 ± 1	Skidmore et Firth, 1983
	Poisson tasseau Marjorie(<i>Craterocephalus</i> <i>marjoriae</i>)	96	10		CL50		25 ± 1	Markich et Camilleri, 1997 Giles, 1974
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)	24	>1 000		CL50	Mn ²⁺	30	Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)	48	>1 000		CL50	Mn ²⁺	30	Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)	24	100		Survie CELO	Mn ²⁺	25	Hiraoka <i>et al.</i> , 1985
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)	24	10		Survie CELO	Mn ²⁺	25	Hiraoka <i>et al.</i> , 1985
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	90	2 500		CL30	Mn ²⁺	25 ± 1	Agrawal et Srivastata, 1980
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	90	2 500		Domage histopath.	Mn ²⁺	25 ± 1	Agrawal et Srivastata, 1980
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	96	2 850		CL50	Mn ²⁺	25 ± 1	Agrawal et Srivastata, 1980
MARIN	Artémia	24	75		CL50	Mn ²⁺	28 ± 1	Gajbhiye et Hirota, 1990
	Artémia (<i>Artemia salina</i>)	48	52		CL50	Mn ²⁺	28 ± 1	Gajbhiye et Hirota, 1990

^a Valeurs estimées à partir des données d'articles originaux.

^b La teneur en carbone organique diffère à chacun de ces essais sur les moules.

la croissance de 25 %) fondées sur les résultats définitifs étaient de 4,7, 5,6 et 8,7 mg/L de Mn à chaque valeur de dureté respective. Les valeurs de CI25 réduites en regard de la dureté de l'eau ont donné l'équation suivante :

$$\text{CI25 (avec dureté)} = e^{0,2064 (\text{Log dureté de l'eau}) + 7,7092}$$

Les embryons de la truite de mer ont toléré le Mn, toute la mortalité s'étant produite uniquement après l'éclosion. Par contre, les valeurs de CSEO/CELO étaient plus faibles à une dureté de 150 mg/L (2,8 et 4,4 mg de Mn/L respectivement) en comparaison d'une dureté de 30 mg/L (3,9 et 7,4 mg de Mn/L).

Tout comme maints autres métaux, l'on croit que le calcium (au lieu du magnésium) est à l'origine de la réduction de la toxicité du manganèse dans les eaux à dureté accrue. On a fait valoir que la concurrence exercée par le Mn et le Ca à l'égard des sites de liaison à l'épithélium des branchies de la truite de mer *Salvelinus fontinalis* se manifestait par une augmentation marquée de la CL50 à des concentrations externes de Ca accrues (Gonzalez *et al.*, 1990). Même si l'on sait que le Mn a une incidence sur l'homéostate du calcium dans les plantes terrestres, le gros de la preuve du rôle protecteur du Mn chez les invertébrés et les poissons dans le milieu marin est circonstanciel. Par exemple, Gale *et al.* (1973) ont trouvé des écrevisses dans plusieurs sites d'eau dure affectés par des travaux miniers ayant des concentrations de calcium de 95 à 210 mg/L et une concentration moyenne de Mn de 0,127 mg/L, en revanche aucun écrevisse ne se trouvait dans des lieux subissant la même pollution (0,156 mg de Mn/L) dans des cours d'eau douce (de 15 à 50 mg de Ca/L). L'effet de bonification du Mn par le Ca est probablement attribuable à la concurrence à l'égard des sites de liaison et de l'absorption. La concurrence entre le Mn et le Ca à l'égard de ces sites à l'épithélium des branchies est révélée par une forte hausse de la CL50 lorsque la concentration externe du Ca est accrue.

4.3.3 pH

Le pH en eau douce contribue à contrôler la spéciation du manganèse et, par conséquent, sa biodisponibilité et sa toxicité. Dans des eaux de <pH 6,5 où le carbone organique est peu dissous (COD), presque tout le Mn est présent tandis que le faible poids moléculaire de Mn^{2+} suscite un adduit. La chose s'est avérée dans les rivières tropicales à Groote Eylandt, en Australie du Nord, lieu de la plus grande mine de Mn au monde (Florence *et al.*, 1989). Toutefois, lorsque le pH était plus élevé, davantage de Mn filtrable était présent sous forme de MnO_2 avec les colloïdes organiques associés, qui étaient probablement moins biodisponibles. En revanche, Wepener *et al.* (1992) ont noté que le Mn entraînait un stress plus poussé à un pH neutre (7,4) qu'à un pH 5 pour le poisson *Tilapia sparrmanii*. Outre les effets de spéciation, il est possible que le pH ait une incidence sur la membrane cellulaire et la perméabilité des branchies, comme on l'a trouvé pour les autres métaux tels que le cuivre et l'uranium (Franklin *et al.*, 2000).

Tsukidate (1974) a observé que les taux d'assimilation de *Porphyra leucosticta* était optimaux à un Ph entre 7,5 et 8,5, accusant des diminutions aux deux extrémités de l'échelle (>8,5) et (<7,5) du pH.

On a remarqué que la distribution de plusieurs espèces d'algues dans le ruisseau Pinal, en Arizona, cours d'eau contaminé par de l'eau acide coulant d'une mine de Cu, était en corrélation avec les concentrations de Mn et de Ni et les gradients du pH (Rousch et Sommerfield, 1999). Le pH et la concentration du Mn de 10 à 17 km en aval des débris miniers se situaient entre 5,9 et 7,8 et 0,42 et 1,02 mg/L. Au terme d'une étude de suivi en laboratoire, les auteurs ont conclu que c'était les concentrations de métaux au lieu du pH qui semblaient régir la distribution des algues dans le cours d'eau. Ils ont étudié l'effet du pH, du Mn (sulfate de manganèse) et du Ni sur deux algues vertes filamenteuses – *Ulothrix minuta* et *U. fimbriata*. Ils ont effectué un essai de Mn à 20, 40 et à 80 mg/L (concentrations semblables à celles du cours d'eau) à un pH 6 et ils ont établi la croissance (teneur en chlorophylle *a*) après 15 jours. La croissance était considérablement ralentie à toutes les concentrations testées; elle accusait une inhibition d'environ 85 % et 100 % à 20 mg de Mn/L pour *U. minuta* et *U. fimbriata* respectivement.

4.3.4 Salinité

Nous n'avons trouvé qu'un seul rapport sur les effets de la salinité sur la toxicité du Mn. Latala et Surosz (1998) ont écrit que la salinité n'avait aucune incidence sur la toxicité du Mn (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) à l'égard de la croissance des algues vertes *Chlorella vulgaris*, *Oocystis submarina*, *Scenedesmus armatus* et *Stichococcus bacillaris*.

4.4 Mécanismes de la toxicité du manganèse pour les organismes aquatiques

4.4.1 Microorganismes

Il existe peu de rapports sur le mécanisme des effets toxiques du Mn sur les microorganismes. Dans les bactéries, le Mn est absorbé par un réseau de transport d'une grande spécificité ayant une grande affinité avec le Mn (Silver et Walderhaug, 1992). Singh et Kashyap (1978) ont montré que le Mn à fortes concentrations était mutagène pour les bactéries, les bactériophages et la levure. Le Mn réduit la fidélité de la polymérase de l'ADN dans la sélection des bases nucléotidiques, y compris les mutations ponctuelles particulières. Ces auteurs ont aussi mesuré les effets de 50 à 500 mg/L de Mn sur les deux algues bleu-vert *Chroococcus limneticus* et *Plectonema boryanum* et ont observé que le Mn causait une division asymétrique de *C. limneticus* et donnait ainsi naissance à des cellules anormales. Prière de noter toutefois que, pour que ces concentrations de Mn causent ces effets, il faut qu'elles soient beaucoup plus importantes que celles qui existent généralement même dans les eaux les plus polluées.

Dans les microalgues d'estuaire *Chlorella salina*, l'absorption de ^{54}Mn a révélé une phase initiale rapide indépendante de la lumière ou de la température (Garnham *et al.*, 1992). Cette première phase était une stabilisation par contact indépendante du métabolisme, suivie par une absorption plus lente, qui diminuait dans l'obscurité ou à basse température. De grandes quantités de Mn étaient liées aux constituants pariétaux, et il en existait de plus grandes quantités encore dans la vacuole du cytoplasme, ce qui indiquait le transport du Mn à travers le tonoplaste.

Une fois à l'intérieur de la cellule, le Mn peut induire une carence en fer dans certaines algues, notamment les algues bleu-vert, et cela peut conduire à inhiber la synthèse de la chlorophylle (Csatorday *et al.*, 1984). On estime que le mécanisme constitue une concurrence à l'égard d'un site pour l'intégrité du fonctionnement duquel le fer est nécessaire. Ces auteurs ont observé que, dans l'algue *Anacystis nidulans*, le Mn entrave l'accès des ions de fer à un certain site fonctionnel ayant trait à la branche du magnésium liée à la voie de synthèse du tétrapyrrole dans la synthèse de la phycobiliprotéine du pigment. Le site de l'action était l'étape suivant l'insertion du Mg dans l'anneau de protoporphyrine.

Rousch et Sommerfield (1999) ont montré que la teneur en chlorophylle *a* dans deux algues vertes diminuait à 20 mg/L de Mn pendant 15 jours. Cette teneur réduite peut être due à un effet sur la synthèse de la chlorophylle *a* ou à une activité plus intense sur l'enzyme chlorophyllase, qui brise la chlorophylle. Abdel-Basset *et al.* (1995) ont aussi montré que l'activité de l'enzyme chlorophyllase (isolée dans deux algues vertes) s'accroissait *in vitro* en présence de 0,1 mg/L de Mn.

À l'opposé de l'étude précitée, on a souvent indiqué que le manganèse protégeait les microalgues contre la toxicité d'autres métaux. Par exemple, Sunda et Hunstman (1998a,b,c) ont révélé que le Mn protégeait la diatomée *Thalassiosira pseudonana* et l'algue verte *Chlorella pyrenoidosa* contre l'absorption de cadmium, car l'absorption du cadmium était inversement proportionnelle à la concentration des ions libres du Mn. Skowroński *et al.* (1988) ont pour leur part écrit que le Mn (50 mg/L) améliorait la toxicité du cadmium dans les microalgues *Stichococcus bacillaris*. Également dans *Chlamydomonas* sp., le zinc cellulaire augmentait tandis que les concentrations externes de Mn diminuaient.

On a aussi fait valoir que le manganèse (4 µg/L) améliorait la toxicité du cuivre dans *Nitzschia closterium* (Stauber et Florence, 1985). Les oxydes de manganèse sont d'excellents pièges de métaux en raison de leur faible solubilité et leur grande superficie. En revanche, le Mn ne s'oxyde que lentement dans l'eau de mer en MnO_2 . On a découvert que le Mn ajouté à l'eau de mer demeurait à l'état de Mn^{2+} et n'affichait qu'une oxydation de 10 % sur une durée de trois mois. Cependant, en présence d'algues, le Mn^{2+} peut s'oxyder à la surface de la cellule en Mn^{3+} , probablement par voie de superoxyde. Le Mn lié aux cellules (à l'état de Mn^{2+} ou d'hydroxydes Mn^{3+}) absorbait le cuivre et empêchait la pénétration du cuivre dans les cellules. Dans *Nitzschia*, même s'il existait une concurrence de liaison à la surface de la cellule entre le cuivre et le Mn, le cuivre n'affectait pas le Mn intracellulaire. On savait également que le Mn piège efficacement le radical superoxyde produit dans le

chloroplaste par réduction de l'oxygène moléculaire. Le Mn catalysait la dismutation du superoxyde en H_2O_2 et en O_2 , assurant ainsi une protection supplémentaire à la cellule des algues.

4.4.2 Invertébrés

Dans leurs études sur les plathelminthes, Palladini *et al.* (1980) ont prouvé que le Mn^{2+} était neurotoxique, car il bloquait la libération présynaptique de la dopamine, ce qui conduisait à endommager de manière irréversible les cellules dopaminergiques. Les concentrations de Mn (ajouté sous forme de sulfate de manganèse ou de chlorure de manganèse) de 100 à 1 000 mg/L induisent immédiatement des mouvements hélicoïdaux chez les vers en raison d'une surstimulation de dopamine. La mort suivait dans les 24 à 48 heures.

4.4.3 Poissons

Les métaux peuvent être toxiques pour les poissons, car ils agissent sur la surface des branchies et endommagent les membranes épithéliales et entravent la capacité des branchies à réguler les ions, en particulier le sodium. Après avoir traversé les branchies, les métaux sont transportés dans le flot sanguin et peuvent donner lieu à une multitude d'effets toxiques.

Dans la plupart des rapports sur les mécanismes de toxicité du Mn à l'égard des poissons, on relève que les auteurs ont utilisé des concentrations anormalement élevées de Mn pour obtenir des effets observables. Lewis (1978) a remarqué que de fortes doses de Mn (2 500 mg/L) suscitaient des lésions aux branchies, l'anémie, la leucocytose, des désordres du métabolisme des glucides, le déclin de l'activité spermatogénique et des désordres neurologiques des alevins et de la vandoise à longues nageoires *Agosia chrysogaster*. En outre, Garg *et al.* (1989) ont examiné les effets du Mn sur les paramètres du sang du téléostéen *Channa punctatus* à des expositions de 96 heures et 30 jours. La concentration entraînant 50 % de mortalité se situait à 3 g Mn/L. Le Mn causait un déclin du nombre de globules rouges et de l'hémoglobine et un accroissement des globules blancs. Les teneurs en protéines et en urée étaient réduites à de fortes expositions tandis que l'urée augmentait à des expositions chroniques.

Par contre, dans un rapport récent sur les effets du Mn (de 500 à 1 500 mg/L) sur le profil hématologique du poisson d'eau douce *Oreochromis niloticus*, après 96 heures d'exposition, on a montré qu'il se produisait une réduction des leucocytes et du cholestérol et un accroissement de l'hémoglobine, des érythrocytes, des protéines sériques, du glucose sérique et des triglycérides sériques (Al-Akel *et al.*, 1998). Les auteurs avançaient que c'était un manque d'oxygène qui réduisait l'activité du poisson. Un état hypoxique pourrait nuire aux réserves d'énergie du muscle et du foie et mener à l'augmentation observée des niveaux de glucose. Il peut y avoir, par médiation du stress, libération de globules rouges et synthèse d'hémoglobine en vue d'améliorer l'aptitude du sang à transporter l'oxygène. La réduction des leucocytes

peut être due à une plus grande sécrétion de l'hormone adrénocorticotrope, ce qui pourrait provoquer des titres sanguins de corticostéroïdes plus élevés et causer la lyse des lymphocytes.

Schweiger (1957) a découvert que de fortes concentrations de Mn (de 600 à 5 000 mg/L) induisaient des symptômes de suffocation lente, de paralysie, de cautérisation des lamelles des branchies et de déclin des cellules muqueuses du poisson. Zaba et Harris (1978) ont révélé un dérèglement intracellulaire de la voie de production énergétique dans les parties intracellulaires des cellules hépatiques du téléostéen. Ils ont trouvé que *Colisa fasciatus* connaissait une réduction importante de tous les globules rouges après une exposition de 96 heures à 2 500 mg/L de Mn. La CL50 à 96 heures était de 2 850 mg/L. Le nombre de petits lymphocytes a aussi augmenté. Il peut s'agir d'une conséquence de la stimulation directe des systèmes de défense immunitaire ou des dommages des tissus causés par le Mn.

Wepener *et al.* (1992) ont étudié le mécanisme de toxicité du Mn (ajouté sous forme de chlorure de manganèse) au Tilapia (*Tilapia sparrmanii*) en Afrique du Sud. À l'opposé des études précédentes, le Mn a fait l'objet d'un essai à des concentrations écologiques de 4,43 mg/L, soit la moyenne des eaux locales de Witwatersrand, à un pH de 7,4 et de 5. Aucune mortalité n'a été enregistrée après 96 heures d'exposition. Par contre, ils ont observé une diminution importante des globules rouges, de l'hémoglobine, du volume moyen des globules, de l'hématocrite et des globules blancs. La réduction des globules rouges et de l'hématocrite était due à une hémorragie interne, probablement à la suite d'une nécrose des muqueuses intestinales et des reins. L'anémie induite par le manganèse était aussi évidente, peut-être en raison de l'endommagement du tissu hématopoïétique de la rate et du rein. La diminution du volume moyen globulaire était attribuable à la libération de globules rouges immatures à cause du saignement. L'enzyme ALA-D, une enzyme déterminante dans la biosynthèse de l'hème, a affiché une activité accrue pour compenser les conditions hypoxiques qu'a connues le poisson. Les auteurs laissent entendre que les diminutions des globules blancs peuvent être le fait d'une sécrétion accrue de corticostéroïdes, soit une réaction qui n'est pas propre à un stress du milieu.

Nous disposons de peu de renseignements sur le mécanisme de la toxicité du manganèse pour les poissons tropicaux. Nath et Kumar (1987, 1988) se sont penchés sur l'impact du Mn (ajouté sous forme de $Mn SO_4 \cdot H_2O$) sur le métabolisme des glucides du gourmi géant *Colisa fasciatus* pêché dans le lac Ramgarh, à Gorakhpur, en Inde. La CL50 à 96 heures était de 3 230 (de 2 948 à 3 538) mg de Mn/L. La CL50 a décliné d'environ 50 % tandis que l'exposition passait de 24 à 96 heures. Le Mn a aussi été à l'origine d'une hausse du glycogène du foie à 3 heures, suivie par une diminution après 24 heures en regard des sujets témoins. Les auteurs ont indiqué que cette hausse initiale pouvait avoir été causée par la glycogénose ou par un taux réduit de glycogénolyse. Le déclin du glycogène du foie peut être attribuable à la glycogénolyse, elle-même peut-être induite par une libération accrue de catécholamines. Les niveaux de glycémie étaient à l'opposé; ils montraient une chute importante à 3 heures et une augmentation après 48 à 96 heures. Les niveaux d'acide

lactique du sang se sont élevés après 24 h d'exposition au Mn, affichant une hausse de 56 % après 72 heures. Cela peut traduire une hypoxie des tissus ou une hypoxie des branchies. La libération de catécholamines peut aussi être à l'origine d'une augmentation des niveaux d'acide lactique dans le sang.

En plus des effets hématologiques, Hiltibrant (1971) a trouvé que, dans les mitochondries du foie du crapet arlequin, le Mn modifiait le métabolisme du phosphate en présence de succinate et d'a-cétoglutarate en améliorant la conversion du phosphate organique des tissus en phosphate inorganique. Srivasta et Agrawal (1983) ont indiqué une réduction de l'activité spermatogénique et une hémorragie chez *Colisa fasciatus* exposé à 2,4 g de Mn/L.

On a noté que la première action toxique du Mn sur la truite de mer *Salvelinus fontinalis* relevait du dérèglement de la rétention de sodium. Les concentrations de sodium dans le corps et le plasma a diminué respectivement de 52 % et 40 % pendant l'exposition à 590 mg de Mn/L, et tous les poissons sont morts en 36 heures. Du ⁵⁴Mn radioactif était accumulé dans le foie (Gonzalez *et al.*, 1990). Le Mn stable lié aux branchies était en corrélation négative avec le sodium du corps.

Reader *et al.* (1988) ont montré que la larve vésiculée de la truite de mer (*Salmo trutta*) exposée à des concentrations de Mn supérieures à 0,360 mg de Mn/L subissait un dérèglement du métabolisme du calcium. L'absorption du Mg, du K ou du Na n'était pas touchée, ce qui donne à penser que le Mn ne suscite pas un accroissement marqué de la perméabilité de la membrane mais qu'il influe plutôt sur l'absorption du calcium ou sur sa rétention. Les populations de poissons des lacs soumis à des taux élevés de Mn ont aussi accusé des symptômes de mobilisation réduite de calcium pendant l'oogénèse ou un dépôt réduit de calcium du squelette, par contre cet énoncé est en partie rendu incertain en raison du faible pH des lacs étudiés (Fraser et Harvey, 1982).

4.5 Toxicité du manganèse pour les humains

On a entrepris depuis 1980 un certain nombre d'études sur les aspects de la santé humaine en rapport avec le Mn (WHO, 1981; Stokes *et al.*, 1988; WSC/NSR, 1995), et il n'est pas de notre ressort d'examiner en profondeur les effets toxiques du Mn sur les humains. Nous ne donnons ici qu'un bref résumé de données utiles récentes.

Le Mn est un élément trace essentiel aux humains, car il est indispensable à la formation du tissu conjonctif et des os ainsi qu'à la croissance, au métabolisme des glucides et des lipides, au développement embryonnaire de l'oreille interne et à la fonction de reproduction. Les adultes ont besoin chaque jour d'en prendre 2 ou 3 mg, tandis que la consommation quotidienne se situe entre 2 et 9 mg (WSC/NSR, 1995). La charge corporelle totale pour un homme de 70 kg est d'environ de 10 à 20 mg, et le Mn se concentre dans les tissus riches en mitochondries tels que le foie, les reins, le pancréas et les intestins. Le Mn peut aussi franchir la barrière hémato-encéphalique et le placenta. La demi-vie du manganèse dans le corps est de 37 jours, bien qu'il

RECENSION DES ECRITS SUR LE MANGANESE

reste plus longtemps dans le cerveau (WHO, 1981). Même si des études sur des animaux témoins ont montré des carences en Mn, on ne connaît pas chez l'homme de symptômes de carence en Mn bien définis.

Le Mn s'absorbe par inhalation, par ingestion ou par la peau. En dépit de la faible toxicité du Mn du point de vue de la mortalité, du système et de l'immunologie, la poussière de Mn peut causer des effets neurologiques graves chez l'homme après son inhalation. L'empoisonnement aigu au Mn se caractérise par la désorientation, la perte de mémoire, l'angoisse prononcée et les hallucinations (Shukla et Singhal, 1984). Dans les premiers moments de l'empoisonnement au Mn, les victimes manifestent des désordres neuropsychiatriques caractérisés par une excitation psychomotrice, l'irritabilité, les troubles de la parole et un comportement compulsif. Le Mn s'accumule dans le cerveau et induit la synthèse des catécholamines ; il en résulte une augmentation de la dopamine et de la noradrénaline sans doute en raison de l'hyperactivité observée. À la suite d'une exposition chronique, les patients arborent un visage ayant l'allure d'un masque, voient leurs réflexes exagérés, ont des tremblements, éprouvent de la difficulté à marcher et sont atteints d'autres symptômes semblables à ceux de la maladie de Parkinson. Le Mn au cerveau inhibe les enzymes liées à l'énergie, ce qui ralentit le métabolisme et interfère avec la physiologie des neurones catécholaminergiques ainsi que des terminaisons nerveuses. Les niveaux de catécholamine diminuent alors, et la mort cérébrale s'ensuit. La chute de l'activité locomotrice peut être liée à de faibles niveaux de dopamine et de norépinéphrine dans le cerveau. Florence et Stauber (1989) ont montré que la neurotoxicité du Mn peut être attribuable à l'oxydation de la dopamine due à la production de quinone de dopamine et de H_2O_2 , qui sont eux-mêmes fortement neurotoxiques. Le cerveau a besoin d'une certaine quantité de superoxyde pour réaliser la synthèse des neurotransmetteurs, la sérotonine et la norépinéphrine. Cependant, le Mn peut catalyser la dissociation du superoxyde, ce qui accroît les effets toxiques. De plus, le Mn diminue la peroxydation des lipides dans le cerveau en entrant en concurrence avec les ions de fer.

À l'opposé des multiples rapports sur la toxicité du Mn par inhalation, il existe peu de rapports sur la toxicité du Mn par l'eau ou par le régime alimentaire (Klimis-Tavantzis, 1994). Kawamura *et al.* (1941) ont signalé la toxicité du Mn à Hiratsuka, au Japon, après la contamination de l'eau de puits par du Mn de piles. Des gens ont été exposés pour une période de deux à trois mois à des concentrations allant jusqu'à 14 mg de Mn/L.

Peut-être que l'étude récente la mieux documentée sur les effets possibles du Mn sur une population normale (en regard de travailleurs touchés par une exposition professionnelle) porte sur le syndrome neurologique lié au manganèse chez des aborigènes australiens vivant à Groote Eylandt, au nord de l'Australie. La collectivité aborigène se trouve près d'un riche affleurement de Mn, où le sol en contient des concentrations de 4 ou 5 % (Florence et Stauber, 1989). Les aborigènes ont de forts niveaux de Mn dans les cheveux et dans le sang (Stauber *et al.*, 1987), et 2 % de la population souffre de troubles neurologiques. On croit que les principales sources de Mn sont le sol et les plantes de la localité ainsi que la consommation de thé bouilli au

RECENSION DES ECRITS SUR LE MANGANESE

lieu de l'air et de l'eau. Il n'a pas été prouvé que le manganèse est un agent causal, et il est possible que la maladie soit aussi d'origine génétique.

Outre les pathologies du système nerveux central, le Mn peut aussi influencer sur les poumons, le foie, les reins, le pancréas et les fonctions reproductrices. Il y a pénurie de données sur les effets que le Mn peut avoir sur les fonctions génétiques, reproductives et sur le développement des hommes.

4.6 Résumé

- Le manganèse est un élément essentiel aux organismes aquatiques qui en ont besoin à titre de constituant ou de cofacteur de nombreuses enzymes engagées dans la photosynthèse, la détoxification des radicaux libres et du métabolisme en général.
- On a trouvé que le manganèse exerçait un effet protecteur chez les organismes aquatiques, en particulier les algues, chez lesquelles il prévient la liaison et l'absorption d'un ensemble de métaux plus toxiques.
- La manganèse est l'un des métaux les moins toxiques pour les organismes aquatiques. **En général, il est possible de détecter les effets aigus ou chroniques du Mn sur les organismes d'eau douce ou d'eau de mer qu'à des concentrations supérieures à 5 mg/L, soit bien au-delà des concentrations de l'environnement naturel.**
- Parmi les espèces d'eau douce, il semble que les cladocères et les truite arc-en-ciel sont les plus sensibles au Mn, c'est-à-dire à des densités de CL50 aussi faibles que 5 mg/L en eau douce. La toxicité est fonction de la dureté de l'eau et du pH, et elle décroît à mesure que la dureté de l'eau croît.
- Parmi les données examinées, les valeurs signalées de CL/CE50 se situent entre 1,5 et 50 mg/L pour les algues, entre 5 et 40 mg/L pour les mollusques et les échinodermes et entre 50 et 70 mg/L pour les crustacés adultes.
- Il existe peu de données sur la toxicité du manganèse pour les espèces tropicales, en particulier le biote marin. Même si les eaux de mer tropicales possèdent des caractéristiques de qualité différentes de celles des eaux tempérées, à savoir des teneurs en nutriments et en carbone organique plus faibles ainsi que des régimes de lumière et de température plus élevés, rien n'indique que le manganèse soit plus toxique pour les espèces tropicales que pour les espèces tempérées. De plus, la température semble peu influencer sur la toxicité du manganèse.
- La toxicité du manganèse est fonction de sa spéciation chimique. En général, ses formes colloïdales et particulaires (comme pour le MnO₂) ne sont pas biodisponibles, tandis que les Mn²⁺ et Mn⁷⁺ dissous ne sont toxiques qu'à très fortes concentrations.
- La bioconcentration du manganèse est commune à presque tous les organismes aquatiques. Les organismes marins accumulent le manganèse plus que les espèces d'eau de mer. Les poissons et les plantes de mer concentrent le manganèse à des facteurs allant jusqu'à 100 et 100 000 respectivement. Les

RECENSION DES ECRITS SUR LE MANGANESE

concentrations habituelles de manganèse dans les algues, les zostères marines, le corail et les invertébrés sont comprises entre 5 et 50 µg/g, tandis que les tissus des poissons de mer et d'eau douce en contiennent de 0,1 à 10 µg/g.

- Il existe des preuves contradictoires sur la possibilité de biomagnification du manganèse. Certains auteurs signalent une faible biomagnification, mais il est peu probable qu'elle soit importante en regard de la bioaccumulation des autres métaux.
- On n'a procédé à des études sur le mécanisme de la toxicité du manganèse qu'à des concentrations bien au-delà des niveaux qui se retrouvent même dans les sites les plus pollués. Dans les algues, le manganèse peut affecter la synthèse de la chlorophylle, tandis que chez les poissons, il dérègle le métabolisme des glucides, les paramètres hématologiques ainsi que le métabolisme du sodium et du calcium, et en définitive mène à un manque d'oxygène.
- Chez les humains, le manganèse peut dérégler les poumons, le foie, les reins, le pancréas et les fonctions reproductrices. Le manganèse est une neurotoxine capable de franchir la barrière hémato-encéphalique et s'accumule dans les tissus du cerveau où il oxyde les neurotransmetteurs tels que la dopamine, ce qui peut déboucher sur des troubles neurologiques.

RÉFÉRENCES

RÉFÉRENCES

- Abdel-Basset, R., A.A. Issa and M.S. Adam. 1995. Chlorophyllase activity: effects of heavy metals and calcium. *Photosynthetica* 31:421-425.
- Abu-Shammala, F. 1999. Localisation of manganese accumulated by microalgal cells using energy-dispersive x-ray microanalysis in the electron microscope. *Asian Journal of Chemistry* 11:819-835.
- Adam, C., J. Garnier-Laplace and J.P. Baudin. 1997. Uptake from water, release and tissue distribution of ^{54}Mn in the rainbow trout (*Oncorhynchus mikiss* Walbaum). *Environmental Pollution* 97:29-38.
- Adams, M.S. 2000. *Development of a whole sediment toxicity test using a benthic microalgae*. B.Sc (Hons) Thesis, University of Technology, Sydney, 99 pp.
- Agrawal, S.J. and A.K. Srivastava. 1980. Haematological responses in a fresh water fish to experimental manganese poisoning. *Toxicology* 17: 97-100.
- Ahluwalla, A.S. and M. Kaur. 1998. Effect of manganese on growth and differentiation in a blue-green and green alga. *Ecology, Environment and Conservation* 4:223-227.
- Al-Akel, A.S., M.J.K. Shamsi, H.F. Al-Kahem and Z. Ahmed. 1998. Haematological effects of manganese toxicity on freshwater fish, *Oreochromis niloticus* (Perciformes; Cichlidae). *Pakistan Journal of Zoology* 30:179-183.
- ANZECC. 1992. *National Water Quality Management Strategy: Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters*. Australia and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra, Australia.
- ANZECC. 1999. *Australia and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. Australia and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra, Australia.
- ANZECC/ARMCANZ. *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. National Water Quality Management Strategy Australian and New Zealand Environment Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (sous presse).
- Baden, S.P., S.P. Eriksson and J.M. Weeks. 1995. Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 31:93-102.
- Baden, S.P., S.P. Eriksson and L. Gerhardt. 1999. Accumulation and elimination kinetics of manganese from different tissues of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *Aquatic Toxicology* 46:127-137.

RÉFÉRENCES

- Baird, D.J., I. Barber, M. Bradley, A.M.V. Soares and P. Calow. 1991. A comparative study of genotype sensitivity to acute toxic stress using clones of *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21:257-265.
- Bender, M.L. and D.T. Hegg. 1984. Fate of organic carbon reaching the deep sea floor: a status report. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48:977-986.
- Bengtsson, B-E. 1978. Use of a Harpacticoid copepod in toxicity tests. *Marine Pollution Bulletin* 9:238-241.
- Biesinger, K.E. and G.M. Christensen. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29:1691-1700.
- Birge, W.J. 1978. Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. In *Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*, J.H. Thorpe and J.W. Gibbons (eds), Augusta, 48:219-240.
- Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman and J.E. Hudson. 1979. Aquatic toxicity tests on inorganic elements occurring in oil shale. In *USEPA (1979) Oil Shale Symposium: Sampling, Analysis and Quality Assurance*. C. Gale (ed). United States Environmental Protection Agency EPA-600/9-80-022 June 1980, 519-534.
- Boucher, A.M. and M.C. Watzin. 1999. Toxicity identification evaluation of metal-contaminated sediments using an artificial pore water containing dissolved organic carbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:509-518.
- Bourg, A.C.M. 1988. Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. In: *Chemistry and Biology of Solid Waste*, W. Salomons and U. Forstner, eds. Springer-Verlag, Berlin. pp.3-32.
- Boutet, C. and C. Chaisemartin. 1973. Specific toxic properties of metallic salts in *Austropotamobius pallipes* and *Prconectes limosus*. *C Royal Society of Biology (Paris)* 167:1933-1938.
- Bowmer, C.T., R.N. Hooftman, A.O. Hanstveit, P.W.M. Venderbosch and N. Van der Hoeven. 1998. The ecotoxicity and the biodegradability of lactic acid, alkyl lactate esters and lactate salts. *Chemosphere* 37:1317-1333.
- Boyden, C.R. and D.J.H. Phillips. 1981 Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies, *Marine Ecology Progress Series* 5, 29.
- Bricelj, M.M. and Šiško. 1994. Growth inhibition of green alga *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn. induced by diethyldithiocarbamate and heavy metals. *Periodicum Biologorum* 96:486-489.

RÉFÉRENCES

- Bringmann, G. and R. Kuhn. 1959. Comparative water-toxicological investigations on bacteria, algae and small crabs. *Gesundheits-Ingenieur* 80:115-120.
- Brinkhuis, B.H., W.F. Penello and A.C. Churchill. 1980. Cadmium and manganese flux in eelgrass *Zostera marina* II. Metal uptake by leaf and root-rhizome tissues. *Marine Biology* 58:187-196.
- Brown, P.L., R.A. Jeffree and S.J. Markich. 1996. Kinetics of ^{45}Ca , ^{60}Co , ^{210}Pb , ^{54}Mn and ^{109}Cd in the tissue of the freshwater bivalve *Velesunio angasi*: further development of a predictive and mechanistic model of metal bioaccumulation. *The Science of the Total Environment* 188:139-166.
- Bulus Rossini, G.D. and A.E. Ronco. 1996. Acute toxicity bioassay using *Daphnia optusa* as a test organism. *Environmental Toxicology and Water Quality* 11:255-258.
- Byl, T.D., H.D. Sutton and S.J. Klaine. 1994. Evaluation of peroxidase as a biochemical indicator of toxic chemical exposure in the aquatic plant *Hydrilla verticillata*, Royle. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13:509-515.
- Cabejszek, E. and M. Stasiak. 1960. Investigation on the influence of some metals on the biocoenosis of water with the use of *Daphnia magna* as an indicator (Part I). *Roczn. Zbl. Hig. Warsz.* 11:303-312.
- Calabrese, A., R.S. Collier, D.A. Nelson and J.R. MacInnes. 1973. The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology* 18: 162-166.
- Canterford, G.S. and D.R. Canterford. 1980. Toxicity of heavy metals to the marine diatom *Ditylum brightwelli* (west) Grunow: Correlation between toxicity and metal speciation. *Journal of the Marine Biological Association of U.K.* 60: 227-242.
- CCME. 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada.
- CCREM. 1987. *Canadian Water Quality Guidelines*. Canadian Council of Resource and Environment Ministers, Ottawa, Canada.
- Chester, R. 1990. *Marine Geochemistry*. Published by the Academic Division of Unwin Hyman Ltd., London, England.
- Christensen, E.R., J. Scherfig and P.S. Dixon. 1979. Effects of manganese, copper and lead on *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella stigmatophora*. *Water Research* 13: 79-92.

RÉFÉRENCES

- Christlieb, T. 1984. Influence of accompanying organisms on manganese uptake and toxicity in *Fritschiella tuberosa* (Chlorophyceae). *Mitteilungen aus dem Institut fuer Allgemeine Botanik Hamburg* 19: 43-55.
- Cotton, F.A. and G. Wilkinson. 1980. *Advanced Inorganic Chemistry*. 4th edition. John Wiley & Sons, New York.
- Couillard, Y. 1989. Acute toxicity of six metals to the rotifer *Brachionus calyciflorus*, with comparisons to other freshwater organisms. *Toxicity Assessment* 4: 451-462.
- Csatorday, K., Z. Gombos, and B. Szalontai. 1984. Mn^{2+} and Co^{2+} toxicity in chlorophyll biosynthesis. *Cell Biology* 81: 476-478.
- Currey, N.A., W.I. Benko, B.T. Yaru, and R. Kabi. 1992. Determination of heavy metals, arsenic and selenium in Barramundi (*Lates calcarifer*) from Lake Murray, Papua New Guinea. *The Science of the Total Environment* 125: 305-320.
- De Laune, R.D., C.N. Reddy and W.H.Jr. Patrick. 1981. Accumulation of plant nutrients and heavy metals through sedimentation processes and accretion in a Louisiana salt marsh. *Estuaries* 4:328-334.
- Dooren de Jong, L.E. 1965. Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non metallic ions. *Antonie Leeuwenhoek Journal of Microbiol Serol* 31: 301-313.
- Doyle, C. 1999. Toxicity characterisation of contaminated sediment pore water using the sea urchin *Heliocidaris tuberculata*. B.Sc. (Environmental Biology) Honours Thesis, University of Technology, Sydney, 106 pp.
- England, R.H. and K.B. Cumming. 1971. Stream damage from manganese strip-mining. In *Proceedings of the 25th Annual Conference of Southwestern Association of Game and Fish Comm.*, pp. 399-418.
- European Parliament. 2000. Directive of the European Parliament and of the Council, 2000/60/EC. *Official Journal of the European Communities*.
- Fargašová, A., A. Bumbálová, and E. Havránek. 1999. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu^+ , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Mo^{6+} , Ni^{2+} , V^{5+}) in freshwater alga *Scenedesmus quadricauda*. *Chemosphere* 38: 1165-1173.
- Fisher, N.S. and G.J. Jones. 1981. Heavy metals and marine phytoplankton: Correlation of toxicity and sulfhydryl-binding. *Journal of Phycology* 17: 108-111.
- Florence, T.M. and J.L. Stauber. 1989. Manganese catalysis of dopamine oxidation. *The Science of the Total Environment* 78: 233-240.

RÉFÉRENCES

- Florence, T.M., J.L. Stauber and M. Ahsanullah. 1991. Further toxicity and extraction studies on some nickel ores. CSIRO Division of Coal and Energy Technology Investigation report CET/LH/IR016: 41 pp.
- Florence, T.M., J.L. Stauber and M. Ahsanullah. 1994. Toxicity of nickel ores to marine organisms. *The Science of the Total Environment* 148: 139-155.
- Florence, T.M., J.L. Stauber, and J.J. Fardy. 1989. Ecological studies of manganese on Groote Eylandt. CSIRO Coal and Energy Technology Report, 15 pp.
- Franklin, N.M. J.L. Stauber, S.J. Markich and R.P. Lim. 2000. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp12*). *Aquatic Toxicology* 48: 275-289.
- Fraser, G.A. and H.H. Harvey. 1982. Elemental composition of bone from white sucker (*Catostomus commersoni*) in relation to lake acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1289-1296.
- Froelich, P.N., G.P. Klinkhammer, M.L. Bender, N.A. Luedtke, G.R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, B. Hartman and V. Maynard. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 43: 1075-1090.
- Gajbhiye, S.N. and R. Hirota. 1990. Toxicity of heavy metals to brine shrimp *Artemia*. *Journal of the Indian Fisheries Association* 20: 43-50.
- Gale, N.L., B.G. Wixon, M.G. Hardie and J.C. Jennett. 1973. Aquatic organisms and heavy metals in Missouri's new lead belt. *Water Resources Bulletin* 9: 673-688.
- Garg, V.K., S.K. Garg and S.K. Tyagi. 1989. Hematological parameters in fish *Channa punctatus* under the stress of manganese. *Environment and Ecology* 7: 752-755.
- Garnham, G.W., G.A. Codd, and G.M. Gadd. 1992. Kinetics of uptake and intracellular location of cobalt, manganese and zinc in the estuarine green alga *Chlorella salina*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 37: 270-276.
- Giles, M.S. 1974. Toxicity studies on aquatic organisms and grass-sedge communities in the Magela creek area. The Alligator Rivers Area Fact Finding Study Report II.
- Goldberg, E.D., W.S. Broecker, M.G. Gross and K.K. Turckian. 1971. Marine chemistry. In *Radioactivity in the Marine Environment*. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 137-146.
- Gonzalez, R.J., R.S. Grippo and W.A. Dunson. 1990. The disruption of sodium balance in brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), by manganese and iron. *Journal of Fish Biology* 36: 765-774.
- Gorshkova, T.I. 1963. Bottom deposits of the Baltic Sea. *Baltica, Vilna* 189-210.

RÉFÉRENCES

- Hansen, S. N. and P. Bjerregaard. 1995. Manganese kinetics in the sea star *Asterias rubens* (L.) exposed via food or water. *Marine Pollution Bulletin* 31: 127-132.
- Harrison, F.L. 1969. Accumulation and distribution of ^{54}Mn and ^{65}Zn in freshwater clams. In Proceedings of the 2nd National Symposium on Radioecology, D.J.Nelson and F.C. Evans (eds), CONF-670503, US Department of Commerce, Springfield, 1969, 198-220.
- Hatch and Associates. 2000a. *Minutes of Meeting, Environmental Alignment Meeting*. Hatch File MM50631.110, October 26, 2000.
- Hatch and Associates. 2000b. *Minutes of Meeting, Tailing, Water Supply and Reduced Neutralization Review Meeting*. Hatch File MM50631.118, December 1, 2000.
- Hiltibran, R.C. 1971. Effects of cadmium, zinc, manganese, and calcium on oxygen and phosphate metabolism of bluegill liver mitochondria. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 43: 818-823.
- Hiraoka, Y., S. Ishizawa, T. Kamada and H. Okuda. 1985. Acute toxicity of 14 different kinds of metals affecting Medaka fry. *Hiroshima Journal of Medical Sciences* 34: 327-330.
- Ichikawa, R. 1961. On the concentration factors of some important radionuclides in marine food organisms. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 27: 66-74.
- Ikuta, K. and M. Nakahara. 1986. Uptake, retention and excretion of ^{54}Mn by a perry whelk *Volutharpa amullacea perryi*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 52: 1853-1859.
- Ingle, S.T., S. Viswaranjan, S.A. Suryawanshi, and B.G. Kulkarni. 1997. Bioaccumulation of iron and manganese in the bivalve *Lamellidens corridanus* with reference to Patalgana River pollution. *Environment and Ecology* 15: 31-34.
- Irmer, U. 1984. Effects of cadmium and manganese on unicellular freshwater green algae in a flow-through system. *Mitteilungen aus dem Institut fuer Allgemeine Botanik Hamburg* 19: 5-21.
- Iwao, T. 1936. *Jikken Yakub Zassi* 10: 357.
- Jayaprakash Rao, I. and M.N. Madhyastha. 1987. Toxicities of some heavy metals to the tadpoles of frog *Microhyla ornata* (Dumeril & Bibron). *Toxicology Letters* 36: 205-208.
- Jones, C.J and J.W. Murray. 1985. The geochemistry of manganese in the northeast Pacific Ocean off Washington. *Limnol. Oceanogr.* 30(1): 81-92.

RÉFÉRENCES

- Jones, C.J., H.P. Johnson and J.R. Delaney. 1981. Distribution of hydrothermal manganese over the Juan de Fuca Ridge. *Geophys. Res. Lett.* 8: 873-876.
- Jones, J.R.E. 1940. A further study of the relation between toxicity and solution pressure, with *Polycelis nigra* as test animal. *Journal of Experimental Biology* 17: 408-415.
- Kadko, D., J.K. Cochran and M. Lyle. 1987. The effect of bioturbation and adsorption gradients on solid and dissolved radium profiles in sediments from around the eastern Equatorial Pacific. *Jour. Geophys. Res.*, 89: 6567-6570.
- Kaiser, K.L.E. 1980. Correlation and prediction of metal toxicity to aquatic biota. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 37: 211-218.
- Karpevich, A.F. and A.T. Shurin. 1975. Manganese in the metabolic processes of mollusks of the baltic sea. *UDC* 564: 711.
- Kawamura, R., H. Ikuta, S. Fukuzumi, R. Yamada, S. Tsubaki, T. Kodama. and S. Kurata. 1941. Intoxication by manganese in well water. *Kitasato Archives of Experimental Medicine* 18: 145-169.
- Khargarot, B.S. 1991. Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (Muller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 906-912.
- Khargarot, B.S. and P.K. Ray. 1989. Investigation of correlation between physicochemical properties of metals and their toxicity to the water flea *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18: 109-120.
- Khristoforova, N.K. and N.N. Bogdanova. 1981. Environmental conditions and heavy metal content of marine organisms from attols of the Pacific Ocean. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila*. 1: 161-162.
- Kimball, G. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Manuscript, Department of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, Minneapolis, MN: 88.
- Kleinmann, R.L.P. and G.R. Watzlaf. 1988. Should the effluent limits for manganese be modified? Information circular - U.S., Bur. Mines (IC 9184, Mine Drain. Surf. Mine Reclaim.) 2: 305-310.
- Klimis-Tavantzis, D.J. 1994. *Manganese in Health and Disease*, CRC Press, Boca Raton.
- Klinkhammer, G.P. 1980. Observations of the distribution of manganese over the East Pacific Rise. *Chem. Geol.* 29: 211-226.

RÉFÉRENCES

- Kobayashi, N. 1990. Marine pollution bioassay by sea urchin eggs, an attempt to enhance sensitivity. *Publications of the SETO Marine Biological Laboratory Special Publication Series* 34: 225-237.
- Kwasnik, G.M., R.J. Vetter and G.J. Atchison. 1978. The uptake of manganese-54 by green algae (Protococcoid Chlorella), *Daphnia magna*, and fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Hydrobiologia* 59, 181-185.
- Landing, W.M. and K.W. Bruland. 1980. Manganese in the North Pacific. *Earth Planet., Sci. Lett.* 49: 45-56.
- Lee, L.H., B. Lustigman and D. Dandorf. 1994. Effect of manganese and zinc on the growth of *Anacystis nidulans*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 158-165.
- Lewis, M. 1976. Effects of low concentrations of manganous sulfate on eggs and fry of rainbow trout. *The Progressive Fish-Culturist* 38: 63-65.
- Lewis, M. 1978. Acute toxicity of copper, zinc and manganese in single and mixed salt solutions to juvenile longfin dace, *Agosia chrysogaster*. *Journal of Fish Biology* 13: 695-700.
- Litzke, J. and K. Hübel 1993. Aquarium experiments with rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) and carp (*Cyprinus carpio* L.) to examine the accumulation of radionuclides. *Archives of Hydrobiologia* 129: 109-119.
- Liu, P-C. and J-C Chen. 1987. Effects of heavy metals on the hatching rates of brine shrimp *Artemia salina* cysts. *Journal of the World Aquaculture Society* 18: 78-83.
- Luoma, S.N. 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review. *Science of the Total Environment* 28: 1-22.
- Lupton, J.L. 1980. Helium-3 and manganese at the 21 °N East Pacific Rise hydrothermal site. *Earth Planet., Sci. Lett.* 50: 115-127.
- Lyon, R., M. Taylor and K. Simkiss. 1984. Ligand activity in the clearance of metals from the blood of the crayfish (*Austropotamobius pallipes*). *Journal of Experimental Biology* 113: 19-27.
- Lynn, D.C. and E. Bonatti. 1965. Mobility of manganese in diagenesis of deep-sea sediments. *Marine Geology* 3: 457-474.
- Macdonald, J.M., J.D. Shields and R.K. Zimmer-Faust. 1988. Acute toxicities of eleven metals to early life-history stages of the yellow crab *Cancer anthonyi*. *Marine Biology* 98: 201-207.

RÉFÉRENCES

- Maltby, L. and M. Crane. 1994. Responses of *Gammarus pulex* (amphipoda, crustacea) to metalliferous effluents: Identification of toxic components and the importance of interpopulation variation. *Environmental Pollution* 84: 45-52.
- Markich, S.J. and C. Camilleri. 1997. Investigation of metal toxicity to tropical biota: Recommendations for revision of the Australian water quality guidelines. Supervising Scientist Report 127, Supervising Scientist, Canberra, 87 pp.
- Markich, S.J., M.Stj. Warne, A-M Westbury, C.J. Roberts. A compilation of data on the toxicity of chemicals to species in Australasia. Part 3: Metals. *Australian Journal of Ecotoxicology* (sous presse).
- Martin, J.H. and G.A. Knauer. 1982. Manganese cycling in northeast Pacific equatorial waters. *J. Mar. Res.* 40: 1213-1225.
- Martin, J.L. 1976. Accumulation de Fe, Cu, Zn, Mg, Mn, et Co dans l'ovaire de *Carcinus maenas* L. au cours de l'ovogenese. *C.r. Séanc. Soc Biol Filiales* 170: 157-162.
- Martin, T.R. and D.M. Holdich. 1986. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids). *Water Research* 20: 1137-1147.
- MATE. 1991. *Décret No 91-1283 du 19 décembre 1991 relatif aux objectifs de qualité assignés aux cours d'eau, sections de cours d'eau, canaux, lacs ou étangs et aux eaux de la mer dans les limites territoriales (JO du 21 décembre 1991)*. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Paris, France.
- MATE. 1998. *Arrêté 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 (JO du 3 mars 1998)*. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Paris, France.
- Mathis, B.J., T.F. Cummings, M. Grower, M. Taylor and C. King. 1977. Dynamics of manganese, cadmium, and lead in experimental power plant ponds. Research Rep No 125, Water Resource Center, University of Illinois, Urbana, IL: 62.
- McKee, J.E. and W.H. Wolf. 1963. Water quality criteria. Publication No. 3-A. California State Water Quality Control Board. Sacramento, CA, USA.
- Miller, D.W., R.J Vetter and G.J. Atchinson. 1980. Effect of temperature and dissolved oxygen on uptake and retention of ⁵⁴Mn in fish. *Health Physics* 38: 221-225.
- Morgan, J.D., D.G. Mitchell and P.M. Chapman. 1986. Individual and combined toxicity of manganese and molybdenum to mussel, *Mytilus edulis*, larvae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 303-307.
- Muggli, D., L. Mastrangelo and C. Pelletier. 1997. Outfall/diffuser system works well at Coloso in Chile. *Mining Engineering* December 1997.

RÉFÉRENCES

- Murray, J.W., B. Spell and B. Paul. 1983. The contrasting geochemistry of manganese and chromium in the eastern tropical Pacific Ocean, pp. 643-670. In Trace metals in seawater. NATO Conf. Ser 4: *Mar. Sci.* V. 9. Plenum.
- Murugadas, T.L., S.M. Phang and S.L. Tong. 1995. Heavy metal accumulation patterns in selected seaweed species of Malaysia. *Asia Pacific Journal of Molecular Biology and Biotechnology* 3: 290-310.
- NAS. 1973. *Manganese. Medical and biologic effects of environmental pollutants.* Division of Medical Sciences, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
- Nasu, Y. and M. Kugimoto. 1981. *Lemna* (Duckweed) as an indicator of water pollution. I. The sensitivity of *Lemna paucicostata* to heavy metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 10: 159-169.
- Nasu, Y., K. Hirabayashi and M. Kugimoto. 1988. The toxicity of some water pollutants for Lemnaceae (Duckweed) plant. *Proceedings of ICMR Seminar* 8: 485-491.
- Nath, K. and N. Kumar. 1987. Toxicity of manganese and its impact on some aspects of carbohydrate metabolism of a freshwater teleost, *Colisa fasciatus*. *The Science of the Total Environment* 67: 257-262.
- Nath, K. and N. Kumar. 1988. Impact of manganese intoxication on certain parameters of carbohydrate metabolism of a freshwater tropical perch, *Colisa fasciatus*. *Chemosphere* 17: 617-624.
- Naylor, G.P.L. 1989. *The response of cockle to heavy metal pollution and their use in the study of metal uptake interactions.* Ph.D. Thesis, Manchester University, U.K.
- Nix, J. and R. Inglos. 1980. Oxidized manganese from hypolimnetic water as a possible cause of trout mortality in hatcheries. *The Progressive Fish-Culturist* 43: 32-36.
- Nussey, G., J.H.J. van Vuren and H.H. du Preez. 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water S A (Pretoria)* 26: 269-284.
- OECD. 1981. *Guidelines for Testing of Chemicals.* Organization for Economic Cooperation and Development. Paris, France.
- Oshima, S. 1931. *J. Imp Fish Exp St* 2: 139.
- Ostrom, K.M. and T.L. Simpson, T.L. 1978. Calcium and the release from dormancy of freshwater sponge gemmules. *Developmental Biology* 64: 332-338.

RÉFÉRENCES

- Palladini, G., V. Margotta, A. Carolei and M.C. Hernandez. 1980. Dopamine agonist performance in Planaria after manganese treatment. *Experientia* 36: 449-450.
- Patrick, F.M. and M.W. Loutit. 1978. Passage of metals to freshwater fish from their food. *Water Research* 12: 395-398.
- Pentreath, R.J. 1973a. The accumulation from water of ^{65}Zn ^{54}Mn ^{58}Co and ^{59}Fe by the mussel, *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 53: 127-143.
- Pentreath, R.J. 1973b. The accumulation and retention of ^{65}Zn and ^{54}Mn by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 12: 1-18.
- Pentreath, R.J. 1973c. The accumulation from sea water of ^{65}Zn ^{54}Mn ^{58}Co and ^{59}Fe by the thornback ray, *Raja clavata* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 12: 327-334.
- Peters, E.C., N.J. Gassman, J.C. Firman, R.H. Richmond and E.A. Power. 1997. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 12-40.
- Province Sud. 1999. Arrêté n° 1542-99/PS du 28 septembre 1999 autorisant la mise en service d'une usine pilote de traitement de minerais latéritiques de nickel. Nouvelle Calédonie, Province Sud.
- Rai, U.N. and P. Chandra. 1992. Accumulation of copper, lead, manganese and iron by field populations of *Hydrodictyon reticulatum* (Linn.) Lagerheim. *The Science of the Total Environment* 116: 203-211.
- Ragendran, A., Sumitra-Vijayaraghavan and M.V.M. Wafar. 1978. Effect of some metal ions on the photosynthesis of microplankton and nanoplankton. *Indian Journal of Marine Science* 7: 99-102.
- Rama Rao, S.V. and K.J. Nath. 1983. Biological effect of some poisons on *Canthocamptus* (Crustacea Spp). *International Journal of Environmental Studies* 21: 271-275.
- Reader, J.P., T.R.K. Dalziel and R. Morris. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout. *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminium and manganese in soft acid water. *Journal of Fish Biology* 32: 607-624.
- Rebhun, S. and A. Ben-Amotz. 1988. Antagonistic effect of manganese to cadmium toxicity in the alga *Dunaliella salina*. *Marine Ecology Progress Series* 42: 97-104.

RÉFÉRENCES

- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, 46: 206-226.
- Rescan. 1996. *Minera Escondida Limitada: Coloso Submarine Outfall Dye Study, 1996*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, Minera Escondida Limitada.
- Rescan. 1999a. *Island Copper Mine: Tracer and Biochemical Studies to Determine the Status of Meromictic Conditions in the Flooded Island Copper Pit*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, for BHP Minerals Canada Ltd. December, 1999.
- Rescan. 1999b. *Island Copper Mine: Dye Dispersion Study of Injection Plume in Pit Lake, March 1999*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, for BHP Minerals Canada Ltd. May 1999.
- Rescan. 2000a. *Goro Nickel Project, Supplemental Baseline Technical Report: Freshwater Environment*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, for Hatch Associates Pty. Ltd., Mississauga, Canada. September, 2000.
- Rescan. 2000b. *Goro Nickel Project, Supplemental Baseline Technical Report: Marine Environment*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, for Hatch Associates Pty. Ltd., Mississauga, Canada. November, 2000.
- Rescan. 2000c. *Goro Nickel Project, Supplemental Baseline Technical Report: Toxicity of pilot Plant Tailings Supernatant (July 25, 2000) to Tropical Marine and Freshwater Biota*. Prepared by Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, Canada, for Hatch Associates Pty. Ltd., Mississauga, Canada. December, 2000.
- Rosko, J.J. and J.W. Rachlin. 1975. The effect of copper, zinc, cobalt and manganese on the growth of the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 102: 100-106.
- Rouleau, C., H. Tjälve, J. Gottofrey and E. Pelletier. 1995. Uptake, distribution and elimination of $^{54}\text{Mn(II)}$ in the brown trout (*Salmo trutta*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 483-490.
- Rousch, J.M. and M.R. Sommerfeld. 1999. Effect of manganese and nickel on growth of selected algae in pH buffered medium. *Water Research* 33: 2448-2454.
- Salomons, W. and U. Forstner. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin. 349 pp.
- Satoh, S., T. Takeuchi and T. Watanabe. 1987. Availability to carp of manganese in white fish meal and of various manganese compounds. *Nippon Suisan Gakkaishi* 53: 825-832.

RÉFÉRENCES

- Sauvant, M.P., D. Pepin, C.A. Groliere and J. Boahatier. 1995. Effects of organic and inorganic substances on the cell proliferation of L-929 fibroblasts and *Tetrahymena pyriformis* GL Protozoa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 171-178.
- Sauvant, M.P., D. Pepin, J. Bohatier, C.A. Groliere and J. Guillot. 1997. Toxicity assessment of 16 inorganic environmental pollutants by six bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37: 131-140.
- Schurin, A.T. 1965. The effect of manganese on the distribution of bottom invertebrates of the Baltic. *Annals of the Biological Council Int Explor Mer* 22: 73.
- Schweiger, G. 1957. The toxic action of heavy metals salts on fish and organisms on which fish feed. *Archive fuer Fischereiwissenschaft* 8: 54-78.
- Sharif, A.K.M., A.I. Mustafa, M.N. Amin and S. Safiullah. 1993. Trace element concentrations in tropical marine fish from the Bay of Bengal. *The Science of the Total Environment* 139: 223-234.
- Shcherban, E.P. 1977. Toxicity of some heavy metals for *Daphnia magna* Strauss, as a function of temperature. *Hydrobiological Journal* 13: 75-80.
- Sheedy, B.R., J.M. Lazorchak, D.J. Grunwald, Q.H. Pickering, A. Pilli, D. Hall and R. Wevv. 1991. Effects of pollution on freshwater organisms. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 63: 619-696.
- Shukla, G.S. and R.L. Singhal. 1984. The present status of biological effects of toxic metals in the environment: lead, cadmium and manganese. *Canadian Journal of Physiology and Pharmacology* 62: 1015-1031.
- Silver, S. and M. Walderhaug. 1992. Gene regulation of plasmid- and chromosome-determined inorganic ion transport in bacteria, *Microbiological Reviews* 56: 195.
- Singh, S. P. and A.K. Kashyap. 1978. Manganese toxicity and mutagenesis in two blue-green algae. *Environmental and Experimental Botany*, 18: 47-53.
- Sinha, S., U.N. Rai and P. Chandra. 1994. Accumulation and toxicity of iron and manganese in *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleiden. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 610-617.
- Skidmore, J.F. and I.C. Firth. 1983. Acute sensitivity of selected Australian freshwater animals to copper and zinc. Technical Paper No.81, Australian Water Resources Council, Department of Resources and Energy, 129 pp.
- Skowronski, T., B. Pawlik and M. Jakubowski. 1988. Reduction of cadmium toxicity to green microalga *Stichococcus bacillaris* by manganese. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 41: 915-920.

RÉFÉRENCES

- SNC-Lavalin. 1995. *Goro Nickel Project, New Caledonia: Environmental Baseline Study-Report*. Produced by SNC-Lavalin Environment for Inco Exploration and Technical Services Inc., July 1995. File number 007445.
- Sovari, J. and M. Sillanpää. 1996. Influence of metal complex formation on heavy metal and free EDTA and DTPA acute toxicity determined by *Daphnia magna*. *Chemosphere* 33: 1119-1127.
- Srivastava, A.K. and S.J. Agrawal. 1983. Changes induced by manganese in fish testis. *Experientia* 39: 1309-1310.
- SRK. 2000. *Goro Nickel Project, Bankable Feasibility Study*.
- Stauber, J.L. and T.M. Florence. 1985. Interactions of copper and manganese: a mechanism by which manganese alleviates copper toxicity to the marine diatom, *Nitzschia closterium* (Ehrenberg) W. Smith. *Aquatic Toxicology* 7: 241-254.
- Stauber, J.L., C.I. Brockbank, M.S. Adams, and M.T. Binet. 2000. Ecotoxicological testing of dredged sediment in Newcastle harbour. CSIRO Division of Energy Technology, Report No ET/IR212R: 15pp.
- Stauber, J.L., T.M. Florence and W.S. Webster. 1987. The use of scalp hair to monitor manganese in Aborigines from Groote Eltdt. *Neurotoxicology* 8: 431-436.
- Steenkamp, V.E., H.H. du Preez, H.J. Schoonbee and P.H. van Eeden. 1994. Bioaccumulation of manganese in selected tissues of the freshwater crab *Potamonautes warreni* (Calman) from industrial and mine-polluted freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 288: 137-150.
- Stokes, P.M., P.G.C. Campbell, W.H. Schroeder, C. Trick, R.L. France, K.J. Puckett, B. Lazerte, M. Speyer, J.E. Hanna and J. Donaldson. 1988. Manganese in the Canadian Environment. National Research Council of Canada NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, 177 pp.
- Stubblefield, W.A. and J.R. Hockett. 2000. *Derivation of a Colorado State Manganese Table Value Standard for the Protection of Aquatic Life*. ENSR Corporation, Fort Collins, CO, USA. 23 pp.
- Stubblefield, W.A., S.F. Brinkman, P.H. Davies, T.D. Garrison, J.R. Hockett and M.W. McIntyre. 1997. Effects of water hardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (*Salmo trutta*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 2082-2089.
- Stubblefield, W.A., S.W. Capps and S.J. Patti. 1990. Toxicity of manganese to freshwater aquatic species. *Abstracts*, Eleventh Annual Meeting, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Arlington, VA, USA, November 11-15, 188.

RÉFÉRENCES

- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1970. *Aquatic Chemistry*. Wiley-Interscience, New York.
- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1981. *Aquatic Chemistry - An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria Natural Waters*. Second Edition. John Wiley and Son, New York. 780 pp.
- Sunda, W.G. and S.A. Huntsman. 1998a. Interactions among Cu^{2+} , Zn^{2+} and Mn^{2+} in controlling cellular Mn, Zn and growth rate in the coastal alga *Chlamydomonas*. *Limnology and Oceanography* 43: 1055-1064.
- Sunda, W.G. and S.A. Huntsman. 1998b. Control of Cd concentrations in a coastal diatom by interactions among free ionic Cd, Zn, and Mn in seawater. *Environmental Science and Technology* 32: 2961-2968.
- Sunda, W.G. and S.A. Huntsman. 1998c. Interactive effects of external manganese, the toxic metals copper and zinc, and light in controlling cellular manganese and growth in a coastal diatom. *Limnology and Oceanography* 43: 1467-1475.
- Sunda, W.G., S.A. Huntsman and G.R. Harvey. 1983. Photoreduction of manganese oxides in seawater and its geochemical and biological implications. *Nature* 301: 234-236.
- Tatara, C.P., M.C. Newman, J.T. McCloskey and P.L. Williams. 1997. Predicting relative metal toxicity with ion characteristics: *Caenorhabditis elegans* LC50. *Aquatic Toxicology* 39: 279-290.
- Tatara, C.P., M.C. Newman, J.T. McCloskey and P.L. Williams. 1998. Use of ion characteristics to predict relative toxicity of mono-, di- and trivalent metal ions: *Caenorhabditis elegans* LC50. *Aquatic Toxicology* 42: 225-269.
- Tomasik, P., C.M. Magadza, S. Mhizha, A. Chirume, M.F. Zaranyika and S. Muchiriri. 1995. Metal-metal interactions in biological systems. Part IV. Freshwater snail *Bulinus globosus*. *Water, Air, and Soil Pollution* 83: 123-145.
- Trucco, R.G., J. Inda and M.L. Fernández. 1991. Acute toxicity and accumulation of copper, manganese and molybdenum by *Basilichthys australis*. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* (abstract only) 2: 1132.
- Tsuji, S., T. Tonogai, Y. Ito and S. Kanoh. 1986. The influence of rearing temperatures on the toxicity of various environmental pollutants for killifish (*Oryzias latipes*). *Journal of Hygenic Chemistry/Eisei Kagaku* 32: 46-53.
- Tsukidate, J. 1974. Tracer experiments on the effect of micronutrients on the growth of *Porphyra* plants-II. *Bulletin of Nansei Regional Fisheries Research Institute* 7: 9-18.

RÉFÉRENCES

- USEPA. 1994. *Dilution Models for Effluent Discharges*. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- USEPA. 1999. *National Recommended Water Quality Criteria – Correction*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water 4304, Cincinnati, Ohio. Publication EPA 822-Z-99-001. April 1999.
- Van Dam, R.A., M.J. Barry, J.T. Ahokas and D.A. Holdway. 1999. Investigating mechanisms of diethylenetriamine pentaacetic acid toxicity to the cladoceran, *Daphnia carinata*. *Aquatic Toxicology* 46: 191-210.
- Vetter, R.J., G.J. Atchison and D.W. Miller. 1980. Effect of temperature and dissolved oxygen on uptake and retention of Mn in fish. *Health Physiology* 38: 221-225.
- Vlieg, P., J. Lee and N.D. Grace. 1991. Elemental concentration of marine and freshwater finfish, and shellfish from New Zealand waters. *Journal of Food Composition and Analysis* 4: 136-147.
- Wang, W. 1986. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed. *Environmental Pollution (Series B)* 11: 1-14.
- Watling, H.R. 1983. Comparative study of the effects of metals on the settlement of *Crassostrea gigas*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 31: 244-351.
- Weinstein, J.E., T.L. West and J.T. Bray. 1992. Shell disease and metal content of blue crabs, *Callinectes sapidus*, from the Albermarle-Pamlico estuarine system, North Carolina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23: 355-362.
- Wepener, V. J.H.J. Van Vuren and H.H. Du Preez. 1992. Effect of manganese and iron at a neutral acidic pH on the hematology of the manded tilapia (*Tilapia sparrmanii*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 49: 613-619.
- Wettern, V.M., D.W. Lorch and A. Weber. 1976. The effect of lead and manganese on the green alga *Pediastrum tetras* in axenic culture I. Accumulation-rates and influence on growth. *Archives of Hydrobiology* (abstract only) 77: 267-276.
- WHO. 1981. Manganese, World Health Organization, Geneva Environmental Health Criteria 17: 83 pp.
- Wiener, J.G. and J.P. Giesy Jr. 1979. Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb and Zn in fishes in a highly organic softwater pond. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36: 1270-279.

RÉFÉRENCES

- Wong, M.H., S.H. Kwan and F.Y. Tarn. 1979. Comparative toxicity of manganese and zinc on *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella salina* and *Scenedesmus quadricauda*. *Microbios Letters* 12: 37-46.
- WSC/NSR. 1995. Review of the effects of manganese on aquatic life and human health. Water Studies Centre, Monash University and NSR Environmental Consultants, 36 pp.
- Young, L.G. and L. Nelson. 1974. The effects of heavy metal ions on the motility of sea urchin spermatozoa. *Biological Bulletin* 147: 236-246.
- Zaba, B.N. and E.J. Harris. 1978. Accumulation and effects of trace metal ions in fish liver mitochondria. *Comparative Biochemistry and Physiology* 61C: 89-93.

ANNEXE 4-1
BIOCONCENTRATION DE MANGANÈSE DANS
DES ORGANISMES D'EAU DOUCE

Annexe 4-1 **Bioconcentration de manganèse dans des organismes d'eau douce**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Concentration (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu essai/ lieu d'étude	Température (°C)	PH	Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dureté ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	Alcalinité ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	Référence
Chlorophytes	Algues vertes (<i>Monoraphidium contortum</i>)		168	1 (+EDTA) 0,66 (-EDTA)		Mn(II)	Milieu BGM ±EDTA						Briceij et Sisko, 1994
	Algues vertes (<i>Monoraphidium contortum</i>)		168	5,5		Mn(II)	milieu minéral + tampon HEPES						Briceij et Sisko, 1994
	Algues vertes (<i>Pediastrum tetras</i>)		1	73									Wettern et al., 1976 (résumé)
	Algues vertes (<i>Hydrodictyon reticulatum</i>)		168	3715			Milieu CCU-10	25 ± 2	8,0				Rai et Chandra, 1992
Arthropodes (Crustacés)	Algues vertes (<i>Protococcoida chlorella</i>)		48	911		Mn(II) (^{54}Mn)	Milieu stand. de dosage des algues	21-22	8,0		330	254	Kwasnik et al., 1978
	Écrevisse (<i>Austropotamobius palipes</i>)	Intermue femelle	48	4,8	hépatopancréas	Mn(II) (^{54}Mn)	Eau du robinet aérée	5					Lyon et al., 1984
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Adulte	8	65		Mn(II) (^{54}Mn)	Milieu stand. de dosage des algues	21-22	8,0		330	254	Kwasnik et al., 1978
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	3-6 g, 6-9 cm	1008	18		Mn(II)	Eau douce diluée	10 ± 0,5	7,5 ± 0,2				Rouleau et al., 1995
Chordés (Ostéichthyens)	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)		12-504	0,1									Rouleau et al., 1996
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	4 mois, 3,2 ± 0,4 g	1344	0,017		Mn(II) (^{54}Mn)	Eau/Vienne, oxygénée, filtrée	25 ± 0,5					Adam et al., 1997
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1 an (130 g)		8,0		Mn (II)		17-18	7,9-8,2				Litzke et Hubel, 1993

(suite)

Annexe 4-1 **Bioconcentration de manganèse dans des organismes d'eau douce (fin)**

Phylum/Division	Espèce	Stade	Durée (h)	Concentration (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu essai/ lieu d'étude	Température (°C)	pH	Conductivité (µS cm ⁻¹)	Dureté (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1 an (130 g)		0,2		Mn(II) (⁵⁴ Mn)		17-18	7,9-8,2				Litzke et Hubel, 1993
	Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	1 an (110 g)		12		Mn (II)		19-20	7,9-8,2				Litzke et Hubel, 1993
	Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	1 an (110 g)		0,4		Mn(II) (⁵⁴ Mn)		19-20	7,9-8,2				Litzke et Hubel, 1993
	Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)		3336	165 ^a									Mathis et al., 1977 ^b
	Crapet vert (<i>Lepomis cyanellus</i>)		3336	165 ^a									Mathis et al., 1977 ^b
	Vairon/grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		128	23		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	Milieu stand. de dosage des algues	21-22	8,0		330	254	Kwasnik et al., 1978
	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	2-5 g fretins	168	1,2 ± 0,33 nCi/g ^a				10	7,6		350		Miller et al., 1980
	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	2-5 g fretins	168	1,9 ± 0,70 nCi/g ^a				20	7,6		350		Miller et al., 1980
	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	2-5 g fretins	168	2,5 ± 0,23 nCi/g ^a				30	7,6		350		Miller et al., 1980
	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)		168	1000 ^a		Mn(II) (⁵⁴ Mn)							Vetter et al., 1980
	Barramundi (<i>Lates calcarifer</i>)		Collecte sur le terrain	0,95 (0,07-0,14) µg/g p. frais ^a			Lac Murray, Papouasie-N.-Guinée						Currey et al., 1992

^a Ces valeurs représentent des concentrations d'accumulation et non des valeurs de BCF.

^b Articles originaux non disponibles.

ANNEXE 4-2
BIOCONCENTRATION DE MANGANÈSE DANS
DES ORGANISMES MARINS

Annexe 4-2

Bioconcentration de manganèse dans des organismes marins

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu d'essai/ lieu - terrain	Température (°C)	Salinité (‰)	pH	Référence
Algues brunes	Macroalgues brunes (<i>Fucus serratus</i>)			7500	Tissu entier		État naturel				Ichikawa, 1961 ^b
	Macroalgues brunes (<i>Laminaria saccharina</i>)			300	Tissu entier		État naturel				Ichikawa, 1961 ^b
Algues vertes	Macroalgues vertes (<i>Ulva lactuca</i>)			1300	Tissu entier		État naturel				Ichikawa, 1961 ^b
	Macroalgues vertes (<i>Enteromorpha</i> sp.)			1500	Tissu entier						Ichikawa, 1961 ^b
	Caulerpes géantes tropicales (<i>Caulerpa uvilliana</i>)		Étude-terrain	9.5 µg/g poids sec ^a	Tissu entier		Atoll Suvorov				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Caulerpes géantes tropicales (<i>Caulerpa uvilliana</i>)		Étude-terrain	7.3 µg/g poids sec ^a	Tissu entier		Atoll Pukapuka				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	150		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	Grande Baie sud (GBS) eau de mer		Top:botto m 27:27		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	61		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer ± déionisée (ps)		Top:botto m 20:27		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	160		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer ± ps		Top:botto m 14:27		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	9		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer + ps		Top:botto m 19:19		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	49		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer + ps		Top:botto m 19:15		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		21	26		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer + ps		Top:botto m 19:10		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		32	2300000		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau de mer		Top:botto m 25:25		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		32	1700000		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer ± ps		Top:botto m 19:25		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		32	1500000		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer ± ps		Top:botto m 13:25		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		37	2400000		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau de mer		Top:botto m 25:25		Brinkhuis et al., 1980
	Zostère marine (<i>Zostera marina</i>)		37	1700000		Mn(II) (⁵⁴ Mn)	GBS eau mer ± ps		Top:botto m 25:19		Brinkhuis et al., 1980

(à suivre)

Annexe 4-2

Bioconcentration de manganèse dans des organismes marins (suite)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu d'essai/ lieu - terrain	Température (°C)	Salinity (%)	pH	Référence
	<i>Zostera marina</i>		37	1900000		Mn(II)	GBS eau mer ± ps		Topobottom 25:13		Brinkhuis <i>et al.</i> , 1980
Arthropodes (Crustacés)	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	2.9	Cerveau	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	2.3	Ganglion	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	3.1	Hémolymph	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	1.1	Glande intest.	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	3.2	Branchies	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	3.1	Cerveau	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	1.7	Ganglion	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	3.1	Hémolymph	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	1.0	Glande intest.	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Nephrops norvegicus</i>)		480	2.6	Branchies	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	1.4	Sang total	Mn(II)	Eau de mer filtrée	12 ± 0.5	33 ± 1		Baden <i>et al.</i> , 1999
	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	0.2	Muscle abdominal						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	4.1	Hépatopancréas						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	2.3	Tissu humide						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	0.2	Fluides stomacaux						Cité dans WSC/NSR, 1995
Mollusques (Bivalves)	Homard (<i>Homarus vulgaris</i>)		360	1.9	Tubes de Malpighi						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Petites crevettes (<i>Leander stylliferus</i>)			4.5 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Moule commune, moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)			13500	Tissu entier						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Vanneau (<i>Chlamys opercularis</i>)			32000							Cité dans WSC/NSR, 1995
	Haliotide (<i>Haliotis tuberculata</i>)			750							Ichikawa, 1961 ^b
	Bivalve (<i>Macra corallina</i>)			620	Tissu entier						Ichikawa, 1961 ^b
	Huître (<i>Ostrea edulis</i>)			1500	Tissu entier						Ichikawa, 1961 ^b

(à suivre)

Annexe 4-2

Bioconcentration de manganèse dans des organismes marins (suite)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (h) (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu d'essai/ lieu - terrain	Température (°C)	Salinité (‰)	pH	Référence
	Huître (<i>Ostrea stenerata</i>)			55500	Tissu entier		Zone côtière Nouvelle-Zélande				Cité dans WSC/NSR, 1995 Ichikawa, 1961 ^b
	Coquille Saint-jacques (<i>Pecten jacobaeus</i>)			10000	Tissu entier						Cité dans WSC/NSR, 1995
	Coquille Saint-Jacques (<i>Pecten maximus</i>)			17000			Canal Anglais				Cité dans WSC/NSR, 1995
	Pétoncle (<i>Pecten novaezelandiae</i>)			4000	Tissu entier		Zone côtière Nouvelle-Zélande				Cité dans WSC/NSR, 1995
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	0.2 µg/g poids sec ^a	Muscle		Atoll Suvorov				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	3.5 µg/g poids sec ^a	Branchies		Atoll Suvorov				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	15 µg/g poids sec ^a	Foie		Atoll Suvorov				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	0.5 µg/g poids sec ^a	Muscle		Atoll Pukapuka				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	4.0 µg/g poids sec ^a	Branchies		Atoll Pukapuka				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Tridacne (<i>Tridacna squamosa</i>)		Étude-terrain	12 µg/g poids sec ^a	Foie		Atoll Pukapuka				Kristoforova et Bogdanova, 1981
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	677	Pied	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Bogdanova, 1981
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	894	Manteau	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973a
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	1069	Gonade	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973a
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	1053	Muscle adducteur	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973a
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	2683	Intestin et glande digestive	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973a
	Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	6-8 cm	1008	947	Branchies	Mn(II)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973a
Mollusques (Céphalopodes)	Poulpe (<i>Octopus vulgaris</i>)			50000	Tissu entier						Ichikawa, 1961 ^b
	Seiche (<i>Sepia officinalis</i>)			10000	Tissu entier						Ichikawa, 1961 ^b
Échinodermes	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)	13 ± 5 g	144	3 ± 1	Caecum pylorique	⁵⁴ Mn	Eau de mer aérée	14 ± 0.5	20		Hansen et Bjerregaard, 1995
	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)	13 ± 5 g	144	6 ± 1	Intestin	⁵⁴ Mn	Eau de mer aérée	14 ± 0.5	20		Hansen et Bjerregaard, 1995

(à suivre)

Annexe 4-2

Bioconcentration de manganèse dans des organismes marins (fin)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (BCF)	Tissu	Forme chimique	Milieu d'essai/ lieu - terrain	Température (°C)	Salinité (‰)	pH	Référence
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	160	Raie	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	725	Foie	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	975	Rein	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	185	Gonades	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	410	Entraîles	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	735	Branchies	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	1365	Peau	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Raie bouclée (<i>Raja clavata</i>)	37 g	2160	145	Muscle	Mn(II) (⁵⁵ Mn)	Eau de mer filtrée	10			Pentreath, 1973c
	Morue (<i>Gadus sp.</i>)		Ambiant	320							Ichikawa, 1961 ^a
	Thazard atlantique, (<i>Scomber sp.</i>)			80							Ichikawa, 1961 ^a
	Flet (<i>Pleuronectes sp.</i>)			70							Ichikawa, 1961 ^a
	Barramundi (<i>Lates calcarifer</i>)		Étude-terrain	4.8 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Barbur indien (<i>Polynemus indicus</i>)		Étude-terrain	6.7 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Barbur (<i>Polynemus paradiseus</i>)		Étude-terrain	3.2 ± 0.0 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Alose Jewellew (<i>Ilisha megaloptera</i>)		Étude-terrain	3.2 ± 0.0 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Maquereau indien (<i>Rastrelliger kanagurta</i>)		Étude-terrain	3.0 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Maquereau (<i>Scomeromorus guttatum</i>)		Étude-terrain	1.5 ± 0.0 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Loup de mer (<i>Osteogobius militaris</i>)		Étude-terrain	3.1 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Poisson chat (<i>Pangasius pangasius</i>)		Étude-terrain	9.0 ± 0.1 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993
	Hareng tisse Russels (<i>Racoula russelliana</i>)		Étude-terrain	9.0 ± 0.0 ^a	Tissu entier		Baie de Bengale				Shariff <i>et al.</i> , 1993

^a Ces données représentent des concentrations d'accumulation et non des valeurs de BCF.

^b Articles originaux non disponibles.

ANNEXE 4-3
TOXICITÉ DU MANGANÈSE POUR LES
ORGANISMES D'EAU DOUCE

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Contc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur. (mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
Protozoaires	Cilié (<i>Tetrahymena pyriformis</i>)		3	15	Croissance CL50	Mn(II)							Sauvant <i>et al.</i> , 1995 ^a
	Cilié (<i>Tetrahymena pyriformis</i>)		6	117	Croissance CL50	Mn(II)							Sauvant <i>et al.</i> , 1995 ^a
	Cilié (<i>Tetrahymena pyriformis</i>)		9	106	Croissance IC50	Mn(II)							Sauvant <i>et al.</i> , 1995 ^a
	Cilié (<i>Tetrahymena pyriformis</i>)			44	Croissance IC50	Mn(II)	Milieu PPYS	28					Sauvant <i>et al.</i> , 1997
Cyanobactéries	Cyanophycées (<i>Anacystis nidulans</i>)		2	200 (+EDTA) 100 (-EDTA)	Croissance CL100	Mn(II)	Milieu modifié Mauro (±EDTA)		7.9				Lee <i>et al.</i> , 1994
	Rotifère (<i>Brachionus calyciflorus</i>)	Juvénile	24	39 (7,7-196)	CL50	Mn(II)	Woods Hole modifié MBL	20	7.3		36	22	Couillard <i>et al.</i> , 1989
Chlorophycophytes	Algues vertes (<i>Chlorella vulgaris</i>)		2191	11	Croissance CELO			15-17	7				Dooren de Jong, 1965 ^a
	Algues vertes (<i>Chlorella vulgaris</i>)		2191	4.5	Croissance CELO			15-17	7				Dooren de Jong, 1965 ^a
	Algues vertes (<i>Monoraphidium contortum</i>)		168	21 (+EDTA) 14 (-EDTA)	Croissance CE50	Mn(II)	Milieu minéral BGM ± EDTA						Bricelj et Sisko, 1994
	Algues vertes (<i>Monoraphidium contortum</i>)		168	115	Croissance CE50	Mn(II)	Milieu minéral + HEPES						Bricelj et Sisko, 1994
	Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>)		312	10 ^b	Croissance CELO	Mn(II)	Milieu/ dosage stand. / algues (MDSA)						Christensen <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>)		120	8 ^b	Croissance CELO	Mn(II)	MDSA						Christensen <i>et al.</i> , 1979

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>)		72	≥ 10	Croissance CE50	Mn(II)	Milieu USEPA modifié	20 \pm 1	8,0				Bowmer <i>et al.</i> , 1998
	Algues vertes (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)		32,4	30°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)		38,4	50°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)		84	100°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella salina</i>)		130	50°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella salina</i>)		96	100°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		144	50°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		125	100°	DV50	Mn(II)	Milieu Bristol en eau distillée	25 \pm 2					Wong <i>et al.</i> , 1979
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		288	5,0 (4,9-5,3)	Croissance CE50	Mn(II)	Solution Knopp, sans calcium	25 \pm 1					Fargasova <i>et al.</i> , 1999
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		288	2,3 (2,0-2,3)	CE50 chlorophyl. a	Mn(II)	Solution Knopp, sans calcium	25 \pm 1					Fargasova <i>et al.</i> , 1999
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		288	2,2 (1,9-2,3)	CE50 chlorophyl. b	Mn(II)	Solution Knopp, sans calcium	25 \pm 1					Fargasova <i>et al.</i> , 1999
	Algues vertes (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)		288	1,9 (1,9-2,0)	CE50 chlorophyl. totale	Mn(II)	Solution Knopp, sans calcium	25 \pm 1					Fargasova <i>et al.</i> , 1999

(page suivante)

Annexe 4-3
Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. (μ S cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
Trachéophytes	Lenticule mineure (<i>Lemna minor</i>)		96	31	Croissance CESO	Mn(II)	Solution Knopp, sans calcium	27 \pm 2	7,5				Wang, 1986
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		72	<0,5 ^b	Croissance CESO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		72	0,5 ^b	Croissance CELO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		168	0,5 ^b	Croissance CESO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		168	1,4 ^b	Croissance CELO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		336	5,5 ^b	Croissance CESO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Spirodèle polyrhize (<i>Spirodela polyrhiza</i>)		336	11 ^b	Croissance CELO	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25 \pm 2	7,5				Sinha <i>et al.</i> , 1994
	Lenticule mineure (<i>Lemna paucicostata</i>)	Colonie 3 frondes	168	10	Anormalité (aucune colonie, taches brunes)	Mn(II)	Milieu Bonner- Devirian	25 \pm 2					Nasu <i>et al.</i> , 1981
	Lenticule mineure (<i>Lemna paucicostata</i>)	Colonie 3 frondes	168	100	Anormalité (aucune colonie, taches brunes)	Mn(II)	Milieu - M	25 \pm 2					Nasu <i>et al.</i> , 1981

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur. (mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Lenticule mineure (<i>Lemna paucicostata</i>)	Colonie 3 frondes	168	1	Anormalité (pectin brun)	Mn(II)	Milieu Bonner-Devirian	25 ± 2					Nasu <i>et al.</i> , 1981
	Hydrilla (<i>Hydrilla verticillata</i>)		120	1,0	Conc. seuil - enzyme (activité peroxydase)	Mn(II)	10 % Milieu Hoaglands	25					Byl <i>et al.</i> , 1994
Spongiaires	Éponge (<i>Spongilla lacustris</i>)	Gemmules	72	0,05 ^a	CESO	Mn(II)	Eau Milli-Q	15 ± 1					Ostrom et Simpson, 1978
		Gemmules	72	0,5 ^b	CELO	Mn(II)	Eau Milli-Q	15 ± 1					Ostrom et Simpson, 1978
Nématodes	Nématode (<i>Caenorhabditis elegans</i>)	Adulte	24	5379 ± 381 (total) 4181 ± 297 (labile)	CL50	Mn(II)	Milieu - K	20					Tatara <i>et al.</i> , 1997
	Nématode (<i>Caenorhabditis elegans</i>)	Adulte	24	7252 ± 110 (total) 5933 ± 110 (labile)	CL50	Mn II	Milieu - K	20					Tatara <i>et al.</i> , 1998
Plathelminthes	Planaire (<i>Polycelis nigra</i>)		48	700 ^b	CESO survival	Mn(II) (as MnCl ₂)	Eau distillée	15-18	6,0				Jones, 1940
	Planaire (<i>Polycelis nigra</i>)		48	660 ^b	Survie CESO	Mn(II) (as Mn(NO ₃) ₂)	Eau distillée	15-18	6,0				Jones, 1940
	Planaire (<i>Dugesia gonocephala</i> s.l.)		192	9,9 ^b	Survie CELO	Mn(II) (as MnCl ₂ ·4H ₂ O)	Eau distillée	18	7,4				Palladini <i>et al.</i> , 1980
	Planaire (<i>Dugesia gonocephala</i> s.l.)		192	990 ^b	Survie CELO	Mn(II) (as MnSO ₄ ·H ₂ O)	Eau distillée	18	6,2				Palladini <i>et al.</i> , 1980
Annélidés (Oligochètes)	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)		24	301 (265-351)	CL50	Mn(II)	Eau de puits tubulaire	30-31	7,5-7,7		245	400	Khengarot, 1991
	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)		48	208 (248-336)	CL50	Mn(II)	Eau de puits tubulaire	30-31	7,5-7,7		245	400	Khengarot, 1991
	Tubificide (<i>Tubifex tubifex</i>)		96	171 (147-198)	CL50	Mn(II)	Eau de puits tubulaire	30-31	7,5-7,7		245	400	Khengarot, 1991
Arthropodes (Crustacés)	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		8,8 (7,3-11)	CL50						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.-(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		13 (12-14)	CL50						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		21 (18-24)	CL50						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		26 (23-29)	CL50						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		16 (14-17)	CL50						48		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		29 (25-34)	CL50						176		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		>45	CL50						396		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)		24 (21-27)	CL50						92		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	168	2,0	CESO						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	168	2,0	CESO						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	168	4,5	CESO						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	168	7,5	CESO						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	168	2,9	CESO						46		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Naissance (<24h)	48	9,1 (8,3-10)	CL50	Mn(II)	Eau de porosité artificielle	25 ± 2	8-8,3	75-100			Boucher et Watzin, 1999
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (3-5j)	72	10	CL50	Mn(II)	Eau du robinet (a reposé)	10	7,8-8,6				Shcherban, 1977
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (3-5j)	72	10	CL50	Mn(II)	Eau du robinet (a reposé)	15	7,8-8,6				Shcherban, 1977
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (3-5j)	72	10	CL100	Mn(II)	Eau du robinet (a reposé)	30	7,8-8,6				Shcherban, 1977
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	8,3	Immob. CES0	Mn(II)	Eau dure puits cylindrique filtrée et aérée	12-15	7,6 (7,2-7,8)		240	400 (390-415)	Khargarot et Ray, 1989
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		24	10	Immob. CES0	Mn(II)	Eau dure de puits cylindrique filtrée et aérée	12-15	7,6 (7,2-7,8)		240	400 (390-415)	Khargarot et Ray, 1989
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		24	91	Immob. CES0			20-22	7,4				Cabejszek et Stasiak, 1960 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	42	Immob. CES0			20-22	7,4				Cabejszek et Stasiak, 1960 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		72	24	Immob. CES0			20-22	7,4				Cabejszek et Stasiak, 1960 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		96	24	Immob. CES0			20-22	7,4				Cabejszek et Stasiak, 1960 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		120	21	Immob. CES0			20-22	7,4				Cabejszek et Stasiak, 1960 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	40	CES0	Mn(II)	Eau synthétique modérément dure		7,4-7,8	80-100	60-70		Bowmer <i>et al.</i> , 1998
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	28	CES0	Mn(II)	Eau synthétique modérément dure		7,4-7,8	80-100	60-70		Bowmer <i>et al.</i> , 1998
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	4,7	Immob. CES0	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	20	Immob. CES0	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a

(page suivante)

Annexe 4-3

Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	32	Immob. CE50	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	56	Immob. CE50	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	35	Immob. CE50	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	23	Immob. CE50	Mn(II)							Baird <i>et al.</i> , 1991 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Naissance (<8h)	64	220	Conc. seuil	Mn(II)	Eau du lac Érie	25	8,2				Anderson, 1948
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	24	56 (45-67)	Immob. CE50	Mn(II)	Eau de dilution (décrite en ISO 6341)	25 ± 2					Sorvari et Sillanpää, 1996
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	504	5,7 (5,4-6,0)	CE50	Mn(II)	Eau du lac Supérieur	18	7,7		45		Biesinger et Christensen, 1972 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	48	9,8	CE50	Mn(II)	Eau du lac Supérieur	18	7,7		45		Biesinger et Christensen, 1972 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	48	11	CL50 (dureté adaptée) ^d	Mn(II)	Eau du lac Supérieur	18	7,7		50		Biesinger et Christensen, 1972 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	504	5,2	Reproduct. CE50	Mn(II)	Eau du lac Supérieur	18	7,7		45		Biesinger et Christensen, 1972 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Juvenile (<12h)	504	5,0	Reproduct. CELO	Mn(II)	Eau du lac Supérieur	18	7,7		45		Biesinger et Christensen, 1972 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	19	CL50	Mn(II)		20	8,3				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	16	CL50	Mn(II)		20	8,3				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		96	14	CL50	Mn(II)		20	8,3				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		672	9,0	CL50	Mn(II)		21	8,5				Kimball, 1978 ^a

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		168	2,1	CL50	Mn(II)		20	8,3				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		168	7,7	Reproduct. CELO			20	8,4				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		672	1,1	Reproduct. CELO			21	8,5				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		168	3,9	Reproduct. CMTP ^c			20	8,4				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		168	5,5	Reproduct. CMTP			20	8,4				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		672	0,8	Reproduct. CMTP			21	8,5				Kimball, 1978 ^a
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		96	1400	CL50								Cité dans WSO/NSR, 1995
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Naissance (<24 h)		0,85	CES0	Mn(II)	Culture synthétique MS	21 ± 1	6,8-7				Van Dam <i>et al.</i> , 1999
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Naissance (<24 h)	48	50	CELO	Mn(II)	Eau de ruisseau	23	7,5				Bringmann et Kuhn, 1959
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		24	2,5	Immob. CES0	Mn(II)							Cité dans Sheedy <i>et al.</i> , 1991
	Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48	2,0	Immob. CES0	Mn(II)							Cité dans Sheedy <i>et al.</i> , 1991
	Cladocère (<i>Daphnia obtusa</i>)	Naissance (<24 h)	24	55 (26-85)	Immob. CES0	Mn(II)	Eau douce synthétique	20 ± 2	7,8 ± 0,2		250		Bulus Rossini et Ronco, 1996
	Cladocère (<i>Daphnia obtusa</i>)	Naissance (<24 h)	48	37 (31-44)	Immob. CES0	Mn(II)	Eau douce synthétique	20 ± 2	7,8 ± 0,2		250		Bulus Rossini et Ronco, 1996
	Idothée (<i>Asellus aquaticus</i>)	Adulte (environ 7 mm)	48	771 (563-1050)	CL50	Mn(II)	Eau douce (sans dureté)	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	<i>Isothea (Asellus aquaticus)</i>	Adulte (environ 7 mm)	96	333 (216-502)	CL50	Mn(II)	Eau douce	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986
	Amphipode (<i>Crangonyx pseudogracilis</i>)	Adulte (environ 4 mm)	48	1389 (1162-1694)	CL50	Mn(II)	Eau douce	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986
	Amphipode (<i>Crangonyx pseudogracilis</i>)	Adulte (environ 4 mm)	96	694 (575-843)	CL50	Mn(II)	Eau douce	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986
	Amphipode (<i>Crangonyx pseudogracilis</i>)	Adulte (environ 4 mm)	48	0.99 (0.86-1.1)	CL50	Mn(VII)	Eau douce	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986
	Amphipode (<i>Crangonyx pseudogracilis</i>)	Adulte (environ 4 mm)	96	0.5 (0.41-0.57)	CL50	Mn(VII)	Eau douce	13	6,7-6,8	300-350	45-55	40-60	Martin et Holdich, 1986
	Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)			4.2	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield et al., 1997
	Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	2-3 mm		6.6 (4.9-9.0)	CL50						96		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	2-3 mm		10 (8.5-12)	CL50						94		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Amphipode (<i>Gammarus pulex</i>)	Mâle	144	>0.5	CELO	Mn(II)	Eau souterraine et eau déionisée	14 ± 1.9	7.3 ± 0.65	54-129			Maltby et Crane, 1994
Arthropodes (Insectes)	Copépode (<i>Canthocamptus</i> sp.)	Larves	48	0.15 ^b	CESO immob	Mn(II)	Milieu d'eau synthétique						Rama Rao et Nath, 1983
	Moucheron (<i>Chironomus tentans</i>)	Larves		208	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield et al., 1997
	Moucheron (<i>Chironomus tentans</i>)	11 j		328 (219-611)	CL50						96		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Écrevisse (<i>Austropotamobius pallipes</i>)		720	17	CL50	Mn(II)		15-17	7				Bouter et Chaisemartin, 1973 ^a

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur. (mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
Mollusques (Gastropodes)	Écrevisse (<i>Austropotamobius pallipes</i>)		720	18	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Écrevisse (<i>Austropotamobius pallipes</i>)		96	28	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Écrevisse (<i>Orniconectes limosus</i>)		720	34	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Écrevisse (<i>Orniconectes limosus</i>)		720	36	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Écrevisse (<i>Orniconectes limosus</i>)		96	51	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Écrevisse (<i>Orniconectes limosus</i>)		96	51	CL50	Mn(II)		15-17	7				Boutet et Chaisemartin, 1973 ^a
	Gastropode d'eau douce (<i>Bulinus globosus</i>)		96	750 ^b	Survie CELO	Mn(II)	Eau filtrée du lac Kariba	27-30	7,1		53	76	Tomasik <i>et al.</i> , 1995
	Gastropode d'eau douce (<i>Bulinus globosus</i>)		96	500 ^b	Survie CESO	Mn(II)	Eau filtrée du lac Kariba	27-30	7,1		53	76	Tomasik <i>et al.</i> , 1995
Mollusques (Bivalves)	Moule (<i>Velutaria angasi</i>)	Adulte	48	10 – 20 ^f	Mouvement de valve CESO		Eau synthétique ruisseau Magela CO : 3,7 mg/L	28 ± 0,1	5, ± 0,1	26 (25-27)	3,9 (3,8-4,0)	4,1 (4,0-4,2)	Markich et Camelleri, 1997
	Moule (<i>Anodonta imbecilis</i>)	6-8 j		26	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield, 1997
Chordés (Ostéichthyens)	Moule (<i>Anodonta imbecilis</i>)	6-8 j		36	CL50						80		Cité dans Stubblefield, et Hockett, 2000
	Gourami géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	24	4910 (4779-5043)	CL50	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	48	4540 (4395- 4743)	CL50	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	72	3440 (3244- 3644)	CL50	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	96	3230 (2948- 3538)	CL50	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	24	4300	Survie CESO	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	48	3700	Survie CESO	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	72	2700	Survie CESO	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	96	2000	Survie CESO	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	24	5450	CL100	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	48	5350	CL100	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	72	4300	CL100	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987
	Gourmi géant (<i>Colisa fasciatus</i>)	Adulte (5,7 ± 0,3 g/ 5,9 ± 0,3 cm)	96	4240	CL100	Mn(II)	Eau du robinet	24 ± 1,7	7,6 ± 0,06	258 ± 19	165 ± 6,2		Nath et Kumar, 1987

(page suivante)

Annexe 4-3

Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur. (mg CaCO ₃ /L) 8 (6-10)	Alc. (mg CaCO ₃ /L) 4 (2-6)	Référence
	Gougeon (<i>Hypseleotris compressus</i>)	Adulte	96	>500	CL50		Eau de Ja Ja Billabong	25 ± 1	6,0 ± 0,4	64 (47-81)	8 (6-10)	4 (2-6)	Skidmore et Firth, 1983 Markich et Camilleri, 1997
	Vandoise (<i>Agosia chrysogaster</i>)	Juvenile (9 mo, 0.64 g)	96	130 (100-169)	CL50	Mn(II)	Eau du ruisseau Pinto	19 ± 0.5	7,8	1450	218	126	Lewis, 1978
	Vandoise (<i>Agosia chrysogaster</i>)	Juvenile (9 mo, 0.64 g)	96	46	CL50 (dureté adaptée) ^d	Mn(II)	Eau du ruisseau Pinto	19 ± 0.5	7,8	1450	50	126	Stubblefield, 1997
	Naseux de rapides (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	Fretin	96	50	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSCNSR, 1995
	Naseux de rapides (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	Alevin	96	55	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSCNSR, 1995
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			8,0	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield et al., 1997
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		96	34	CL50			25	8,1				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	20	Survie COLE			25	8,2				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	10	Survie CESO			25	8,2				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		192	35	CL50			25	8,1				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	2,5	Croissance COLE			25	8,2				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	1,3	Croissance CESO			25	8,2				Kimball, 1978 ^a

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	1,7	Croissance CMTP*			25	8,2				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)		672	14	Croissance CMTP			25	8,2				Kimball, 1978 ^a
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		3,5 (3,0-4,2)	CL50						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		6,2 (5,7-6,8)	CL50						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		9,3 (8,0-11)	CL50						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		16 (12-20)	CL50						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		10 (9,2-12)	CL50						48		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		17 (15-19)	CL50						92		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		27 (25-31)	CL50						176		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		>45	CL50						396		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	<7 j		8,6 (7,2-11)	CL50						28		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	0,4 g, 101 j		197 (100-390)	CL50						28		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Ale. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	Premier stade		2,6 (2,1-3,1)	EC20						30		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	Premier stade		2,3 (1,8-2,9)	EC10						30		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)	Premier stade		1,4	Survie CESO						30		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			1,3 (0,64-2,8)	EC20						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			1,2 (0,93-2,7)	EC10						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			0,98	CESO						26		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			5,5	CE20						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			5,2	CE10						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			5,0	CESO						50		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			5,1 (3,8-7,0)	CE20						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			4,4 (3,0-6,4)	CE10						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			4,6	CESO						100		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dur. (mg CaCO_3/L)	Alc. (mg CaCO_3/L)	Référence
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			13 (10-17)	CE20						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			12 (8,6-16)	CE10						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			7,9	CE50						200		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			3,4 (3,1-3,8)	CE20						46		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			3,2 (2,8-3,6)	CE10						46		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Vairon à grosse tête (<i>Pimephales promelas</i>)			4,7	CE50						46		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>)		1400		CL50								Cité dans WSC/NSR, 1995
	Poisson arc-en-ciel (<i>Melanotaenia splendida inornata</i>)	Adulte	96	>500	CL50		Eau de Ja Ja Billabong	25 \pm 1	6,0 \pm 0,4	64 (47-81)	8 (6-10)	4 (2-6)	Skidmore et Firth, 1983 Markich et Camilleri, 1997
	Poisson arc-en-ciel (<i>Melanotaenia nigrans</i>)	Adulte	96	>500	CL50		Eau de Ja Ja Billabong	25 \pm 1	6,0 \pm 0,4	64 (47-81)	8 (6-10)	4 (2-6)	Skidmore et Firth, 1983 Markich et Camilleri, 1997
	Poisson tasseau Marjories (<i>Craterocephalus marjoriae</i>)	Adulte	96	10	CL50		Eau de Ja Ja Billabong	25 \pm 1	7,0 \pm 0,1		10		Giles, 1974
	Sauvagesse du nord (<i>Pychocheilus oregonensis</i>)	Juvenile		42	CL50 (dureté rectifiée)						50		Cité dans Stubblefield et al., 1997

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Sauvagesse du nord (<i>Pychocheilus oregonensis</i>)		Juvenile	131	CL50						347		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Sauvagesse du nord (<i>Pychocheilus oregonensis</i>)	Postlar- vaire		190 (145-330)	CL50						316		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Prêtre (<i>Basilichthys australis</i>)		96	>50	CL50								Trucco <i>et al.</i> , 1991 (abstract only)
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Oufs	672	2.9 (1.9-4.4)	CL50	Mn(II)		13 ± 0,5	7.5 ± 0,1		104 ± 2,0		Birge, 1978
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Embryon/ larves	672	2.9 (2,6-3,2)	CL50	Mn(II)		12-13	6,9-7,8		92-110		Birge <i>et al.</i> , 1979
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	33 j		3.7	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield et al., 1997
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	33 j		2,0 (1,7-2,4)	CL50						44		Cité dans Stubblefield et Hockett (2000)
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	25 mm, 0,12 g, 50 j		2,5 (2,1-3,0)	CL50						48		Cité dans Stubblefield et Hockett (2000)
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	23 mm, 0,094 g, 50 j		5,3 (3,1-6,0)	CL50						90		Cité dans Stubblefield et Hockett (2000)
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	24 mm, 0,097g, 50 j		11 (10-13)	CL50						170		Cité dans Stubblefield et Hockett (2000)
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Oufs	696	1 ^b	Survie COLE	Mn(II)	Eau de ruisseau				5,0	3,0	Lewis, 1976

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur. (mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Oùfs	696	10	Survie CL30	Mn(II)	Eau de ruisseau				5,0	3,0	Lewis, 1976
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Alevin (4-s)	72	>10 ^b	Survie CESO	Mn(II)	Eau de ruisseau				5,0	3,0	Lewis, 1976
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Alevin (7-s)	72	>10 ^b	Survie CESO	Mn(II)	Eau de ruisseau				5,0	3,0	Lewis, 1976
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)		96	3,7	CL50	Mn(II)			6,5-7,3		20-25	4-7	Cité dans WSC/NSR, 1995
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Fretin	96	8	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSC/NSR, 1995
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	6,2 cm	96	15 (8,5-25)	CL50	Mn(II)					36		Cité dans WSC/NSR, 1995; et Stubblefield et Hockett, 2000.
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	12 cm	96	30 (19-47)	CL50	Mn(II)					36		Cité dans WSC/NSR, 1995; et Stubblefield et Hockett, 2000.
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	20 cm	96	116 (91-149)	CL50	Mn(II)					304		Cité dans WSC/NSR, 1995; et Stubblefield et Hockett, 2000.
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	3,0 g	96	16	CL50	Mn(II)		13	7,6		60		Cité dans WSC/NSR, 1995

(page suivante)

Annexe 4-3

Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Alevin	96	30	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSC/NSR, 1995
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	42 mm		4,8 (4,2-5,6)	CL50						38		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	41 mm, 0,60 g, 70 j		3,2 (2,9-3,5)	CL50						28		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	41 mm, 0,59 g, 70 j		16 (1,4-19)	CL50						148		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Premier stade		1,4 (0,97-2,0)	CE20						29		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Premier stade		1,2 (0,77-1,9)	CE10						29		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Premier stade		760	CE50						29		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Premier stade		4,3 (3,7-4,9)	EC20						151		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	Premier stade		3,5 (3,0-4,1)	CE10						151		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3
Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	PH	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dur. (mg CaCO_3/L)	Alc. (mg CaCO_3/L)	Référence
		Premier stade		3,4	CESO						151		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	792		1,5	COLE						34		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> / <i>Salmo gairdneri</i>)	792		0,77	CESO						34		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Oufs embryonnés	1488	$7,4 \pm 0,29^b$	Croissance COLE	Mn(II)	Eau de surface du réservoir Horsetooth, filtrée/stérilisée	12 ± 1	7,6 (7,0- 7,9)	71 (61-103)	31 (28-42)	27 (23-30)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Oufs embryonnés	1488	$3,9 \pm 0,18^b$	Survie CESO	Mn(II)	Eau de surface du réservoir Horsetooth, filtrée/stérilisée	12 ± 1	7,6 (7,0- 7,9)	71 (61-103)	31 (28-42)	27 (23-30)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Oufs embryonnés	1488	$8,8 \pm 1,5^b$	Survie COLE	Mn(II)	Eau municipale déchlorée (EMD) + eau de puits de Colorado Div. Wildlife Res. Fac. (DWRF)	12 ± 1	7,9 (7,0- 8,5)	259 (249- 300)	152 (146- 172)	114 (103- 156)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Oufs embryonnés	1488	$4,4 \pm 0,98^b$	Survie CESO	Mn(II)	EMD + eau de forage de Colorado DWRF	12 ± 1	7,9 (7,0- 8,5)	259 (249- 300)	152 (146- 172)	114 (103- 156)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Oufs embryonnés	1488	$161 \pm 2,1^b$	Survie COLE	Mn(II)	Eau de forage de Colorado DWRF	12 ± 1	7,8 (7,0- 8,3)	708 (660- 839)	450 (441- 456)	316 (307- 324)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Gufs embryonnés	1488	8,7 ± 1,2 ^b	Survie CESO	Mn(II)	Eau de forage de Colorado DWRP	12 ± 1	7,8 (7,0- 8,3)	708 (660- 839)	450 (441- 456)	316 (307- 324)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Gufs embryonnés	1488	4,4 ± 1,0 ^b	Croissance COLE	Mn(II)	EMD + Eau de forage de Colorado DWRP	12 ± 1	7,9 (7,0- 8,5)	259 (249- 300)	152 (146- 172)	114 (103- 156)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Gufs embryonnés	1488	2,8 ± 0,6 ^b	Croissance CESO	Mn(II)	EMD + Eau de forage de Colorado DWRP	12 ± 1	7,9 (7,0- 8,5)	259 (249- 300)	152 (146- 172)	114 (103- 156)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Gufs embryonnés	1488	8,7 ± 1,2 ^b	Croissance COLE	Mn(II)	Eau de forage de Colorado DWRP	12 ± 1	7,8 (7,0- 8,3)	708 (660- 839)	450 (441- 456)	316 (307- 324)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Gufs embryonnés	1488	4,6 ± 0,7 ^b	Croissance CESO	Mn(II)	Eau de forage de Colorado DWRP	12 ± 1	7,8 (7,0- 8,3)	708 (660- 839)	450 (441- 456)	316 (307- 324)	Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)			10	CL50 (dureté rectifiée) ^d						50		Cité dans Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	138 mm		3,8	CL50						38		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	116 mm		50 (44-57)	CL50						454		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	23 mm, 0,10 g, 115 j		16 (7,5-37)	CL50						48		Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)			3,8	CL50 (dureté adaptée) ^d						50		Cité dans Stubblefield <i>et al.</i> , 1997
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	74 mm, 5,2 g, 150 j		73 (48-111)	CL50						28		Cité dans Stubblefield, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	26 mm, 0,17 g, 87 j		3,6 (2,3-4,4)	CL50						48		Cité dans Stubblefield, 2000

(page suivante)

Annexe 4-3 Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	37 mm, 0,41 g, 70 j		5,1 (4,6-5,7)	CL50						31		Cité dans Subblefield, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		2,1 (1,4-3,2)	CE20						32		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		1,7 (1,0-2,8)	CE10						32		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		0,55	CE50						32		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		3,7 (2,8-4,8)	CE20						156		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		2,8 (2,1-3,9)	CE10						156		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Premier stade		3,5	CE50						156		Cité dans Subblefield et Hockett, 2000
	Tanche (<i>Tinca tinca</i>)	Oeufs	48	500	CL50	Mn(II)							Cité dans WSC/NSR, 1995
	Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)		168	8,2 (2,4-25)	CL50	Mn(II)	ED	22 ± 1	7,5 ± 0,1		195 ± 5,4		Birge, 1978
	Cyprin doré (<i>Orizias</i> <i>sp</i>)		24	7850	CL50	Mn(II)							Cité dans WSC/NSR, 1995
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		24	>1000	CL50	Mn(II)		10					Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		24	>1000	CL50	Mn(II)		20					Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		24	>1000	CL50	Mn(II)		30					Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		48	>1000	CL50	Mn(II)		10					Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	Medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		48	>1000	CL50	Mn(II)		20					Tsuji <i>et al.</i> , 1986

(page suivante)

Annexe 4-3 **Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (page suivante)**

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS cm ⁻¹)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc.(mg CaCO ₃ /L)	Référence
	<i>Medaka (Oryzias latipes)</i>		48	>1000	CL50	Mn(II)		30					Tsuji <i>et al.</i> , 1986
	<i>Medaka (Oryzias latipes)</i>	Alevin (8-j)	24	100	Survie COLE	Mn(II)	1:1 Eau du robinet et eau déionisée	25	6,9		11		Hiraoka <i>et al.</i> , 1985
	<i>Medaka (Oryzias latipes)</i>	Alevin (8-j)	24	10	Survie CESO	Mn(II)	1:1 Eau du robinet et eau réionisée	25	6,9		11		Hiraoka <i>et al.</i> , 1985
	Goumi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	Adulte fem moy : 5,6 g	90	2500	Survie CL30	Mn(II)		25 ± 1	7,3	574	120		Agrawal et Srivastata, 1980
	Goumi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	Adulte fem moy : 5,6 g	90	2500	Domage histopath.	Mn(II)		25 ± 1	7,3	574	120		Agrawal et Srivastata, 1980
	Goumi géant (<i>Colisa fasciata</i>)	Adulte fem moy : 5,6 g	96	2850	CL50	Mn(II)		25 ± 1	7,3	574	120		Agrawal et Srivastata, 1980
	Anguille japonaise (<i>Anguilla japonica</i>)	Fretin	24	5500	CL50	Mn(II)							Iwao, 1936 ^a Oshima, 1931 ^a
	Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	Alevin	96	10	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSCNSR, 1995
	Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	Fretin	96	80	CL50	Mn(II)			7,2-7,5		35-120		Cité dans WSCNSR, 1995
Chordés (Amphibiens)	Crapaud à bouche étroite, de l'Est (<i>Gastrophyrne carolinensis</i>)	Embryon/ larves	168	1,4 (0,8-2,4)	CL50	Mn(II)		22 ± 1	7,5 ± 0,1		195 ± 5,4		Birge, 1978
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 1s)	24	17 (16-17)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 4s)	24	18 (17-18)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987

(page suivante)

Annexe 4-3

Toxicité du manganèse pour les organismes d'eau douce (fin)

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée (h)	Conc. (mg Mn/L)	Résultat	Forme chimique	Milieu d'essai	Temp. (°C)	pH	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dur.(mg CaCO ₃ /L)	Alc. (mg CaCO ₃ /L)	Référence
Chordés (Vertébrés)	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 1s)	48	16 (16-16)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 4s)	48	17 (16-17)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 1s)	72	16 (15-16)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 4s)	72	16 (15-16)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 1s)	96	15 (15-15)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Grenouille (<i>Microhyla ornata</i>)	Juvenile (Têtard, 4s)	96	14 (14-15)	CL50	Mn(III)	Eau de forage	26	6,7-6,9	13	142-146	97-98	Jayaprakash Rao et Madhyastha, 1987
	Crapaud (<i>Bufo variegatus</i>)	Juvenile (Têtard)		10000	CL50								Cité dans WSCNSR, 1995
	Crapaud (<i>Bufo boreus</i>)	Juvenile (Têtard)		340 (312-370)	CL50								Cité dans Stubblefield et Hockett, 2000
	L-929 lignée cellulaire- fibroblastes de souris		24	20	CI50 (synthèse d'ARN)	Mn(II)	Milieu essentiel minimum Eagle (MEM)	37			95		Sauvant <i>et al.</i> , 1997
	L-929 lignée cellulaire- fibroblastes de souris		24,167	62	CI50 (taux de croissance cellulaire)	Mn(II)	MEM Eagle	37					Sauvant <i>et al.</i> , 1997
	L-929 lignée cellulaire- fibroblastes de souris		24	22	CI50 (réduction de MTT) ^g	Mn(II)	MEM Eagle	37					Sauvant <i>et al.</i> , 1997
	L-929 lignée cellulaire- fibroblastes de souris		24	28	CI50 (Incorp./ colorant rouge neutre) ^h	Mn(II)	MEM Eagle	37					Sauvant <i>et al.</i> , 1997
	L-929 lignée cellulaire- fibroblastes de souris		24	35	CI50 (bleu de Coomassie) ⁱ	Mn(II)	MEM Eagle	37					Sauvant <i>et al.</i> , 1997

^a Document original non disponible.

^b Valeurs estimées à partir de données des articles originaux.

^c Ces valeurs traduisent la concentration à laquelle une durée de vie 50 a été établie (durée à laquelle 50 % de la population a été affectée une fois soumise à une concentration de Mn). Par conséquent, c'est la durée de l'expérience qui en constitue la valeur significative et non la concentration.

^d Valeurs adaptées à la dureté de 50 mg/L (comme CaCO₃) selon facteur de pente de dureté : toxicité de 0,7432, selon Stubblefield *et al.*, 1997.

^e CMTP = concentration de matières toxiques permittibles.

^f Selon les niveaux variables du carbone organique.

^g Le colorant, MTT (3-(4,5-diméthylthiazol-2,5-bromure de diphenyle de tétrazolium) est réduit au moyen de succinates-déhydrogénases mitochondriales de cellules vivantes (essai de MTT).

^h Le colorant rouge neutre par les lysosomes des cellules vivantes (essai de Coomassie détermine la somme des protéines cellulaires (essai du BC).

ⁱ Le colorant, MTT (3-(4,5-diméthylthiazol-2,5-bromure de diphenyle de tétrazolium) est réduit au moyen de succinates-déhydrogénases mitochondriales de cellules vivantes (essai de MTT).

ANNEXE 4-4
TOXICITÉ DU MANGANÈSE POUR LES
ORGANISMES MARINS

Annexe 4-4

Toxicité du manganèse pour des organismes marins

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (mg Mn/L)	Résultat de l'essai	Forme chimique	Milieu de l'essai	Temp. (°C)	Salinité (‰)	pH	Référence
Bacillariophycées	Diatomée (<i>Ditylum brightwellii</i>)		120	1,5	Croissance CE50	Mn(II)	Extrait de sol modifié de Stosch SiO ₂				Canterford et Canterford, 1980
	Diatomée (<i>Nitzschia closterium</i>)		72	>0,5	CE50	Mn(II)		21	32		Florence et al., 1994
	Diatomée (<i>Nitzschia closterium</i>)		96	26	Croissance CE50	Mn(II)	Eau de mer - Océan immédiat des systèmes d'aquarium - chélation/sans-chélation	15,5		6,7-6,9 (chélation) 8,0-8,1 (sans chélation)	Rosko et Rachlin, 1975
	Diatomée (<i>Asterionella japonica</i>)		24-72	4,9 (3,9-5,9)	Croissance CE50	Mn(II)	Eau de surface stérilisée du détroit Bass (avec nutriments f2, sans EDTA, Cu ni Zn)	23 ± 1			Fisher et Jones, 1981
Chlorophycophytes	Diatomée (<i>Exxonomeis cf punctulata</i>)		24	>2,5	Inhibition d'estérase CE50	Mn(II)	Eau de mer filtrée	21	34	8,1	Adams, 2000
	Algues vertes (<i>Chlorella sigma</i>)		576	1000	Croissance CELO	Mn(II)	Eau de mer artificielle + niveaux MDSA d'azote, phosphore, métaux traces et EDTA		28		Christensen et al., 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella sigma</i>)		240	64	Croissance CELO	Mn(II)	Eau de mer artificielle + niveaux MDSA d'azote, phosphore, métaux traces et EDTA		28		Christensen et al., 1979
	Algues vertes (<i>Chlorella sigma</i>)		504	50	CE50 (réduction du vol. cellu.)	Mn(II)	Eau de mer artificielle + niveaux MDSA d'azote, phosphore, métaux traces et EDTA		28		Christensen et al., 1979
	Copépode (<i>Nitocra spinipes</i>)	Adulte	96	70 (52-94)	CL50	Mn(II)	Eau saumâtre	20 ± 0,5	7	8	Bengasson, 1978
	Artémia (<i>Artemia salina</i>)		24	75	CL50	Mn(II)	Eau de mer filtrée	28 ± 1	33-34	7,5-8,4	Gajbiye et Hirota, 1990
Arthropodes (Crustacés)	Artémia (<i>Artemia salina</i>)		48	52	Survie CL50	Mn(II)	Eau de mer filtrée	28 ± 1	33-34	7,5-8,4	Gajbiye et Hirota, 1990
	Crabe jaune (<i>Cancer anthonyi</i>)	Embryon	168	0,010	Survie CELO	Mn(II)	Eau de mer filtrée	20	34	7,8	MacDonald et al., 1988
	Crabe jaune (<i>Cancer anthonyi</i>)	Embryon	168	0,010	Éclosion-embryon CELO	Mn(II)	Eau de mer filtrée	20	34	7,8	MacDonald et al., 1988
	Huitre américaine (<i>Crassostrea virginica</i>)	Embryon/larves	48	16 (14-19)	CL50	Mn(II)	Eau de mer synthétique	26	25	7,0-8,5	Calabrese et al., 1973

(page suivante)

Annexe 4-4

Toxicité du manganèse pour des organismes marins

Phylum/division	Espèce	Stade	Durée exposition (h)	Concentration (mg Mn/L)	Résultat - essai	Forme chimique	Milieu de l'essai	Temp. (°C)	Salinité (‰)	pH	Référence
	Huître américaine (<i>Crassostrea virginica</i>)	Embryon/larves	48	5	CSEO	Mn(II)	Eau de mer synthétique	26	25	7,0-8,5	Calabrese <i>et al.</i> , 1973
	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)	Embryon/larve	48	30	Développement CE50	Mn(II)		19	26	8,4	Morgan <i>et al.</i> , 1986
Échinodermes	Oursin (<i>Helicidaris tuberculata</i>)	Sperme	1.33	>40	Développement CE50	Mn(II)	Eau de mer filtrée	18 ± 2	34 ± 2	8,2 ± 2	Doyle, 1999
	Oursin (<i>Helicidaris tuberculata</i>)	Embryon/larve	72	5,2	CE50	Mn(II)	Eau de mer filtrée	18 ± 2	34 ± 2	8,2 ± 2	Doyle, 1999
	Oursin (<i>Helicidaris tuberculata</i>)	Embryon/larve	72	1,3	CSEO	Mn(II)	Eau de mer filtrée	18 ± 2	34 ± 2	8,2 ± 2	Doyle, 1999
Échinodermes (suite)	Oursin (<i>Henicentroutus pulcherrimus</i>)	Embryon/larve	48	24 ^a	Développement CI50	Mn(II)	Eau de mer	18			Kobayashi, 1990
	Oursin (<i>Arbacia punctulata</i>)	Sperme	0,5	0,14	CSEO (motilité)	Mn(II)	Eau de mer filtrée	22-23			Young et Nelson, 1974
	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)		14	200 ^b	DV50	Mn(II)					Hansen et Bjerregaard, 1995
	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)		18	100	DV50	Mn(II)					Hansen et Bjerregaard, 1995
	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)		72	50	DV50	Mn(II)					Hansen et Bjerregaard, 1995

^a Valeurs estimées à partir de données figurant dans les articles originaux.

^b Ces valeurs traduisent la concentration à laquelle une durée de vie 50 a été établie (durée à laquelle 50 % de la population a été affectée une fois soumise à une concentration particulière de Mn). Par conséquent, c'est la durée de l'expérience qui en constitue la valeur significative et non la concentration.

