

50721

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

**ECOTOXICITE DU NICKEL
POUR LES ORGANISMES MARINS**

par Bruno ANDRAL



R.INT.DEL / 94.03 / Issy- les- Moulinaux

IFREMER-DERO/EL



0EL04986

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

**ECOTOXICITE DU NICKEL
POUR LES ORGANISMES MARINS**

par Bruno ANDRAL

IFREMER

155 rue J.J ROUSSEAU
92 138 ISSY LES MOULINEAUX
Tél: 46 48 22 00

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE L'AMENAGEMENT LITTORAL**

AUTEUR(S): B.ANDRAL	CODE: N° R.INT.DEL/94.03/ Issy-les-Moulineaux
TITRE: ECOTOXICITE DU NICKEL POUR LES ORGANISMES MARINS	Date: 15-2-94 Nb tirages:60 Nb pages:17 Nb figures:6 Nb photos:
CONTRAT:	DIFFUSION Libre X Restreinte Confidentielle

RESUME: Selon les différentes données recueillies, le nickel paraît beaucoup moins toxique que certains autres métaux lourds comme le mercure, le cadmium, le chrome...

Des essais de toxicité aigue font toutefois apparaitre des seuils de toxicité inférieurs au mg/l notamment chez les crustacés qui semblent les organismes les plus sensibles à ce métal.

A des concentrations de l'ordre de 30 à 100µg/l, le nickel exerce des effets inhibiteurs sur la reproduction et le développement embryonnaire de plusieurs espèces d'invertébrés.

Bien que tous les résultats ne concernent que des essais de toxicité réalisés sur des organismes isolés et dans les conditions du laboratoire, on peut considérer, en comparant les résultats des essais de toxicité les plus défavorables aux concentrations mesurées dans les écosystèmes océaniques, que le nickel ne pose pas, dans l'état actuel des connaissances, de problèmes de toxicité inacceptables pour les organismes marins.

MOTS CLEFS: Nickel, toxicité létale, toxicité sublétale, niveaux sans effets

ECOTOXICITE DU NICKEL

Ce rapport fait le point des connaissances sur la toxicité létale et sublétale du nickel vis-à-vis des organismes marins.

Il ne fait pas état de la toxicité vis-à-vis de populations et d'écosystèmes et n'aborde pas les mécanismes de toxicité, ni ceux de détoxification dont disposent certaines espèces marines pour pallier les effets délétères d'une possible bioaccumulation de ce métal.

Il permet de déterminer les groupes d'espèces les plus sensibles et de comparer les seuils de toxicité aux concentrations rencontrées dans l'environnement marin.

SOMMAIRE

I INTRODUCTION.....	5
II TOXICITE LETALE.....	5
1 Nématodes.....	5
2 Mollusques.....	5
3 Crustacés.....	6
4 Annélides.....	8
5 Poissons.....	8
6 Discussion.....	9
III TOXICITE SUBLETALE.....	10
1 Croissance.....	10
2 Développement.....	11
3 Respiration.....	11
4 Comportement.....	11
5 Discussion.....	12
IV CONCLUSIONS.....	13
BIBLIOGRAPHIE.....	15

I INTRODUCTION

Le nickel, de numéro atomique 28, de masse atomique 58,71 est composé de 5 isotopes, les majoritaires étant le 57 et 59; il peut prendre des degrés d'oxydation compris entre -1 et +4. Cependant on le rencontre le plus souvent avec le nombre d'oxydation +2; dans une eau de mer à pH 8,2 sous pression normale et à 25°C, Turner et al (1985) calculent que la forme dominante est +2, suivie des chlorocomplexes.

Les résultats disponibles sur la toxicité du nickel pour les organismes marins sont peu nombreux, contrairement aux données existantes sur les mammifères terrestres et sur les organismes dulçaquicoles.

La toxicité du nickel comme celle des autres éléments est liée à sa biodisponibilité.

La biodisponibilité quant à elle résulte de la forme chimique du métal dans le milieu. Les conditions physico-chimiques (pH, salinité, température, matière organique...), la présence de matière en suspension et d'acides humiques vont agir en partie sur la toxicité du métal dans l'environnement marin.

Pour simplifier l'approche, les essais réalisés emploient généralement des sels inorganiques du nickel (chlorures, sulfates) dissous dans l'eau de mer; lors de la description des résultats, les concentrations sont exprimés par rapport au métal.

II. TOXICITE LETALE (court et long terme)

Les valeurs des tests de toxicité sont en grande majorité exprimés en concentration létale 50 (CL50), concentration qui provoque la mort de 50% des individus d'un lot exposé au métal pendant une période déterminée. Nous listons ci-dessous les résultats obtenus vis à vis de divers phylla.

II.1.Nématodes

Vranken *et al* (1991) ont déterminé chez des larves de *Monhystera disjuncta* une CL50 96 h de 103mg/l.

Haight *et al* (1982) chez des larves de *Panagrellus silusae* trouvent une CL50 96h de 28,6 mg/l.

II.2. Mollusques (tab.1)

Les résultats des essais de toxicité sur les adultes varient en fonction de la durée d'exposition. Les CL50 pour des périodes d'exposition de 48h à 96h varient de 7mg/l à plus de 1100 mg/l.

Les stades embryonnaires et larvaires semblent les plus sensibles. Calabrese *et al.* (1973) et Calabrese et Nelson (1974) ont déterminé une CL50 48h de 1,18 mg/l et de 0,31 mg/l chez des embryons de *Crassostrea virginica* et de *Mercenaria mercenaria*.

Chez les mêmes espèces Calabrese *et al.* (1977) ont étudié la toxicité du nickel pour des larves âgées de 48 h. Après 12 jours d'exposition la CL50 pour l'huitre était de 1,2mg/l. Pour les clams la CL50 après 8 à 10 jours d'exposition était de 5,7 mg/l.

Bryant *et al.* (1985) ont étudié les effets de la salinité sur la toxicité du nickel vis-à-vis de *Macoma balthica*, à température constante (10°C), cette espèce est plus sensible lorsque la salinité est faible.

CL50 96 h = 1 100 mg/l, salinité 35‰

CL50 96 h = 95 mg/l, salinité 5‰

Les mêmes auteurs n'ont pas mis en évidence de relation entre la variation de la température et celle de la toxicité (5, 10, 15°C).

ESPECES	Critères	Durée	Concentration en mg/l	Référence
<i>Cerastoderma edule</i>	CL50	48 h	330	Portmann (1972)
<i>Crassostea virginica</i> (embryons)	CL50	48 h	1,18	Calabrese et al (1973)
<i>Crassostea virginica</i> (larves)	CL50	12 j	1,2	Calabrese et al (1977)
<i>Mercenaria mercenaria</i> (larves)	CL50	8-10 j	5,7	Calabrese et al (1977)
<i>Nassarius obsoletus</i>	CL50	96 h	7	Mance et Yates(1984)
<i>Mya arenia</i>	CL50	96 h	320	Mance et Yates (1984)
<i>Macoma balthica</i>	CL50	96 h	1100	Bryant et al (1985)
<i>Mercenaria mercenaria</i> (embryons)	CL50	48 h	0,3	Calabrese et al (1974)

TABLEAU 1 : TOXICITE DU NICKEL VIS A VIS DES MOLLUSQUES

II.3. Crustacés (tab. 2)

La plupart des données recueillies ne concernent que les effets létaux vis-à-vis de formes adultes.

Les crustacés semblent en général plus sensibles que les mollusques puisque les valeurs de la CL50 pour plusieurs espèces et selon des temps d'exposition de 48h à 96 h, s'échelonnent de 0,152 mg/l à 54 mg/l, comparativement à des valeurs de toxicité qui peuvent atteindre 1100 mg/l.

Des espèces comme *Mysidopsis bahia* et *Heteromysis formosa* sont particulièrement sensibles : CL50 96 h de l'ordre de 0,5 mg/l.

La toxicité du nickel semble également diminuer avec l'augmentation de la salinité.

Bryant *et al* (1985) ont déterminé chez l'amphipode *Corophium volutator* des CL50 96 h de 5 et 54 mg/l pour des salinités respectives de 5 et 35‰ (à 10°C).

A salinité constante (35‰), les mêmes auteurs montrent que le nickel est relativement moins toxique pour cette espèce lorsque la température du milieu d'essai est plus faible

CL50 96 h = 54 mg/l à 5°C

CL50 96 h = 34 mg/l à 15°C

La durée d'exposition influe également sur la toxicité du nickel.

Dans un essai de 35 jours Walker *et al* (1985) ont déterminé une dose minimale d'effet observable (LOEC: lowest observed effect concentration) de 0,093 mg/l chez *Mysidopsis bahia*

Enfin, sur des larves de crabe, *Cancer magister*, Martin *et al* (1981) notent une CL50 96 h de 4,3 mg/l.

ESPECES	Critères	Durée	Concentration en mg/l	Référence
<i>Tigriopus japonica</i>	CL50	96 h	6,36	Mance et Yates (1984)
<i>Nitocra spinides</i>	CL50	96 h	6	Bengston (1978)
<i>Acartia clausi</i>	CL50	96 h	2,08	Mance et Yates (1984)
<i>Mysidopsis bahia</i>	CL 50	96 h	0,5	Lussier et al (1985)
<i>Euratencra affinis</i>	CL50	96 h	9,67	Mance et Yates (1984)
<i>Acartia clausi</i>	CL50	96 h	2,08	EPA (1980)
<i>Eurytemora affinis</i>	CL50	96 h	9,6	EPA (1980)
<i>Heteromysis formasa</i>	CL50	96 h	0,152	Mance et Yates (1984)
<i>Mysidopsis bigelowi</i>	CL50	96 h	0,634	Mance et Yates (1984)
<i>Corophium volutator</i>	CL50	96 h	54	Abraham et al (1986)
<i>Praunus flexuosus</i>	CL50	96 h	32	Mc Lušky et al (1987)
<i>Cancer magister (larves)</i>	CL50	96 h	4,3	Martin et al (1981)
<i>Mysidopsis bahia</i>	LOEC	35 j	0,093	Walker et al (1984)

TABLEAU 2: TOXICITE DU NICKEL VIS A VIS DES CRUSTACES

II.4. Annélides et échinodermes (tab.3)

Il ne semble pas exister de différence spécifique de toxicité du nickel vis-à-vis de ces espèces; elles sont assez peu sensibles puisque les différentes CL50 recueillies s'échelonnent entre 17 et 150 mg/l.

ESPECES	Critères	Durée	Concentration en mg/l	Référence
<u>Annélides</u>				
<i>Ctenodrilus serratus</i>	CL50	96 h	17	Mance et Yates(1984)
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	CL50	96 h	49	Mance et Yates(1984)
<i>Capitellus capitata</i>	CL50	96 h	50	Mance et Yates(1984)
<i>Nereis Virens</i>	CL50	96 h	25	Mance et Yates(1984)
<i>Capitellus capitata</i>	CL50	168 h	50	Petrich (1979)
<u>Echinodermes</u>				
<i>Asterius sorbesi</i>	CL50	96 h	150	Mance et Yates(1984)

TABLEAU 3: TOXICITE DU NICKEL VIS A VIS DES ANNELIDES ET DES ECHINODERMES

II.5. Poissons (tab. 4)

Malgré le peu de données disponibles, il apparaît que les poissons sont parmi les organismes les plus tolérants à la toxicité du métal.

Les CL50 s'échelonnent en effet entre 7,96 mg/l et plus de 350 mg/l.

Taylor *et al* (1985) ont déterminé une CL50 96 h de 118,3 mg/l chez le mullet (*Chelon labrosus*).

Fundulus heteroclitus semble une des espèces les moins sensible (CL50 96 h = 350 mg/l).

Les stades juvéniles sont les plus sensibles, ainsi selon une étude réalisée par l'EPA (1980), la CL50 96 h de juvéniles de *Menidia penninsulata* est de 38 mg/l.

ESPECES	Critères	Durée	Concentration en mg/l	Référence
<i>Terapon jarbua</i>	CL50	96 h	19,4	Krishanakumari (1983)
<i>Fundulus heteroclitus</i>	CL50	96 h	350	Mance et Yates (1984)
<i>Meridia meridia</i>	CL50	96 h	7,96	Mance et Yates (1984)
<i>Leiostomus xanthurus</i>	CL50	96 h	70	EPA (1987)
<i>Chelon Labrosus</i>	CL50	96 h	118,3	Taylor et al (1985)
<i>Menidra peninsulae</i> (larves)	CL50	96 h	38	EPA (1980)
<i>Fundulus heteroclitus</i>	CL50	96 h	> 100	Dorfman (1977)
<i>Fundulus heteroclitus</i>	CL50	96 h	> 100	Eisler et al (1977)

TABLEAU 4: TOXICITE DU NICKEL VIS AVIS DES POISSONS

II.6. Discussion

D'une façon générale, si l'on considère l'ensemble des organismes pour lesquels on dispose de données, on remarque une grande variabilité des résultats sans doute due aux conditions opératoires des différents tests pratiqués et plus particulièrement au suivi des concentrations en nickel dans les milieux d'essais.

Les organismes marins sont moins sensibles au nickel qu'à d'autres métaux lourds (Cd, Hg) ; on note toutefois dans certains cas des toxicités aiguës à des concentrations inférieures au mg/l.

La sensibilité au nickel dépend également de l'âge et du stade de développement des organismes testés. Les stades juvéniles sont les plus sensibles.

De même, la salinité du milieu influe sur la toxicité du nickel qui est plus forte aux faibles salinités, à contrario la toxicité augmente en fonction de la température.

Les plus faibles CL50 après une exposition de 48 à 96 h au nickel ont été déterminés chez les crustacés (0,152mg/l) comme le montre le tableau récapitulatif des toxicités aiguës (tab.5).

Il est toutefois facile de constater que l'occurrence de niveaux de concentration de l'ordre de ces CL50 est peu probable même dans des zones fortement contaminées comme par exemple l'estuaire interne de l'Elbe où Mart et Nürnberg (1986) ont mesuré des concentrations maximales en nickel pouvant atteindre 4,75 µg/l .

Espèces	CL50 48h et 96h	CL50 8 à 12 j
Nématodes	28,6 – 103**	
Mollusques	0,3 – 1,18 * 7 – 1 100	1,2 – 5,7 **
Crustacés	0,152 – 54	0,093 (LOEC 35 j)
Annelides Echinodermes	17– 150	
Poissons	7,96 – 350 38 ***	

*Embryons ** Larves *** Juvéniles

Tableau 5: récapitulation des différentes CL50 exprimées en mg/l
(les intervalles correspondent aux valeurs limites trouvées dans la bibliographie toutes durées d'exposition confondues)

III. TOXICITE SUBLETALE

Les données sur la toxicité sublétales du Ni sont également peu nombreuses.

La plupart des résultats concernent la croissance, la reproduction, la respiration et le comportement chez plusieurs espèces.

III.1. Croissance

En ce qui concerne le phytoplancton, l'inhibition de la croissance a été observée sur une gamme de concentration relativement étendue.

Ainsi selon les travaux de Wilson et Freebourg (1980) la CE50 48 h (concentration inhibitrice pour la croissance) chez *Gymnodinium splendens* et *Thalassiosira guillardii* varie de 0,8 à 38 mg/l.

Skaar et al (1974) observent une inhibition de la croissance chez la diatomée *Phaeodactylum tricornutum* dès 1 mg/l.

Ferzy et al (1979) ont déterminé une CE50 14 jours chez *Navicula pelliculosa* de 0,1 mg/l.

Hollibaugh et al (1980) n'observent aucun effet du nickel sur la croissance de *Thalassiosira aestivalis* à la concentration de 58 µg/l.

Chez les mollusques, Martin et al (1981) ont déterminé une CE50 48h sur la croissance des larves de moule *Mytilus edulis* de 0,891 mg/l.

Stromberg (1982) note une dose sans effet (NOEC: non observed effect concentration) sur la croissance de la même espèce après 8 jours d'exposition à 0,2 mg/l.

L'huître semble plus sensible vis-à-vis du nickel. Pour une période d'exposition de 12 jours, Calabrese et al (1977) notent une réduction (91,3%) de la croissance chez des larves de *Crassostrea virginica* à partir de 0,03 mg/l.

Les mêmes auteurs ont observé après 8 à 10 jours d'exposition à environ 1mg/l de Ni une réduction de la croissance (31,9%) chez des larves de *Mercenaria mercenaria*, également atteintes de malformations (les tissus sortent de la coquille mais la larve continue de nager).

III.2. Effet sur le développement embryonnaire et la reproduction

Martin et al (1981) trouvent une CE50 48 h sur le développement de l'huître *Crassostrea gigas* de 0,349 mg/l.

Chez l'oursin *Lychtenus pictus* une exposition au chlorure de nickel pendant 20 h provoque des anomalies chez les larves (symétrie dorsoventrale) à 0,58 mg/l et un retard dans le développement des *blastula* dès 0,05 mg/l (Timourian 1972).

Chez *Mysidopsis bahia*, Walker et al (1984) ont réalisé une série d'essais visant à évaluer le nombre de juvéniles produits par des femelles exposées pendant 36 jours au nickel. La dose minimale d'effet observé (LOEC: lowest observed effect concentration) a été évaluée à 0,093mg/l.

Chez la nématode *Monhystera disjuncta*, Vranken et al (1991) rapportent qu'une concentration de 15mg/l de Ni diminue le taux de fécondation de cette espèce.

III.3. Effet sur la respiration

Abraham et al (1986) ont mis en évidence une corrélation entre la diminution du taux de filtration de *Villorita cyprinoïdes* (bivalve) et l'augmentation de la concentration en nickel.

Ainsi, la CE50 réduisant la filtration de ces organismes a été déterminé à 3 µg/l.

III.4. Effet sur le comportement

Watling (1983) observent des effets du nickel sur la fixation des larves d'huîtres. Ils ont pu déterminer une LOEC de 10 à 20 mg/l après 20 jours d'exposition.

III.5. Discussion

Les données recueillies sur la toxicité sublétales du nickel sont peu nombreuses et ne concernent pas les processus intracellulaires de toxicité et de détoxification.

Il n'a pas été non plus possible d'obtenir des données sur les effets vis-à-vis des populations et des écosystèmes.

On constate que la plus faible concentration en nickel provoquant un effet observée chez un bivalve est de l'ordre de $3\mu\text{g/l}$ (diminution du taux de filtration).

On observe des effets toxiques à des concentrations inférieures à $100\mu\text{g/l}$ pour de nombreux autres organismes ; effet sur la croissance de l'huître ($30\mu\text{g/l}$), sur le développement embryonnaire des oursins ($50\mu\text{g/l}$), sur l'inhibition de la croissance d'algues unicellulaires ($100\mu\text{g/l}$).

Il faut toutefois prendre en compte le fait que dans de nombreuses expérimentations les concentrations en nickel réellement présentes dans le milieu d'essais sont difficiles à évaluer, en raison de sa tendance à s'adsorber sur les parois des aquariums.

En conséquence les effets observés sont vraisemblablement provoqués par des concentrations en nickel plus faibles que celles indiquées.

IV. CONCLUSIONS

Les valeurs des CL50 et des concentrations provoquant des effets sublétaux sur les organismes marins ne sont pas toujours facilement interprétables en raison de l'incertitude qui existe sur les concentrations en nickel présentes dans les milieux d'essai.

Toutefois, il ressort de cette revue bibliographique que le nickel est beaucoup moins toxique pour les organismes marins que d'autres métaux lourds (mercure, cadmium) même si l'on observe des toxicités aiguës chez les invertébrés à des concentrations inférieures au mg/l.

Les seuils de toxicité diminuent chez les juvéniles en fonction des paramètres abiotiques de la qualité de l'eau (augmentation de la température, baisse de la salinité).

Lorsque la durée d'exposition augmente, la toxicité est plus importante ce qui peut traduire une accumulation toxique du nickel.

Ce dernier point n'est pas à négliger si on considère le caractère conservatif de ce métal. Il est possible qu'il existe des risques de toxicité à long terme, même s'il semble que les organismes marins (hormis les algues) bioaccumulent peu le nickel (Boutier 1992).

On ne possède en effet aucune donnée sur les phénomènes de détoxification.

A des concentrations de l'ordre de 100 $\mu\text{g/l}$ le nickel exerce des effets inhibiteurs sur la reproduction et le développement embryonnaire de plusieurs espèces d'invertébrés; à 3 $\mu\text{g/l}$ on observe des effets sur la filtration de bivalves.

En conclusion, à l'exception des effets sur la filtration des mollusques (effets qui restent à confirmer), lorsque l'on compare les résultats des essais de toxicité les plus défavorables aux concentrations mesurées dans les écosystèmes océaniques, côtiers et estuariens (tab.6) on pourrait considérer que les écarts restent relativement importants et que les risques encourus par les organismes marins ne sont pas préoccupants.

Il faut toutefois considérer que les résultats utilisés ne concernent que des essais de toxicité létale et sublétales réalisés sur des organismes isolés.

NIVEAUX DE CONCENTRATION	SEUILS DE TOXICITE
<p>Domaine océanique (Atlantique): 0,2 $\mu\text{g/l}$ (Kremling 1985)</p> <p>Milieu côtier (golfe du lion): 0,3 $\mu\text{g/l}$ (Zhang et Wollst 1990)</p> <p>Estuaires et deltas (Rhone): 0,46 $\mu\text{g/l}$ (Zhang et Wollast 1990)</p> <p>Sédiments (Méditerranée) : 40 mg/kg (Nolting et Helder 1990)</p> <p>Milieu contaminé (Elbe interne) 4,7 $\mu\text{g/l}$ (Mart et Nurnberg 1986)</p>	<p>3$\mu\text{g/l}$: effet sur la filtration de mollusques bivalves</p> <p>30 $\mu\text{g/l}$: effet sur la croissance de larves d'huîtres</p> <p>50$\mu\text{g/l}$: effet développement embryonnaire oursin</p> <p>100 $\mu\text{g/l}$: effet sur la croissance de micro algues et de crustacés</p> <p>150 $\mu\text{g/l}$: CL50 96 h crustacés</p> <p>300 $\mu\text{g/l}$: CL50 48 h larves de mollusques bivalves</p> <p>1 mg/l : Inhibition de la croissance de diatomées</p> <p>1,2 mg/l : CL50 12 j larves d'huîtres</p> <p>7 mg/l : CL50 96 h mollusques bivalves</p> <p>8 mg/l : CL50 96 h poissons</p>

TABLEAU 6: COMPARAISON ENTRE LES NIVEAUX DE CONCENTRATION ET LES SEUILS DE TOXICITE DU NICKEL

BIBLIOGRAPHIE

- ABRAHAM T.J., SALIH K.Y. et CHACKO J., 1986. Effects of heavy metals on the filtration rate of bivalve *Villorita cyprinoides* (Hanley) var/cochinensis. *Indian. Jour. Mar Sci.*, 15 : 195-196.
- BENGSTON B.E., 1978. Use of harpacticoid copepods in toxicity tests. *Mar. Pollut. Bull.*, 9 : 238-241.
- BOUTIER B., 1992. Le nickel en milieu marin. Rapport Interne DEL/ IFREMER (Nantes)
- BRYANT V., NEWBERY D.M., MC CLUSKY D.S. et CAMPBELL R., 1985. Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc to two estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 24 : 139-153.
- CALABRESE A. et NELSON D.A., 1974. Inhibition of embryonic development of the hard shell class *Mercenaria mercenaria* by heavy metals. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2 : 92-96.
- CALABRESE A., COLLIER R.S., NELSON D.A. et MAC INNES J.R., 1973. Toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster ; *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, 18 : 162-166.
- CALABRESE A., MACINNES J., NELSON D.A et MILLER J.E., 1977. Survival and growth of bivalve larvae under heavy metal stress. *Mar. Biol.*, 41 : 179-184.
- DORFMAN D., 1977. Tolerance of *Fundulus heteroclitus* to different metals in salt water. *Bull. N. J. Acad. Sci.*, 22: 21-23.
- EISLER R. et HENNEKEY R J., 1977. Acute toxicities of cadmium 2+, chromium 6+, mercury 2+, nickel 2+ and zinc 2+ to estuarine macrofauna. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 6: 315-323.
- FEZY J S., SPENCER D F. et GREENE R W., 1979. The effect of nickel on the growth of the freshwater diatom *Navicula pelliculosa*. *Environ. Pollut.*, 20: 131-137.
- HAIGHT M., MUDRY T. et PASTERAK J., 1982. Toxicity of seven heavy metals on *Panagrellus silusae* : The efficacy for the free-living nematode as an in vivo toxicological bioassay. *Nematologica.*, 26 : 280-282.
- HOLLIBAUGH J.T., SEIBERT D.L.R. et THOMAS W.H., 1980. A comparison of the acute toxicities of ten heavy metals to the phytoplankton from Saanich Inlet, B. C , Canada. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 10 : 93-105.
- KREMLING K., 1985. The distribution of cadmium, copper, nickel, manganese and aluminium in surface waters of the open Atlantic and European shelf area., 32: 531-555.

- KREMLING K., WENCK A. et PHOL C., 1987. Summer distribution of dissolved Cd, Co, Cu, Mn and Ni in central North Sea Waters. *Dt. Hydrogr.*, 40 : 103–114.
- KRISHNAKUMARI L., VARSHNEY P.K., GAJBHIYE S.N., GOVINDAN K. et NAIR V R., 1983. Toxicity of some metals on the fish *Therapon jarbua*. *Indian. J. Mar. Sci.*, 12 : 64–66.
- LUSSIER S.M., GENTILE J.H. et WALKER J., 1985. Acute and chronic effect of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia*. *Aquat. Toxicol.*, 7 : 25–35.
- MANCE G. et YATES J., 1984. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Nickel. Technical Report TR 211. Watter Research Center.
- MART I. et NUERNBERG H W., 1986. Cd, Pb, Cu and Ni in the german bight. *Mar. Chemi.*, 18 : 197–213.
- MARTIN M., OSBORN K.E., BILLIG P. et GLICKSTEIN N., 1981. Toxicity of ten metal to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 : 305–308.
- MC LUSKY D.S. et HAGERMAN L., 1987. The toxicity of chromium, nickel and zinc : effect on salinity, and temperature, and the osmoregulatory consequences in the mysid *Praunus flexuosus*. *Aq Toxicology.*, 10 : 225 – 238.
- NOLTING R F. et HELDER W., 1990. Distribution of nickel in sediment and porewater in the Golfe du Lion (Mediterranean Sea). Water pollution research report 20 "EROS 2000". Second workshop on the North West Mediterranean Sea, Blanes, Spain. Martin J.M. & H. Barth eds.
- PETRICH S.M. et REISH D.J., 1979. Effect of alluminium and nickel on survival and reproduction in polychaete annelids. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23: 698.
- PORTMAN J.E., 1972. Result of acute toxicity test with marine organisms using a standard method. *Marine Pollution and Sea Life, Fishing News Ltd.*, London, 212–217.
- ROSENBERG R., 1977. Effect on dredging on estuarine benthic macrofauna. *Mar. Pollut. Bull.*, 8 : 102 – 105.
- SKAAR H., RYSTAD B. et JENSEN A., 1974. The uptake of ⁶³Ni by the diatom *Phaeodactylum tricorutum*. *Physiol. Plant.*, 32 : 353–358.
- STROMGREN., 1982. Effect on heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni,) on the length growth of *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 72 : 69–72.
- TAYLOR D., MADDOCK B. et MANCE G., 1985. The acute toxicity of nine "grey list" metals to two marine fish species : Dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aqua. Tox.*, 7 : 135–144.
- TIMOURIAN H. et WATCHMAKER G., 1972. Ni uptake by sea urchin and their subsequent développement. *Journal of experimental zoologie.*, 182: 379.

- TURNER D.R., WHITFIELD M. et DICKSON A. G., 1983. The equilibrium speciation of dissolved components in freshwater and seawater at 25°C and 1 atm pressure. *Geochemica et Cosmochimica Acta.*, 45, 855.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.,1980. Ambient water criteria for nickel. US EPA n° 440/5-80-060 .
- VRANKEN R., VAN DERHAEGEN G. et HEIP C., 1991. Effect of pollutants on life history parameters of the marine nematode *Monhystera disjuncta*. *Jour. mar. Sci.*, 48 : 325-334.
- WALKER J., LUSSIER S.M. et GENTILE J.H., 1985. Acute and chronic effect of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia*. *Aqua. Tox.*, 7 : 25-35.
- WATLING H.R., 1983. Comparative study of the effect of metals on the settlement of *Crassostrea gigas*. *Bull. Env. Cont. Tox.*, 31 : 344-351.
- WILSON R. et FREEBURG L.R., 1980. Toxicity of metal to marine phytoplankton cultures. *Eco. Res. Ser.* US EPA, Env. Res. Lab., Narrangansett. NTIS PB80 - 182843, 110pp.
- ZHANG H. et WOLLAST R., 1990. Distributions of dissolved cobalt and nickel in the Rhone and the Golfe du Lion. Water pollution research report 20 "EROS 2000". Second workshop on the NORTH West Mediterranean Sea, Blanes, Spain. Martin J.M. & H. Barth eds.