



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique

AMMONIAC

L'ammoniac (CAS n° 7664-41-7, masse atomique de 17,03) est un gaz alcalin incolore d'odeur âcre et suffocante à la température et à la pression ambiantes (OMS, 1986; CCMRE, 1987). Il gèle à $-77,8^{\circ}\text{C}$, bout à $-33,35^{\circ}\text{C}$ et est souvent entreposé ou expédié sous forme liquide (Geadah, 1985).

L'ammoniac est un élément important du cycle de l'azote; comme il est oxydé dans l'environnement par des microorganismes (nitrification), il représente une source majeure d'azote disponible dans le milieu naturel (Raven et Johnson, 1989). Étant donné la complexité du cycle de l'azote, les diverses conditions environnementales qui ont une incidence sur la vitesse de nitrification (p. ex. pH, température) ainsi que le comportement physique de l'ammoniac (p. ex. volatilisation, adsorption), il est extrêmement difficile de déterminer l'évolution de cette substance dans l'environnement. L'ammoniac peut former des mélanges explosifs avec l'air à des concentrations de 16 à 27 % en volume, mais est généralement réputé ininflammable (OMS, 1986; Geadah, 1980). La dissolution de l'ammoniac dans des acides dilués entraîne la formation de sels d'ammonium ionisés. Certains de ces sels existent dans le milieu naturel (eau, sol, atmosphère; OMS, 1986).

L'ammoniac est hautement soluble dans l'eau, et sa répartition en espèces est déterminée par de nombreux paramètres environnementaux dont le pH, la température et la force ionique. En solution aqueuse, il existe un équilibre entre les espèces ammoniacales non ionisées (NH_3) et ionisées (NH_4^+). Le terme « ammoniac non ionisé » se rapporte à toutes les formes aqueuses de l'ammoniac sauf l'ion ammonium (NH_4^+ ; Environnement Canada, 1997; CCMRE, 1987). Le terme « ammoniac ionisé » désigne en revanche l'ion ammonium. Quant au terme « ammoniac total », il correspond à la somme des concentrations d'ammoniac (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+), somme que l'on peut également décrire par la notion d'« azote ammoniacal total », étant donné le léger écart de masse moléculaire relative qui existe entre les deux espèces (Environnement Canada, 1997; CCMRE, 1987; OMS, 1986).

Au Canada, le procédé Haber-Bosch est la principale méthode de production commerciale de l'ammoniac. Dans ce procédé, on utilise un catalyseur pour accélérer la réaction entre l'hydrogène et l'azote, qui sont combinés (dans un rapport de 3 pour 1) sous une pression et à une température élevées (environ 600°C ; Harding, 1959; Geadah, 1985; Environnement Canada, 1997).

En 1996 et en 1997, la demande intérieure totale d'ammoniac au Canada se chiffrait à environ 3 508 et 3 535 kt, respectivement. Ces deux mêmes années, par ailleurs, les exportations du produit se sont élevées à 1 277 et à 1 226 kt, respectivement (CPI, 1998).

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique établies pour l'ammoniac non ionisé

Vie aquatique	Recommandation (mg·L)
Dulçaquicole	0,019
Marine	Néant ¹

¹ Aucune recommandation n'a été établie.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique établies pour l'ammoniac total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{NH}_3$)

Temp. (°C)	pH							
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	10
0	231	73,0	23,1	7,32	2,33	0,749	0,250	0,042
5	153	48,3	15,3	4,84	1,54	0,502	0,172	0,034
10	102	32,4	10,3	3,26	1,04	0,343	0,121	0,029
15	69,7	22,0	6,98	2,22	0,715	0,239	0,089	0,026
20	48,0	15,2	4,82	1,54	0,499	0,171	0,067	0,024
25	33,5	10,6	3,37	1,08	0,354	0,125	0,053	0,022
30	23,7	7,50	2,39	0,767	0,256	0,094	0,043	0,021

* Les recommandations et toutes les concentrations d'ammoniac total indiquées dans la présente fiche sont exprimées en mg/L NH_3 ; les mesures d'ammoniac total dans le milieu aquatique sont souvent aussi exprimées en mg/L d'azote ammoniacal total. On peut convertir en mg/L d'azote ammoniacal total les recommandations exprimées en mg/L NH_3 en les multipliant par un facteur de 0,8224.

** Les valeurs qui figurent à l'extérieur de la zone ombrée doivent être utilisées avec prudence.

*** Aucune recommandation n'a été établie pour l'eau de mer.

L'ammoniac trouve de nombreuses applications dans les secteurs de la réfrigération, des pâtes et papiers, de l'exploitation minière, de la transformation des aliments, du raffinage et de l'élevage des animaux (Environnement Canada, 1997; Environnement Canada, 1992). Il est surtout utilisé dans la production d'engrais azoté (nitrate d'ammonium, phosphate d'ammonium, urée et sulfate d'ammonium). Dans l'industrie agricole, on épand de l'ammoniac anhydre directement sur les champs et on incorpore de l'ammoniac dans la pâte pour en accroître la valeur nutritive (Environnement Canada, 1997; Environnement Canada, 1992).

Dans l'industrie du textile, l'ammoniac est utilisé dans la fabrication de fibres synthétiques (comme le nylon et la rayonne) et comme agent de traitement dans la préparation du cuir (Environnement Canada, 1997). Dans l'industrie des soins de santé, l'ammoniac entre dans la fabrication de produits pharmaceutiques, de vitamines, d'acides aminés, de lotions et de produits cosmétiques. Dans l'industrie des produits chimiques pour la maison, l'ammoniac est employé dans la fabrication de dégraissants et de détergents (Environnement Canada, 1999). L'ammoniac entre également dans la fabrication de nombreux produits dont les explosifs, les combustibles pour fusée, la bière, les plastiques, le caoutchouc et les oxydes d'azote nécessaires à la fabrication de l'acide sulfurique. Il est en outre utilisé dans la purification du sucre ainsi que dans le traitement et la transformation des métaux (Chemical and Engineering News, 1980, cité dans OMS, 1986; Environnement Canada, 1997).

La contamination de l'environnement par l'ammoniac résulte ordinairement de processus urbains, industriels, agricoles et naturels. Les sources naturelles d'ammoniac comprennent la décomposition ou dégradation des débris organiques, les échanges de gaz avec l'atmosphère, les incendies de forêt, les déchets d'origine animale, l'haleine humaine, le rejet d'ammoniac par les organismes et les processus de fixation de l'azote (Environnement Canada, 1997; Geadah, 1985).

Les sources ponctuelles d'ammoniac comprennent les émissions et les effluents produits par un grand nombre d'installations industrielles dont les usines sidérurgiques, les usines d'engrais, les raffineries de pétrole et les installations de traitement des viandes (Environnement Canada, 1997; CCMRE, 1987; OMS, 1986). La fabrication des explosifs et leur utilisation dans les activités d'exploitation minière et de construction peuvent également constituer d'importantes sources ponctuelles d'ammoniac (Pommen, 1983, cité dans CCMRE, 1987). Les plus grandes sources ponctuelles non industrielles sont les stations d'épuration des eaux

usées (Environnement Canada, 1999). Les déversements accidentels représentent une source anthropique majeure de contamination du milieu naturel canadien par l'ammoniac (Environnement Canada, 1992). Un déversement d'ammoniac peut survenir à chacune des étapes du cycle de vie du produit, soit la production, la transformation, l'entreposage, l'utilisation et l'élimination (Environnement Canada, 1992). Environnement Canada a inscrit l'ammoniac au premier rang de la Liste de 1990 (LCPE) des substances d'intérêt prioritaire de Environnement Canada. De plus, le Conseil canadien des accidents industriels majeurs (CCAIM) a classé l'ammoniac parmi les substances d'intérêt prioritaire (Environnement Canada, 1992). De 1974 à 1984, on a signalé 107 déversements accidentels d'ammoniac anhydre (46 t au total), ce qui représente 5,5 % de l'ensemble des déversements de produits chimiques survenus au Canada pendant cette période. De 1985 à 1990, 92 déversements d'ammoniac ont été signalés. Le nombre réel de déversements pourrait cependant être plus élevé, car la déclaration des déversements auprès du Système national d'analyse des tendances des urgences (SNATU) est volontaire (Environnement Canada, 1992).

Les sources non ponctuelles d'ammoniac comprennent les rejets agricoles, ménagers, urbains et atmosphériques. Les sources agricoles majeures comprennent les zones d'exploitation intensive du sol, les déversements accidentels d'engrais riche en ammoniac et la décomposition des déchets d'élevage (Environnement Canada, 1992; OMS, 1986). Les sources ménagères et urbaines d'ammoniac comprennent l'utilisation et l'élimination de dégraissants à teneur en ammoniac, l'élimination incorrecte ou le déversement accidentel de produits à base d'ammoniac et les écoulements urbains (Environnement Canada, 1997; OMS, 1986). Les processus de combustion comme l'incinération des résidus urbains, les émissions produites par les stations d'épuration des eaux usées, le chauffage des habitations, la décomposition des matières végétales ainsi que la production et l'utilisation d'engrais chimiques augmentent la concentration atmosphérique de l'ammoniac. Tous les moyens de transport constituent par ailleurs des sources mobiles d'ammoniac (Environnement Canada, 1997).

Selon l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 1996), 32 037 tonnes métriques d'ammoniac ont été libérées dans le milieu naturel canadien en 1996 par les industries tenues de déclarer leurs rejets. De toutes les substances ayant fait l'objet de déclarations, l'ammoniac s'est classé au deuxième rang pour ce qui est de la quantité totale rejetée. Environ 56 % de l'ammoniac rejeté a été libéré dans l'air, 24 %, dans le

milieu souterrain, 18 %, dans l'eau et 2 %, au sol. Étant donné les exigences de déclaration de l'INRP, certaines sources anthropiques d'importance (stations d'épuration des eaux usées, systèmes de transport et systèmes d'élevage des animaux) sont exclues de ces totaux.

Les principaux facteurs qui régissent l'équilibre entre l'ammoniac ionisé et non ionisé sont le pH et la température (Environnement Canada, 1999; Jofre et Karasov, 1999; EPA, 1998). Une augmentation de pH d'une seule unité peut presque décupler la concentration d'ammoniac non ionisé, tandis qu'une hausse de température de 5 °C peut accroître cette concentration de 40 à 50 % (Environnement Canada, 1999). Emerson et coll. (1975) ont examiné des données sur des systèmes équilibrés d'ammoniac et d'eau et réalisé des calculs de pKa à diverses températures et fractions de NH₃ en solution d'ammoniac en fonction du pH et de la température. Deux équations ont été élaborées :

ÉQUATION 1

$$pKa = 0,0901821 + 2729,92/T$$

où

T = température en K; zéro absolu = -273,15 °C

$$T \text{ (en K)} = T \text{ (en } ^\circ\text{C)} + 273,15$$

ÉQUATION 2

$$f = 1 / [10^{(pKa - pH)} + 1]$$

où

f = fraction non ionisée de l'ammoniac total

pKa = constante de dissociation de l'équation 1

À l'aide de ces équations, on a calculé le pourcentage de NH₃ en eau de faible force ionique à diverses températures (de 0 à 30 °C) et pH (de 6 à 10), données qui sont présentées au tableau 3. La force ionique de l'eau a également une incidence appréciable sur la concentration de l'ammoniac non ionisé. En eau dure ou marine, la concentration de NH₃ non ionisé est inversement proportionnelle à la force ionique (Environnement Canada, 1997; Emerson et coll., 1975). Dans les systèmes d'eau douce dont la teneur totale en solides dissous atteint de 200 à 300 mg·L⁻¹, la réduction du pourcentage de NH₃ peut être négligeable. L'effet de la force ionique est beaucoup plus faible que celui de la température et du pH (Soderberg et Meade, 1991).

Tableau 3. Variation du pourcentage d'ammoniac non ionisé en solution aqueuse en fonction de la température (de 0 à 30 °C) et du pH (de 6 à 10; Emerson et coll., 1975)

Temp. (°C)	pH								
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5	10
0	0,008	0,026	0,082	0,261	0,820	2,55	7,64	20,7	45,3
5	0,012	0,039	0,125	0,394	1,23	3,80	11,1	28,3	55,6
10	0,018	0,058	0,186	0,586	1,83	5,56	15,7	37,1	65,1
15	0,027	0,086	0,273	0,859	2,67	7,97	21,5	46,4	73,3
20	0,039	0,125	0,396	1,24	3,82	11,2	28,4	55,7	79,9
25	0,056	0,180	0,566	1,77	5,38	15,3	36,3	64,3	85,1
30	0,080	0,254	0,799	2,48	7,46	20,3	44,6	71,8	89,0

Dans les eaux de surface, la nitrification et la volatilisation sont toutes deux d'importants processus compétitifs déterminants du devenir de l'ammoniac (Environnement Canada, 1999). La volatilisation s'intensifie en raison directe de la vitesse du vent, de la température et du pH. De plus, la pression partielle de l'ammoniac en solution est proportionnelle au pH. En solution aqueuse, l'ammoniac peut former des complexes avec nombre d'ions métalliques. Il peut en outre se lier par sorption aux sédiments en suspension et aux matériaux de fond ainsi qu'aux particules colloïdales. L'ammoniac peut également faire l'objet d'échanges entre les sédiments et les eaux sus-jacentes. Les concentrations d'ammoniac dans l'eau varient en fonction des saisons et des régions. Dans les eaux naturelles, les concentrations d'ammoniac total sont généralement inférieures à 0,1 mg·L⁻¹. Des concentrations plus élevées d'ammoniac constituent ordinairement un signe de pollution organique (McNeely et coll., 1979, cité dans DQE, 1989).

Les données ci-dessous sur les concentrations dans le milieu naturel canadien sont tirées d'une base de données élaborée par Environnement Canada pour les besoins de l'évaluation de l'ammoniac aux fins de l'établissement de la deuxième Liste des substances d'intérêt prioritaire exigée par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LSIP 2 LCPE; Environnement Canada, 1998). Les seuils de détection étaient souvent omis dans la base de données.

Les concentrations d'ammoniac dissous mesurées de 1993 à 1996 dans 20 cours d'eau des Territoires du Nord-Ouest se situaient entre 0,0002 et 0,294 mg·L⁻¹ (n = 521), la moyenne s'établissant à 0,0148 mg·L⁻¹. Les concentrations d'ammoniac total enregistrées dans deux cours d'eau des Territoires du Nord-Ouest variaient entre 0,002 et 0,19 mg·L⁻¹ (n = 4) (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations d'ammoniac dissous mesurées de 1990 à 1996 dans 165 cours d'eau et lacs de l'ensemble de la Colombie-Britannique se situaient entre une absence de détection et $180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n = 5135$), la moyenne se chiffrant à $0,689 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La concentration maximale a été mesurée en 1993 dans le Fraser à la hauteur d'une centrale hydroélectrique située au sud de Mission City. Les concentrations d'ammoniac total observées dans 32 masses d'eau de la Colombie-Britannique variaient entre une absence de détection et $8,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n = 2129$), la moyenne s'établissant à $0,0858 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998). De même, les concentrations d'ammoniac total enregistrées de 1990 à 1996 dans 232 masses d'eau de l'Alberta se situaient entre une absence de détection et $10,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n = 2599$), la moyenne correspondant à $0,183 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998). Les concentrations d'ammoniac dissous mesurées dans 414 cours d'eau et lacs de l'Alberta variaient entre une absence de détection et $8,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n = 1929$), la moyenne se chiffrant à $0,110 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998).

En 1987, les concentrations d'ammoniac total mesurées dans la rivière Saskatchewan-Sud, à 140 m en aval du diffuseur de rejet de la station d'épuration des eaux usées de Saskatoon, ont atteint un maximum de $4,26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DQE, 1989). Dans un tronçon de cinq kilomètres en aval du point de rejet de la station d'épuration, quelques-uns des transects examinés présentaient une concentration moyenne en ammoniac total à l'intérieur du panache de l'effluent supérieure à l'objectif saskatchewannais pour la qualité des eaux de surface visant la protection de la vie aquatique établi pour l'ammoniac, soit $0,44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DQE, 1989).

De 1994 à 1996, les concentrations d'ammoniac total mesurées en Ontario se situaient entre le minimum de $0,001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ enregistré à plusieurs endroits et le maximum de $16,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ observé dans le ruisseau Hayward en aval des lacs Molson et Lim, la concentration moyenne se chiffrant à $0,144 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et le pH moyen, à 7,92 (Environnement Canada, 1998). Les concentrations d'ammoniac total variaient entre $0,375$ et $0,938 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ dans des eaux pluviales de l'Ontario surveillées en 1985 et 1986 (Marsalek et Ng, 1989). Les distributions d'ammoniac, de nitrite et d'azote dissous total ont été observées dans les eaux du port de Hamilton (lac Ontario) en 1987 et 1988. Au printemps et en été, les concentrations d'ammoniac non ionisé mesurées dans tous les emplacements d'échantillonnage dépassaient l'objectif de $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fixé par la CMI (INRE, 1990). L'apport en ammoniac total provenant de multiples sources du port de Hamilton a été évalué à 7500 kg/jour (DOE-MDE, 1989, cité dans INRE, 1990). Environ 70 % (5300 kg/jour) de l'apport total

enregistré en 1987 a été rejeté par la station d'épuration des eaux usées de Hamilton. Les autres sources de rejets d'ammoniac dans le port de Hamilton comprennent les aciéries et les trop-pleins du réseau unitaire d'assainissement (INRE, 1990). Depuis la fin des années 1970 et le début des années 1980, les quantités totales d'ammoniac dans le port de Hamilton ont diminué considérablement. Le simple apport en ammoniac total des aciéries, par exemple, est passé de 24000 kg/jour en 1967 à 857 kg/jour en 1987. La diminution des rejets des stations d'épuration des eaux d'égouts urbains s'est toutefois révélée moins appréciable.

Des échantillons d'eau prélevés dans 206 stations de surveillance des cours d'eau du Québec présentaient des concentrations en ammoniac total se situant entre une absence de détection et $15,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n = 2035$), la moyenne se chiffrant à $0,103 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Des échantillons d'eau prélevés dans 62 postes de surveillance des eaux lacustres du Québec affichaient des concentrations en ammoniac total variant de $0,01$ à $0,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la moyenne s'établissant à $0,082 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998). Les dates de prélèvement des échantillons d'eau du Québec n'étaient pas indiquées. De 1981 à 1985, la concentration moyenne d'ammoniac total mesurée dans 276 lacs de la Nouvelle-Écosse se chiffrait à $0,09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Les concentrations d'ammoniac variaient de $<0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à un maximum de $0,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations atmosphériques en ammoniac varient ordinairement de 5 à $25 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dans les zones urbaines et de 2 à $6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dans les zones rurales. Dans les zones agricoles où l'utilisation ou la production de fumier est importante, les rejets peuvent déterminer des concentrations d'ammoniac de 100 à $200 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Des concentrations d'ammonium particulaire de $0,01$ à $0,1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ont été mesurées au-dessus des océans (OMS, 1986).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux établies pour l'ammoniac non ionisé et l'ammoniac total aux fins de la protection de la vie aquatique (tableaux 1 et 2) ont été élaborées selon le protocole du CCME (CCME, 1991) et les critères de risque écologique pour la communauté d'Environnement Canada (1999). Il est à noter que les données sur la toxicité de l'ammoniac pour les organismes marins sont rares et que l'information dont on dispose ne permet pas d'élaborer adéquatement une recommandation définitive ou provisoire pour la

protection de la vie marine. Aucune recommandation pour la vie marine n'a donc été établie.

Vie aquatique d'eau douce

L'incidence de plusieurs facteurs sur la toxicité de l'ammoniac en eau douce est connue. Ces facteurs pourraient avoir un effet sur les concentrations d'ammoniac non ionisé dans l'eau ou agir directement sur l'organisme, le rendant plus ou moins sensible à l'ammoniac (Environnement Canada, 1999). Les facteurs dont l'incidence sur la toxicité de l'ammoniac a été établie comprennent le pH, la température, la teneur en oxygène dissous, la force ionique, la salinité, l'acclimatation antérieure à l'ammoniac, les expositions variables ou intermittentes et la présence d'autres substances toxiques (Environnement Canada, 1997). Parmi ces facteurs, le pH serait celui dont l'incidence sur la toxicité de l'ammoniac est la plus considérable.

Pour comprendre la toxicité de l'ammoniac, il est essentiel d'en examiner la répartition en espèces. L'ammoniac non ionisé étant réputé plus toxique que l'ion ammonium, l'incidence du pH et de la température sur la proportion relative des formes ionisées et non ionisées de l'ammoniac présente une importance particulière. La plus grande toxicité de l'ammoniac non ionisé pour les organismes aquatiques tiendrait à la neutralité de la molécule, qui traverserait plus facilement que ses autres formes les membranes biologiques (EPA, 1998).

Il existe un ensemble de données substantiel sur la toxicité de l'ammoniac pour les organismes aquatiques, en particulier sur les effets aigus, chroniques et sublétaux de l'ammoniac chez les poissons. L'information dont on dispose sur la toxicité de l'ammoniac pour les invertébrés et les organismes benthiques est plus limitée. Les $CL_{50-48\text{ h}}$ et $CL_{50-96\text{ h}}$ moyennes enregistrées pour les invertébrés et les poissons dulçaquicoles variaient de 1,10 à 22,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les invertébrés et de 0,56 à 2,37 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les poissons (Environnement Canada, 1999). Plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse d'une contribution de l'ion ammonium à la toxicité de l'ammoniac total, en particulier à faible pH (Borgmann, 1994; Thurston et coll., 1981; Armstrong et coll., 1978). La majeure partie des données semble toutefois indiquer que la fraction non ionisée constitue le meilleur indicateur de la toxicité de l'ammoniac (Environnement Canada, 1999; Frias-Espericueta et coll., 1999; EPA, 1998).

On a exposé une algue d'eau douce, *Ochromonas sociabilis*, à différentes concentrations d'ammoniac afin d'observer les effets de cette substance sur la croissance et la mortalité (Bretthauer, 1978). Des concentrations

d'ammoniac non ionisé s'échelonnant de 0,06 à 0,15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ n'ont eu aucun effet appréciable sur la croissance. Des concentrations variant de 0,015 à 0,03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ont amélioré la croissance de l'algue. Une réduction du développement a été observée à une teneur en NH_3 de 0,3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, et une concentration de 0,6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a entraîné des mortalités. Nimmo et coll. (1989) ont mené sur la puce d'eau (*Ceriodaphnia dubia*) un test couvrant le cycle vital d'une durée de 7 jours. Les conditions d'essai comprenaient une exposition à de l'eau de la rivière St. Vrain, au Colorado, à une température de 25 °C et un pH de 7,8. Au moyen d'une analyse de régression et d'une somme des carrés, on a calculé une CE_{20} (nombre de néonates par femelle originale) de 15,2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ d'ammoniac total (EPA, 1998). À l'aide des équations 1 et 2 d'Emerson et coll. (1975), on peut convertir la concentration d'ammoniac total en concentration d'ammoniac non ionisé. En suivant cette démarche, on a établi pour l'ammoniac non ionisé une CE_{20} de 0,525 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

On a étudié la sensibilité de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à des concentrations d'ammoniac non ionisé (NH_3) s'échelonnant de 0,01 à 0,07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pendant une période de 5 ans (Thurston et coll., 1984). Aucune corrélation entre la concentration d'ammoniac et le nombre d'œufs produits n'a été observée dans la génération parentale. Une corrélation directe a toutefois été notée entre des lésions pathologiques des branchies ainsi qu'une dégradation étendue des tissus rénaux et des concentrations d'ammoniac de plus de 0,04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, après 4 mois d'exposition.

Des saumons sockeye (*Oncorhynchus nerka*) ont été exposés à diverses concentrations d'ammoniac total pendant 62 jours, de la fertilisation à l'éclosion (Rankin, 1979). Les concentrations d'ammoniac non ionisé ont été calculées et variaient de 0,00097 à 4,92 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à une température de 10 °C et un pH de 8,2. L'indicateur mesuré était le taux d'éclosion, lequel s'est chiffré à 63,3 %, à 49 % et à 0 % chez les sujets témoins, à des concentrations de 0,12 et de 0,46 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement. Environnement Canada (1999) a calculé pour cette étude une CE_{20} corrigée en fonction de la mortalité des sujets témoins. La CE_{20} enregistrée était de 0,057 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ d'ammoniac non ionisé. Bader et Grizzle (1992) ont exposé des alevins de barbe de rivière (*Ictalurus punctatus*) à de l'ammoniac dans un test à renouvellement continu de 7 jours. Une CI_{20} de 0,162 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ d'ammoniac non ionisé a été calculée par Environnement Canada (1999) pour la croissance des alevins. Aucune mortalité additionnelle n'a été observée jusqu'à une concentration de 0,490 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Smith et coll. (1984) ont réalisé un test des premiers stades de la vie d'une durée de 30 jours sur le crapet à oreilles

bleues (*Lepomis macrochirus*). L'expérience consistait à exposer des embryons de 28 jours et à les surveiller jusqu'au stade de l'alevin nageant. Aucune réduction appréciable du taux d'éclosion n'a été enregistrée jusqu'à une concentration de 37 mg·L⁻¹ d'ammoniac non ionisé, mais les larves étaient déformées et mouraient généralement dans les 6 jours. Une CI₂₀ (survie et croissance) de 0,060 mg·L⁻¹ a été calculée (Environnement Canada, 1998) pour cette étude.

Figure 1. Données sélectionnées sur la toxicité chronique de l'ammoniac non ionisé pour les organismes dulçaquicoles

Détails sur la toxicité		Espèce	Indicateur de toxicité	pH	Temp. (°C)	Concentration d'ammoniac non ionisé (µg/l)		
Chronique	Poissons	<i>O. sociabilis</i>	CL ₅₀	6,5	30	10 ¹	10 ³	
		Invertébrés	<i>C. dubia</i>	CL ₂₀ -7 j	8,57	26	10 ¹	10 ³
			<i>D. magna</i>	CL-21 j	8,45	19,8	10 ¹	10 ³
	Vertébrés	<i>O. nerka</i>	CE ₂₀ -62 j	7,8	25	10 ¹	10 ³	
		<i>O. mykiss</i>	CME0	7,7	7,5-10	10 ¹	10 ³	
		<i>L. macrochirus</i>	CI ₂₀ -30 j	7,76	22,5	10 ¹	10 ³	
	<i>L. puctatus</i>	CI ₂₀ -7						

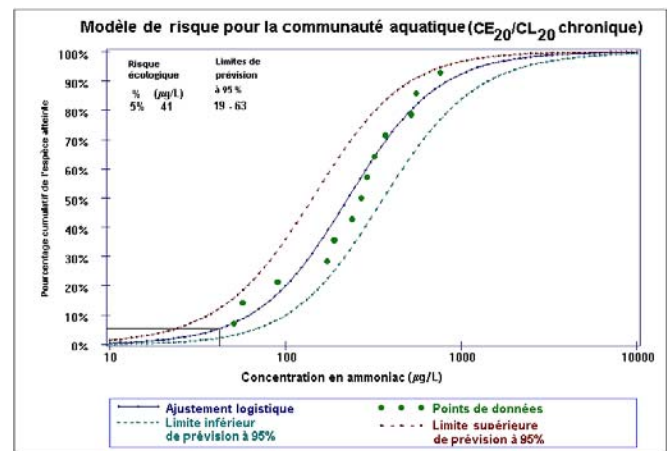
Indicateurs de toxicité : ■ primaire □ secondaire ● valeur critique
 RCQE - ammoniac non ionisé RCQE - ammoniac total (pH = 7,5 temp. = 20 °C)

Ammoniac non ionisé (NH₃)

L'étude la plus sensible menée sur un organisme d'eau douce portait sur la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). La concentration minimale ayant produit des effets observables (CME0) pour l'ammoniac non ionisé dans une étude chronique de 5 ans se chiffre à 0,04 mg·L⁻¹. À partir de ce seuil, l'exposition à l'ammoniac non ionisé entraînait des lésions pathologiques des branchies et une dégradation tissulaire rénale (Thurston et coll., 1984). Conformément à cette étude, les critères de risque écologique pour la communauté aquatique d'Environnement Canada (1999) sur les effets de l'ammoniac au niveau de la communauté chez les invertébrés et les poissons ont indiqué que 5 % de l'espèce dans une communauté aquatique présenterait une réduction de croissance ou de reproduction de 20 % à une concentration d'ammoniac non ionisé de 0,041 mg·L⁻¹. Ainsi, on a établi un seuil de faible toxicité identique de 0,4 mg·L⁻¹ en utilisant deux méthodes distinctes, à savoir le protocole sur la protection de la vie aquatique du CCME (CCME, 1991) et une méthode fondée sur la régression décrite dans les critères de risque écologique pour l'ammoniac non ionisé (Environnement Canada 1999). À la suite du protocole du CCME pour l'établissement des Recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique (CCME 1991), on devrait appliquer un

facteur de sécurité pour la valeur désignée des effets à faible seuil. Toutefois, le protocole actuel prévoit un écart par rapport à la méthode standard d'élaboration des recommandations dans les cas où une valeur scientifique probante suffisante le permet. Tel est le cas de l'ammoniac non ionisé. En déterminant les critères de risque écologique pour la communauté (figure 2), Environnement Canada (1999) a prédit des intervalles de confiance de 95 % relativement à ses données sensibles sur l'ammoniac. La limite de prédiction de 95 % inférieure est de 0,019 mg·L⁻¹ et la limite de prédiction de 95 % supérieure est de 0,063 mg·L⁻¹ (figure 2). Son analyse des données en utilisant un modèle logistique à deux paramètres a produit un ajustement adéquat du modèle (c.-à-d. <5 %) selon la statistique de qualité d'ajustement (essai G). Par conséquent, en se fondant sur cette valeur probante qui a utilisé l'enveloppe de données complètes pour l'ammoniac non ionisé, on n'applique pas un facteur de sécurité à l'étude la plus sensible (Thurston et coll. 1984), mais on prendra plutôt la limite de prédiction de 95 % inférieure (0,019 mg·L⁻¹) comme recommandation.

Figure 2. Modèle de risque pour la communauté aquatique (Environnement Canada 1999)



Réimprimé avec la permission de Miles Constable, Ébauche de l'évaluation LCPE pour l'ammoniaque 1999.

Ammoniac total (NH₃ + NH₄⁺)

Pour déduire une recommandation pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique à l'égard de l'ammoniac total, il faut exécuter une série de calculs afin de convertir les concentrations d'ammoniac non ionisé en concentrations d'ammoniac total. Les équations nécessaires à ces calculs sont fournies par Emerson et coll. (1975) et l'EPA (1998). La variabilité du pH et de la température à l'échelle du pays est considérable. Il est essentiel de tenir compte de l'incidence de ces facteurs sur la répartition en espèces de l'ammoniac dans l'élaboration d'une

recommandation pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique. Par conséquent, la recommandation élaborée pour l'ammoniac total ne consiste pas en une valeur précise, mais plutôt en une série de valeurs définies en fonction du pH et de la température. Le tableau 2 présente les recommandations établies pour l'ammoniac total à l'intérieur d'une plage de pH (de 6,0 à 10) et de températures (de 0 à 30 °C) à partir de la recommandation pour l'ammoniac non ionisé de 0,019 mg·L⁻¹ et des équations présentées dans Emerson et coll. (1975) et l'EPA (1998). Il est conseillé d'appliquer la plus prudente des recommandations à l'égard de l'ammoniac total correspondant aux conditions de pH et de température qui prévalent dans la masse d'eau visée. Les valeurs qui se situent à l'extérieur des plages de pH et de températures indiquées au tableau 2 doivent être utilisées avec prudence, car il est impossible, compte tenu du manque de données toxicologiques, de déterminer avec précision les effets toxiques de l'ammoniac total dans les zones extrêmes inférieure et supérieure des plages examinées. De plus, les résultats obtenus à partir des données toxicologiques disponibles se situant à l'extérieur des plages indiquées (pH de 6 à 10; températures de 0 à 30 °C) étaient souvent ambigus et incohérents. Aucun facteur de sécurité n'a été utilisé pour ces valeurs selon la valeur probante décrite précédemment.

Références

- Armstrong, D.A., D. Chippendale, A.W. Knight et J.E. Colt. 1978. Interaction of ionized and un-ionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosenbergii*. *Biological Bulletin* (Woods Hole), 154, pp. 15-31.
- Bader, J.A., et J.M. Grizzle. 1992. Effects of Ammonia on Growth and Survival of Recently Hatched Channel Catfish. *J. Aquat. Animal Health*, 4, pp. 17-23.
- Borgmann, U. 1994. Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*, Importance of ammonium ion and water hardness. *Environ. Pollut.*, 86, pp. 329-335.
- Bretthauer, R. 1978. Some ecological limits of tolerance to *Ochromonas sociabilis*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20(3), pp. 1850-1854.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Appendix IX – Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau (avril 1991). Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique*, 1987. Préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau. [Mise à jour et réimpression avec révisions mineures et peu de changements aux *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau*. Chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement), 1987. Préparé par le groupe de travail sur les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau*.
- Chemical and Engineering News. 1980. C and EN's top fifty chemical products. *Am. Chem. Soc.*, 16.
- CPI Product Profiles (Profil des produits de l'industrie de traitement des produits chimiques). 1998. Ammonia. June 1998. Camford Information Services Inc. 38 Groensport Cr., Scarborough, Ontario, MIT 2K9.
- DOE-MDE. 1989. Remedial Action Plan for Hamilton Harbour. Ébauche de rapport sommaire, mars 1989. 162 p.
- DQE (Direction de la qualité des eaux). 1989. Ammonia and residual chlorine monitoring study – South Saskatchewan River at Saskatoon. Juillet et août 1987. Saskatchewan Environment and Public Safety. DQE 116. Saskatoon, Saskatchewan.
- Emerson, K., R.E. Lund, R.V. Thurston et R.C. Russo. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations, effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32, pp. 2379-2383.
- Environnement Canada. 1992. Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Ammonia Spills Assessment Report. Ébauche n° 3, 24 août 1992. Environmental Emergencies Branch, Environnement Canada. Ottawa, Canada.
- Environnement Canada. 1997. Évaluations environnementales sur l'ammoniac dans l'environnement aquatique. Deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire (LCPE). Version 5, 4 novembre 1997.
- Environnement Canada. 1998. Canadian Water Quality Data for Ammonia. Provided by Miles Constable, Toxic Substances Division, Environnement Canada, Edmonton, Alberta.
- Environnement Canada. 1999. Liste des substances d'intérêt prioritaire de la Loi sur la protection de l'environnement. Document sur l'ammoniac dans l'environnement aquatique. Brouillon – 31 août 1999.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Ammonia – 1984. PB85-227114. Washington, D.C.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1998. 1998 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Office of Water. EPA 822-R-98-008. Washington, D.C., 148 p.
- Frias-Espericueta, M.G., M. Harfush-Melendez, J.I. Osuna-Lopez et F. Paez-Osuna. 1999. Acute toxicity of ammonia to juvenile shrimp *Penaeus vannamei* Boone. *Bull. Env. Contam. Tox.*, 62, pp. 646-652.
- Geadah, M., 1985. National Inventory of Natural and Anthropogenic Sources and Emissions of Ammonia (1980). Environmental Protection Programs Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada Report EPS5/IC/1.
- Harding, A.J. 1959. Ammonia manufacture and uses. Londres, Oxford University Press.
- INRE (Institut national de recherche sur les eaux) 1990. Ammonia and nitrite contamination of Hamilton Harbour, Lake Ontario. INRE, Contribution n° 90-29.
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants) 1996. Rapport sommaire, 1996. Environnement Canada, ministère des Approvisionnement et Services Canada, n° de catalogue FR40-495/1-1996F, ISBN 0-662-2672F9-X.

- Jofre, M.B. et W.H. Karasov. 1999. Direct effect of ammonia on three species of North American anuran amphibians. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18 (8), pp. 1806-1812.
- Marsalek, J. et H.Y.F. Ng. 1989. Evaluation of pollution loadings from urban non-point sources. Methodology and applications, *Journal Great Lakes Research*, 15 (3), pp. 444-451.
- McNeely et coll. 1979. Water Quality Sourcebook, A guide to water quality parameters. Environnement Canada publication, Ottawa, Ontario. Cité dans DQE 1989.
- Nimmo, D.W.R., D. Link, L.P. Parrish, G.J. Rodriguez, W. Wuerthele et P.H. Davies. 1989. Comparison of on-site and laboratory toxicity tests. Derivation of site-specific criteria for un-ionized ammonia in a Colorado transitional stream. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8, pp. 1177-1189.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1986. Critères d'hygiène de l'environnement 54. Ammoniac. Programme international de sécurité des substances chimiques, Genève, Suisse. ISBN 92-4-154194-6.
- Pommen, L.W. 1983. The effect on water quality of explosives use in surface mining. Vol. 1 Nitrogen Sources, Water Quality, and Prediction and Management of Impacts. British Columbia Ministry of the Environment, Victoria, Colombie-Britannique, rapport technique 4, cité dans CCMRE, 1987.
- Rankin, D.P. 1979. The influence of un-ionized ammonia on the long-term survival of sockeye salmon eggs. Rapport technique 9-12. Department of Fisheries and Oceans, Nanaimo, Colombie-Britannique, Canada.
- Raven, P.H. et G.B. Johnson. 1989. Biology. Times Mirror/Mosby College Publishing. New York ISBN 0-8016-4041-5.
- Smith, W.E., T.H. Roush et J.T. Fiandt. 1984. Toxicity of Ammonia to Early Life Stages of Bluegill (*Lepomis macrochirus*). EPA-600/x-84-175. Rapport interne, U.S. EPA, Duluth, Minnesota.
- Soderberg, R.W. et J.W. Meade. 1991. The effects of ionic strength on un-ionized ammonia concentration. *Prog. Fish-Cult.*, 53, pp. 118-120
- Thurston, R.V., C. Chakoumakos et R.C. Russo. 1981. Effect of fluctuating exposures on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*). *Water Res.*, 15, pp. 911-917.
- Thurston, R.V., R.C. Russo, R.J. Luedtke, C.E. Smith, E.L. Meyn, C. Chakoumakos, K.C. Wang et C.J.D. Brown. 1984. Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Society*, 113, pp. 56-73.

Liste de références :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2010. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : ammoniac. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200 Sacre-Cœur Blvd.
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

© Conseil canadien des ministres de l'environnement,
2000, 2009, 2010
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document :

www.ccme.ca

Also available in English.