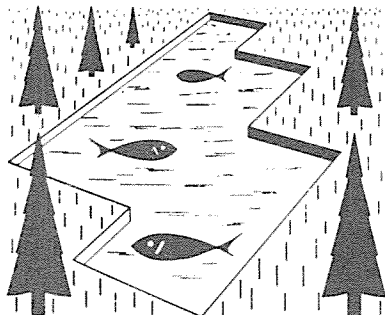


FISHERIES BRANCH LIBRARY  
FIDI NF 220 52174



**CRITÈRES DE QUALITÉ DES EAUX  
POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPÉENS**

**Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce**



COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES  
ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE  
ROME, 1973

**COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES  
DANS LES EAUX INTÉRIEURES**

Les documents de la CECPI sont publiés dans quatre séries:

**Rapport de la CECPI**

Rapport de chaque session, publié en français et en anglais.

**Document technique de la CECPI**

Des documents scientifiques et techniques sélectionnés comprenant certains documents de travail présentés aux sessions de la Commission ou de ses sous-commissions. Publiés en français et en anglais.

**Document occasionnel de la CECPI**

Documents d'intérêt général pour la Commission, publiés dans la langue d'origine, soit en français, soit en anglais.

**Nouvelles de la CECPI**

Notes et commentaires sur les activités de la CECPI et de ses Etats Membres, de la FAO et d'autres organisations: une tribune pour l'échange d'informations, d'idées et d'expériences.

Des exemplaires de ces documents peuvent être obtenus en s'adressant au:

Secrétaire  
Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures  
Département des pêches  
FAO  
Via delle Terme di Caracalla  
00100 Rome, Italie

CRITERES DE QUALITE DES EAUX POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPEENS

Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce

préparé par

Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures  
Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux  
pour les poissons d'eau douce européens

## PREPARATION DE CE DOCUMENT

L'historique de la préparation de ce document est exposé dans l'Avant-Propos du rapport même. Ce document a été préparé par le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI).

Le rapport est publié dans cette série où ont déjà paru les huit premiers rapports du Groupe de travail, soit: "Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures", EIFAC Tech.Pap., (Fr)(1):27 p., 1964; "Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures", EIFAC Tech.Pap., (Fr)(4):24 p., 1968; "Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave", EIFAC Tech.Pap., (6):32 p., 1968; "Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson", EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969; "Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures", EIFAC Tech.Pap., (Fr)(11):13 p., 1971; "Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures, Doc.Tech.CECPI, (15):20 p., 1973; "Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures, Doc.Tech.CECPI, (19):12 p., 1973; "Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce", Doc.Tech.CECPI, (20):12 p., 1973.

### Distribution:

Département des pêches de la FAO  
Fonctionnaires régionaux des pêches  
de la FAO  
Liste de distribution de la  
CECPI

### Référence bibliographique:

CECPI. Groupe de travail sur  
les critères de qualité des  
eaux pour les poissons d'eau  
douce européens (1973)  
Doc.Tech.CECPI, (21):25 p.  
Critères de qualité des eaux pour les  
poissons d'eau douce européens.  
Rapport sur le zinc et les poissons  
d'eau douce  
(Water quality criteria for European  
freshwater fish. Report on zinc and  
freshwater fish)

FAO - European Inland Fisheries Advisory  
Commission. Report of working party.  
Inland water - Europe. Water quality  
criteria - toxicology of zinc.  
Poisoning, lethal and sublethal effects  
on coarse fish and salmonids - eggs, fry,  
juveniles, adults, behaviour and spawning.  
Effects of the environmental factors -  
temperature, dissolved oxygen, pH,  
hardness, salinity, suspended solids,  
organic matters. Effects on aquatic  
invertebrates and plants. Selected  
bibliography.

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
AVANT-PROPOS	v
RESUME	x
1. INTRODUCTION	1
2. ACTION LETALE DIRECTE SUR LE POISSON	1
2.1 Symptômes d'empoisonnement et mode d'action	1
2.2 Facteurs influant sur la toxicité létale aiguë	2
a) Température	2
b) Oxygène dissous	2
c) pH	3
d) Dureté de l'eau	3
e) Salinité	4
f) Matières organiques	4
g) Solides en suspension	4
h) Age et taille	4
i) Acclimatation au zinc	5
j) Consanguinité	6
k) Action conjointe du zinc et d'autres métaux lourds	6
l) Action conjointe du zinc et d'autres poisons	6
2.3 Résumé des données toxicologiques	7
a) Toxicité létale aiguë	7
i) Oeufs de salmonidés	7
ii) Alevins, juvéniles et adultes (salmonidés)	8
iii) Poissons blancs	8
b) Toxicité létale à long terme	8
3. EFFETS SUBLETAUX SUR LE POISSON	8
3.1 Absorption et déperdition de zinc	8
a) Oeufs et alevins	8
b) Adultes	9
3.2 Reproduction	9
3.3 Croissance	10
3.4 Comportement	10
3.5 Résistance aux maladies	11
4. OBSERVATIONS EN MILIEU NATUREL	11
4.1 Expériences en nasses	11
4.2 Etablissements de pisciculture	12
4.3 Enquêtes sur les populations de poissons	12

---

<u>Contents</u> (continued)	<u>Page</u>
5. RESUME DES DONNEES SUR LA VEGETATION ET LES INVERTEBRES AQUATIQUES	13
5.1 Végétation aquatique	13
5.2 Invertébrés	14
a) Tests de laboratoire	14
b) Observations en milieu naturel	14
6. RESUME ET CONCLUSIONS	15
7. CRITERES PROVISOIRES DE QUALITE DES EAUX	17
8. REFERENCES	21

AVANT-PROPOS

Ce rapport constitue le neuvième document sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens préparé pour la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (GECPI), organisation intergouvernementale comprenant 23 Etats-Membres. La Commission a concentré ses efforts sur l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens depuis sa seconde Session, Paris (1962) 1/, où elle a pris acte de la recommandation de la Conférence des Nations Unies sur les problèmes de pollution des eaux en Europe (1961) - "que la GECPI prenne l'initiative pour l'établissement de critères dans ce domaine" 1/.

Ainsi qu'il a été mentionné dans les huit premiers rapports 2/, la Commission a approuvé que "l'exploitation rationnelle d'un système fluvial exige qu'il soit fourni de l'eau d'une qualité appropriée pour chaque utilisation qui en est faite ou que l'on entend en faire, et que cette qualité soit atteinte ou maintenue normalement par le contrôle de la pollution. Il était donc nécessaire de connaître les normes requises pour chaque utilisation particulière, afin de déterminer le degré nécessaire de lutte contre la pollution et de prévoir l'effet probable de déversements plus importants ou nouveaux effluents. On a fait remarquer que les normes de qualité pour l'eau de boisson ont été bien définies par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) et que pour certaines utilisations agricoles ou industrielles des normes ont aussi été définies. Cependant les critères de qualité de l'eau pour les poissons n'ont pas reçu l'attention qu'ils méritent. Beaucoup trop souvent, on a considéré que l'eau convient bien aux poissons tant qu'il n'y a pas de mortalité évidente pouvant être attribuée à des polluants connus. La dégradation de l'habitat aquatique par pollution et la diminution de la production annuelle et la production subséquente de la pêche sont souvent passées inaperçues.

Il a donc été décidé, en s'appuyant sur ces arguments, que la Commission entreprenne l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens.

- 
- 1/ Voir respectivement: Rapport de la GECPI, Deuxième Session, 1962, pages 7-8 Nations Unies (1961) Conférence sur les problèmes de la pollution des eaux en Europe, tenue à Genève du 22 février au 3 mars 1961, documents soumis à la Conférence, volumes I-III, Nations Unies, Genève, 600 p.
- 2/ Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (Fr) (1):27 p., 1964  
Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (Fr) (4):26 p., 1968  
Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave, EIFAC Tech.Pap., (Fr)(6):32 p., 1968  
Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson, EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969  
Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (Fr)(11):13 p., 1971  
Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures, Doc.Tech.GECPI, (15):20 p., 1973  
Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures, Doc.Tech.GECPI, (19):12 p., 1973  
Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce, Doc.Tech.GECPI, (20):12 p., 1973

Ce travail consistait en un examen critique de la documentation et, très probablement, en expériences pour éclaircir les contradictions et combler les lacunes des connaissances, suivi par des recommandations visant à fixer les exigences désirables pour les organismes aquatiques ou divers groupes d'organismes, en ce qui concerne les différentes qualités de l'eau. Les critères définitifs devraient être publiés et faire l'objet d'une large diffusion."

Pour accomplir cette tâche, la Commission a créé à sa Deuxième Session, un groupe de travail d'experts, ceux-ci étant choisis sur la base de leurs connaissances des exigences physiques, chimiques et biologiques des poissons d'eau douce européens.

Ce groupe de travail a préparé un premier rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, mentionné plus haut, qui a été soumis à la Troisième Session de la Commission, Scharfling am Mondsee, 1964, où il a reçu le plein accord de la Commission 3/.

La Troisième Session suggéra ensuite que les études du groupe de travail soient axées sur: la température de l'eau (y compris un examen critique des effets de déversements d'eau chaude); l'oxygène et le gaz carbonique dissous; le pH; les substances toxiques comprenant les métaux lourds; les phénols et les pesticides et herbicides.

La priorité a été donnée à l'étude sur la température élevée et le groupe de travail prépara un premier texte sur ce sujet au cours de l'exercice biennal qui suivit. (Au cours de la Troisième Session, les activités de la Commission ont été réorganisées sous trois Sous-Commissions dont l'une, la Sous-Commission III - Le poisson et l'eau polluée - englobe toutes les activités de la CECPI dans le domaine de la pollution. Le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens dépend, depuis lors, de cette Sous-Commission.)

La Quatrième Session de la Commission, Belgrade, 1966, conclut, à la suite de l'examen de la documentation sur les effets de la température sur la vie aquatique, qu'une telle étude requerrait plus de travail que les ressources de la Commission ne le permettaient à cette époque. Entre-temps, elle suggéra qu'un rapport sur les valeurs extrêmes du pH soit préparé pour la prochaine session de la CECPI et qu'un rapport sur l'oxygène dissous soit mis en oeuvre lorsque des fonds s'avèreraient disponibles pour engager un consultant à temps plein 4/.

Le rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (voir note 2) a été publié en 1968, à temps pour être présenté à la Cinquième Session de la CECPI (Rome, mai 1968), qui l'a approuvé à l'unanimité 5/.

Au cours de sa Cinquième Session, la Commission ré-examina, de nouveau, l'ordre des priorités des prochains thèmes d'étude et décida d'entreprendre des examens critiques de la documentation sur les effets de l'ammoniac et des phénols sur les poissons d'eau douce.

Elle recommanda, également, que des directives quant à ses prochains travaux dans le domaine du contrôle de la pollution des eaux, y compris la continuité de l'établissement de critères de qualité des eaux, soient demandées au Symposium FAO/CECPI sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches intérieures en Europe, qui devait se tenir à Jablonna, Pologne, les 15-16 mai 1970, précédant immédiatement la Sixième Session de la CECPI.

---

3/ Rapport de la CECPI, Troisième Session, 1964, page 27

4/ Rapport de la CECPI, Quatrième Session, 1966, page 28

5/ Rapport de la CECPI, Cinquième Session, pages 35-36



La Cinquième Session approuva, en outre, un premier texte du rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave. Le rapport a été publié en novembre 1968, troisième de la série de la CECPI sur les critères de qualité des eaux, et a été suivi, en 1969, de la quatrième publication de la série, Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (voir note 2 pour les deux rapports).

A la suite du Symposium de Jablonna 6/, la Sixième Session de la CECPI, Cracovie, 1970, ré-examina, de nouveau, le programme de la Commission relatif aux critères de qualité des eaux 7/. Après avoir noté qu'un rapport sur l'ammoniac était presque terminé, elle approuva la continuation de l'étude sur les phénols et des travaux courants commencés par le groupe de travail sur le cuivre, le zinc et le mercure, et recommanda que soient ajoutés les cyanides, détergents, chlore et hydrocarbures comme thèmes d'études ultérieures. Elle recommanda, également, la reprise des travaux sur la température de l'eau et la préparation d'un examen critique fondé sur le rapport sur l'oxygène dissous, préparé à l'échelle mondiale pour la FAO 8/.

Après la Sixième Session de la CECPI, le Groupe de travail de la CECPI a publié les rapports sur l'ammoniac et les phénols monohydratés, soit les cinquième et sixième études sur les critères de qualité des eaux, dans cette série de la CECPI 2/, qui ont été présentés à la Septième Session de la CECPI (Amsterdam, 1972 9/) où ils ont été approuvés à l'unanimité.

Depuis la Septième Session, le Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux a préparé des premiers textes de rapports sur l'oxygène dissous, le chlore et le zinc, qui ont été étudiés au cours de ses 11ème et 12ème réunions tenues, respectivement, à Rome (15-17 janvier 1973) et à Karlsruhe (25 mai 1973). Les rapports sur l'oxygène dissous et le chlore ont été publiés, soit les septième et huitième études sur les critères de qualité des eaux dans cette série de la CECPI 2/ et seront présentées à la Huitième Session de la CECPI, qui doit se tenir en Grande-Bretagne (Aviemore, Ecosse, 6-10 mai 1974). Le groupe de travail continue sa recherche de documentation sur le mercure et le cuivre.

Cette étude, la neuvième, est sur le zinc et les poissons d'eau douce. Les spécialistes ci-après ont été nommés au Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux en vue de la préparation de ce rapport:

M. J.S. Alabaster	(Royaume-Uni), Organisateur
M. DD. Calamari	(Italie)
M. M. Grande	(Norvège)
M. T.B. Hasselrot	(Suède)
M. R. Lloyd	(Royaume-Uni)
M. A.W. Lysak	(Pologne)
M. W.K. Besch	(Allemagne, Rép.féd. d')

Secrétariat de la FAO:

M. J.-L. Gaudet - Secrétaire de la CECPI par intérim

- 
- 6/ Holden, A.V. et R. Lloyd (1972), Symposium sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe. Synthèse des rapports nationaux, EIFAC Tech.Pap., (16):20 p.
- 7/ Rapport de la CECPI, Sixième Session, 1970, p. 31
- 8/ Doudoroff, Peter and Dean L. Shumway (1970), Dissolved oxygen requirements of fresh-water fishes. FAO Fish.Tech.Pap., (86):291 p.
- 9/ Rapport de la CECPI, Septième Session, 1973, p.41-2

La rédaction de ce rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce a été, en grande partie, menée à bien par le Dr. M. Grande (Norvège), qui a préparé le premier texte pour être soumis à l'examen des membres du Groupe de travail.

Le Groupe de travail s'est basé, pour l'exécution de ce rapport, sur les mêmes règles fondamentales que celles formulées lors de la préparation de la première étude, à savoir, que:

"les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce doivent permettre le déroulement complet de tous les cycles de vie. En plus, ils ne doivent pas provoquer dans l'eau des cours d'eau des conditions telles que la chair des poissons prenne une odeur et un goût étrangers ou que ces poissons soient amenés à désertter une partie du cours d'eau qu'ils fréquenteraient autrement ou donner lieu à l'accumulation de substances nocives chez les poissons à un degré tel qu'il y aurait danger à les consommer. Les facteurs indirects tels que ceux qui affectent les organismes servant de nourriture aux poissons doivent aussi être considérés si ces organismes jouent un rôle important."

Ce rapport sera présenté à la Huitième Session de la CECPI (Aviemore, Ecosse, R.-U.).

La Septième Session de la CECPI (voir note 2/) suggéra comme prochains thèmes possibles d'examen le cadmium et le plomb.

### RESUME

Si l'on dispose de nombreux éléments d'information sur la toxicité du zinc pour le poisson dans les conditions de laboratoire, que viennent étayer dans une certaine mesure des données pratiques sur les destructions de poisson, à peu près aucune observation en milieu naturel n'indique les concentrations de zinc qui sont inoffensives pour les populations de poissons ou pour les pêches; en effet, les données analytiques sont par trop insuffisantes, on manque de renseignements sur la dureté de l'eau - facteur dont l'action est peut-être la plus importante sur la toxicité du zinc pour les animaux aquatiques - et les détails font défaut sur la situation de la population ichtyologique. Aussi ne peut-on proposer que des critères provisoires qu'il faudra sans doute réviser lorsque l'on disposera de données pratiques plus appropriées.

La toxicité des solutions qui contiennent du zinc est surtout imputable à l'ion zinc et peut-être aussi aux macro particules de zinc présentes sous la forme de carbonate basique ou d'hydroxyde en suspension. Elle est modifiée par la qualité de l'eau, et diminue notamment lorsqu'augmentent sa dureté, sa température, sa salinité et les solides en suspension, tout en s'aggravant quand baisse le taux d'oxygène dissous. Le rôle du pH, toutefois, est mal connu.

La toxicité aiguë du zinc en présence d'autres métaux lourds et d'autres polluants habituels semble surtout être simplement cumulative, mais rien ne prouve que la toxicité chronique des divers poisons d'un mélange le soit également. L'effet du zinc est modifié et peut être réduit par l'acclimatation et par l'âge des poissons.

On a observé un taux de mortalité faible, mais significatif, chez des truites arc-en-ciel exposées continuellement pendant quatre mois à des concentrations constantes correspondant à 2/10 de la CL50 5 jours, et chez des rotengles exposés pendant huit mois et demi à des concentrations correspondant à 3/10 de la CL50 7 jours.

L'étude en laboratoire des réactions d'évitement a montré que le saumon de l'Atlantique et la truite arc-en-ciel peuvent éviter dans une eau douce des concentrations de zinc correspondant à 14-1/100 de la CL50 7 jours. On a également observé à des concentrations équivalentes à 35-43/100 de la CL50 7 jours, des réactions d'évitement de saumons de l'Atlantique en cours de migration dans un fleuve pollué par du cuivre et du zinc. La carpe et le poisson rouge manifestent également de telles réactions à des taux équivalant à 30-45/100 des concentrations létales dans les conditions de laboratoire.

Des observations en milieu naturel ont révélé la présence de populations de truites brunes lorsque la concentration du zinc était inférieure à 6/100 de la CL50 2 jours pour la truite arc-en-ciel ou lorsque les valeurs annuelles de zinc correspondant au 50ème et au 95ème percentiles ne dépassaient pas respectivement 5/100 et 19/100 de la CL50; la présence de poissons blancs se manifestait lorsque les valeurs annuelles correspondant à ces percentiles représentaient 2/100 et 11/100 de la CL50 5 jours pour le gardon.

Etant donné que les concentrations de zinc dans les eaux douces fluctuent, leur distribution étant à peu près lognormale sur une période d'un an, on exprime les critères provisoires en valeurs annuelles correspondant au 50ème et au 95ème percentiles.

En attendant d'avoir des renseignements plus complets, on recommande provisoirement que, pour assurer le maintien de populations de poissons vigoureuses, la concentration annuelle de zinc correspondant au 95ème percentile n'excède pas 1/10 de la CL50 7 jours appropriée à 15°C; ainsi, les critères établis en fonction de la concentration de zinc dépendraient de la dureté de l'eau et du type de poisson comme indiqué au tableau I.

Tableau I. Concentrations annuelles maximales de zinc (mg Zn/l) correspondant au 95ème percentile

Dureté de l'eau (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	Poissons blancs à l'exception du vairon	Salmonidés
10	0,3	0,03
50	0,7	0,2
100	1,0	0,3
500	2,0	0,5

Il se peut que la concentration de 0,03 mg Zn/l pour les salmonidés dans une eau très douce soit trop rigoureuse lorsque seule la truite brune est présente, étant donné que cette espèce semble tolérer parfaitement des concentrations plus élevées; dans de tels cas, une concentration au 95ème percentile correspondant à 2/10 de la CL50 7 jours (0,06 mg Zn/l) peut convenir davantage. Pour le vairon, il pourrait être plus approprié de fixer une norme plus rigoureuse, mais il serait souhaitable de disposer de données plus complètes pour étayer et expliquer les conclusions actuelles des travaux de laboratoire.

Les valeurs annuelles correspondant au 50ème percentile représenteraient environ le quart des valeurs proposées pour le 95ème percentile, à moins que la gamme de distribution soit infiniment plus vaste que celle trouvée jusqu'à présent ou qu'elle ne soit pas log-normale, d'où un coefficient plus fort entre le 95ème percentile et d'autres plus élevés, auquel cas il serait approprié de fixer des normes plus strictes. Lorsque d'autres poisons sont présents et que les concentrations d'oxygène dissous sont inférieures au taux de saturation en air, on devra tenir compte de leur contribution à la toxicité.

## 1. INTRODUCTION

1) Le zinc est un oligo-élément indispensable aux organismes vivants, car il intervient dans la synthèse des acides nucléiques et se trouve dans plusieurs enzymes. Il est largement répandu dans la nature sous forme de minerai (sulfure, carbonate et hydro silicate), fréquemment en compagnie d'autres métaux, surtout le fer et le cadmium. Il sert à la galvanisation, entre dans la composition du laiton et d'autres alliages, et certains de ses composés - notamment l'oxyde, le chlorure, le chromate et le sulfure - sont largement utilisés dans d'autres industries. Le zinc peut donc être un important agent de pollution, qu'il provienne de l'industrie minière ou de diverses industries de transformation.

2) Les concentrations de zinc dans les eaux naturelles de surface peuvent varier de 0,001 à 0,2 mg Zn/l, voire excéder ces taux (par exemple, O'Connor, 1968). Les déchets zinci-fères sont souvent acides et, parfois, présentent également une forte teneur en cuivre, en fer, en cadmium et en d'autres métaux lourds. Le zinc peut se trouver dans l'eau à l'état de cation libre, sous forme de composé de zinc soluble, ou encore adsorbé sur des matières en suspension.

3) Les déchets de zinc peuvent avoir une toxicité directe sur la vie aquatique, et les pêcheries peuvent être affectées soit par le zinc seul, soit plus souvent par le zinc associé au cuivre et à d'autres métaux.

4) Divers auteurs ont fait un examen critique des effets du zinc sur le poisson, par exemple Doudoroff et Katz (1953), Skidmore (1964) et Kemp *et al.* (1971). On trouvera peu de références antérieures à l'année 1953 dans le présent exposé.

## 2. ACTION LETALE DIRECTE SUR LE POISSON

### 2.1 Symptômes d'empoisonnement et mode d'action

5) Des travaux antérieurs ont signalé que les sels de zinc précipitent le mucus sur les branchies du poisson, ce qui entraîne la mort par suffocation, bien que cette précipitation soit inhibée par les sels de calcium. Toutefois, Lloyd (1960) et Mount (1966) n'ont guère observé cette précipitation sur la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) à des taux de concentration létale peu élevés et les examens histologiques ont montré que les cellules épithéliales des lamelles branchiales secondaires gonflaient, se séparaient des cellules en pilastres et finalement se desquamaient (Parry, in Lloyd, 1960). Skidmore (1970) et Skidmore et Tovell (1972) ont conclu que dans ces conditions le poisson mourait asphyxié, plutôt que sous l'effet d'un choc osmotique, hypothèse que semblent confirmer l'augmentation du taux d'acide lactique et la réduction du taux d'acide pyruvique dans les tissus de truites tuées par de fortes concentrations de zinc (Burton, Jones et Cairns, 1972). Parmi d'autres symptômes observés, on peut citer une coloration plus foncée et une nage plus intense (Affleck, 1952), ainsi qu'une inflexion de l'arête dorsale chez le vairon (Phoxinus phoxinus) après une exposition chronique au zinc (Bengtsson, 1972). B.E. Bengtsson (communication personnelle) a trouvé des lésions vertébrales chez des vairons adultes exposés pendant 30 jours à des concentrations de nitrate de zinc ne dépassant pas 0,2 mg Zn/l (6/100 de la CL50 4 jours, concentration létale pour 50 pour cent du poisson pendant 4 jours).

6) Le taux du zinc dans les branchies par rapport au métal contenu dans l'opercule sert au diagnostic pour de nombreuses espèces américaines tuées par de fortes concentrations de zinc dans les conditions expérimentales, ce taux étant proche de l'unité chez les témoins et voisin de 100:1 dans le poisson empoisonné; toutefois, on n'a pas trouvé à l'état naturel de taux proche de l'unité chez la carpe (Cyprinus carpio), ni chez le poisson rouge (Carassius auratus) (Mount, 1964).

7) On a peu de renseignements sur les effets physiologiques sublétaux, si ce n'est qu'après 6 mois d'exposition à 1,6-2,0 mg Zn/l le rotengle (Scardinius erythrophthalmus) avait dans son foie de très faibles concentrations de graisse et de glycogène (Ministry of Technology, 1966); de même, chez l'épinoche (Gasterosteus aculeatus) on a constaté une augmentation du nombre et de l'activité des "cellules à chlorure" dans les lamelles branchiales (Matthiessen et Brafield, sous presse).

## 2.2 Facteurs influant sur la toxicité létale aiguë

8) Dans des conditions écologiques constantes, la période de survie de lots expérimentaux de poissons augmente à mesure que diminue la concentration du zinc en solution, les courbes de durée de la survie par rapport à la concentration étant souvent telles qu'il y a peu de différence entre les concentrations létales pendant un jour et pendant plusieurs jours; il existe ainsi un rapport curviligne entre le logarithme de la concentration du zinc et le logarithme de la période médiane de survie du poisson. Cependant, l'altération de certains facteurs écologiques peut modifier la forme et la position de ces courbes; il en résulte que celles-ci convergent vers une asymptote commune (seuil de concentration), ou divergent pour donner divers seuils de concentration, les courbes se croisant entre elles dans certains cas. Du reste, la variabilité inhérente des réactions de la population dont proviennent les lots expérimentaux rend incertaines la précision et l'exactitude des valeurs observées; par exemple, avec la CL50 5 jours du zinc calculée sur des lots de 10 poissons, la limite de confiance à 95 pour cent se situe souvent dans un intervalle compris approximativement entre  $\pm 10$  et  $\pm 20$  pour cent, selon l'espèce (Ball, 1967); de plus l'intervalle est encore plus important pour les concentrations correspondant à un pourcentage de réaction inférieur à 50, comme indiqué récemment pour les salmonidés (Nehring et Goettl, 1973).

### a) Température

9) Lloyd (1960) a démontré qu'une augmentation de température de 13,5 à 21,5°C réduisait la période de survie de la truite brune dans des solutions de sulfate de zinc en eau dure, Q<sub>10</sub> pour les concentrations entre 5 et 10 mg Zn/l étant d'environ 2,4; toutefois, la CL50 5 jours (3,5 mg Zn/l) n'était pas sensiblement modifiée. Des expériences analogues (Ministry of Technology, 1968) ont montré que la CL50 2 jours à 20°C pouvait atteindre 4 mg/l contre 2 mg/l à 12°C. Sprague (1964) a trouvé pour Q<sub>10</sub> ces valeurs de 4 et 10 pour le saumon de l'Atlantique (Salmo salar) testé avec des concentrations de 0,6 à 3 mg/l dans une eau douce, mais la CL50 8 jours à 5 et à 15°C était au moins de 0,9 et de 0,6 mg Zn/l respectivement; des travaux ultérieurs effectués à 5, 11 et 15°C (J.B. Sprague et W.C. Carson, communication personnelle) indiquent que si la CL50 2 jours était d'environ 0,6 mg Zn/l, la CL50 8 jours était respectivement 0,16, 0,26 et 0,6 mg Zn/l aux trois températures. Par ailleurs, l'effet de la température dans l'intervalle 3 - 19°C est négligeable dans une eau dont la dureté est de 320-350 mg CaCO<sub>3</sub>/l (P.V. Hodson et J.B. Sprague, communication personnelle).

10) Ainsi une réduction de la température au-dessous de 15°C peut augmenter la période de survie de la truite brune et du saumon à des concentrations de zinc de toxicité létale aiguë tout en abaissant la valeur du seuil de mortalité à un point tel que la CL50 7 jours pour le saumon à 5°C est réduite de près du quart (c'est-à-dire que la toxicité est presque multipliée par quatre). On n'a pas de renseignements concernant l'effet de la température sur la toxicité du zinc pour les poissons blancs.

### b) Oxygène dissous

11) Lloyd (1960) exposant des truites arc-en-ciel non acclimatées à une faible concentration d'oxygène dissous avant de procéder aux essais a trouvé que la CL50 1 jour était réduite d'environ 30 pour cent sous l'effet d'une diminution de 100 à 40 pour cent de la valeur de la saturation en air. Cependant, lorsque les poissons étaient acclimatés au préalable au niveau d'oxygène dissous utilisé dans les tests, la CL50 1 jour était analogue (environ 3 mg Zn/l) à 9,5, 6,3 et 3,7 mg/l d'oxygène dissous, bien que les périodes de

survie en présence de 4-12 mg Zn/l soient légèrement inférieures aux plus faibles concentrations d'oxygène dissous. Cairns et Scheier (1975a) ont étudié le bluegill (Lepomis macrochirus) et trouvé que lorsque la concentration d'oxygène dissous fluctuait pendant plusieurs heures entre 9 et 5 mg/l, la CL50 96 heures pour le chlorure de zinc était de 8,0 mg Zn/l, et que lorsque les fluctuations de l'oxygène dissous se situaient entre 9 et 2 mg/l, elle était de 4,9 mg Zn/l.

12) Ainsi une diminution du taux d'oxygène dissous peut faire baisser la CL50 du zinc pour les truites arc-en-ciel non acclimatées au préalable, mais non pour celles qui sont acclimatées.

c) pH

13) La solubilité des sels de zinc dans les eaux naturelles diminue lorsque le pH est supérieur à 7 environ, bien que le rétablissement de l'équilibre en se prolongeant puisse donner des solutions sursaturées. Toutefois, le zinc précipité en suspension dans une eau dure avec un pH voisin de 8 semble être à peu près aussi toxique pour la truite arc-en-ciel que les ions zinc en solution (Lloyd, 1960). D'autre part, Sprague (1964) a constaté une augmentation de la période de survie du tacon de l'Atlantique dans une eau douce lorsque le pH augmentait de 7,1-7,5 à 7,9-9,3, ce qui à son avis était imputable à la baisse des quantités de zinc contenues en solution d'après les calculs. De nouveaux résultats préliminaires (J.B. Sprague et U. Zitko, communication personnelle) montrent que les valeurs de la CL50 5 jours étaient d'environ 2 mg Zn/l à pH 4-5,5 et de 0,4 à 0,7 mg Zn/l à pH compris entre 6 et 8. Mount (1966), utilisant le méné à grosse tête (Pimephales promelas), a trouvé que pour une dureté donnée (50, 100 ou 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l) la CL50 96 heures du zinc était toujours plus basse avec un pH d'environ 7,6 qu'avec un pH de 6,7; il a estimé provisoirement que le zinc en suspension serait plus toxique que le zinc en solution.

14) Ainsi on n'a pu aboutir à aucune conclusion définitive quant à l'effet du pH sur la toxicité des solutions de zinc.

d) Dureté de l'eau

15) Les concentrations de zinc d'une toxicité létale aiguë pour le poisson sont plus élevées dans une eau dure que dans une eau douce, comme l'ont montré Jones (1938) pour l'épinoche, Lloyd (1960) pour la truite arc-en-ciel et Tabata (1969) pour la carpe chinoise (Ctenopharyngodon idella). Jones (1938), Affleck (1932), Sreenivasan et Raj (1963) et Tabata (1969) ont montré que l'adjonction de l'ion calcium (comme sulfate ou chlorure) réduisait la toxicité du zinc. Tabata (1969) a trouvé que l'adjonction d'ions sodium réduisait également la toxicité, alors que celle d'ions potassium n'avait aucun effet dans une eau naturelle.

16) Lloyd (1960) a observé que la concentration de zinc, létale en deux jourset demi pour la truite arc-en-ciel dans une eau d'une dureté totale de 320 mg CaCO<sub>3</sub>/l, était environ 8 fois plus élevée dans une eau dont la dureté totale était de 12 mg/l. Aux trois niveaux de dureté choisis pour les tests - 12, 50 et 320 mg CaCO<sub>3</sub>/l - la CL50 2 jours et demi était approximativement de 0,5, 2 et 4 mg Zn/l, et Lloyd et Herbert (1962) ont avancé qu'il existe une relation linéaire entre le logarithme de la CL50 et celui de la dureté totale. Des travaux récents (J.F. de L.G. Solbé, communication personnelle) tendent à confirmer cette affirmation, car pour une dureté de 504 mg CaCO<sub>3</sub>/l, la CL50 48 heures pour la truite arc-en-ciel équivalait à 4,8 mg Zn/l. Toutefois, on a récemment constaté que la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) (G.A. Chapman, communication personnelle) avait une sensibilité plus grande que prévu d'après d'autres résultats publiés. Tous ces tests ont été effectués avec des poissons acclimatés à une eau de la dureté voulue. Lloyd (1965) a montré que des truites arc-en-ciel élevées dans une eau douce étaient plus sensibles à l'empoisonnement par le zinc dans cette eau que d'autres élevées dans une eau dure et soumises à des tests dès après leur transfert dans l'eau douce. Il a également constaté que les poissons qui

avaient été maintenus dans une eau dure devaient rester dans une eau douce pendant au moins 5 jours avant que leur sensibilité égale celle des poissons élevés dans cette eau (voir également paragraph 25).

17) Le rapport entre la CL50 et la dureté de l'eau est illustré à la figure 1 pour la truite arc-en-ciel, le rotengle et le saumon de fontaine (Salvelinus fontinalis), seules espèces pour lesquelles on dispose de données comparables.

e) Salinité

18) Herbert et Wakeford (1964) ont montré que la CL50 48 heures du sulfate de zinc pour les truitelles et les tacons de l'Atlantique atteignait un maximum dans une eau contenant 35 et 40 pour cent d'eau de mer, soit 13 et 15 fois plus qu'en eau douce pour les deux espèces respectivement, alors que dans une eau contenant 72 pour cent d'eau de mer, elle était respectivement 6 et 8 fois plus élevée. Les auteurs estiment que l'on atteint la résistance maximale lorsque l'eau est approximativement isotonique (31 pour cent d'eau de mer) avec le sang des tacons de l'Atlantique acclimatés à 100 pour cent d'eau de mer.

f) Matières organiques

19) Des expériences ont montré que l'effet létal aigu du zinc sur les salmonidés est réduit lorsque l'on ajoute à l'eau des matériaux chélatés tels que le NTA (acide nitrilotriacétique) et l'EDTA (acide tétraacétique éthylènediamine) à des valeurs neutres du pH (Sprague, 1968a; Grande, 1967). Les substances humiques, les acide aminés, les polypeptides et d'autres matières organiques solubles peuvent agir suffisamment sur le zinc pour influencer sur la toxicité de la concentration totale du métal à l'égard du poisson, bien que l'on puisse déterminer avec précision la toxicité des effluents d'égout contenant du zinc en se fondant sur la teneur totale en zinc et en d'autres poisons qui s'y trouvent (Lloyd et Jordan, 1964).

g) Solides en suspension

20) La toxicité des eaux minières chargées de métaux lourds est réduite lorsque s'y mêlent des déchets du procédé de flottation contenant de fortes concentrations de quartz siliceux finement divisé et d'autres minéraux capables d'adsorber les métaux lourds (Svenska Gruvföreningen, 1960). De même, il ressort d'études préliminaires portant sur la truite arc-en-ciel (Ministry of Technology, 1971) que la CL50 48 heures pour la concentration totale de zinc passe de 3 mg Zn/l à quelque 4 mg Zn/l lorsque la concentration des solides organiques ou inorganiques en suspension croît de 10 à 400 mg/l.

h) Age et taille

21) Les alevins de truite arc-en-ciel au début de la période d'auto-alimentation se sont révélés un peu plus vulnérables que les poissons adultes, alors que les oeufs embryonnés étaient les plus tolérants, la CL50 5 jours étant au moins 4 fois plus élevée que pour les adultes (Edwards et Brown, 1966). Goodman (1951) a constaté une augmentation de la résistance chez cette espèce entre les âges de 2 et de 10 semaines, mais cela peut être imputable à l'éclosion et à l'élevage des poissons dans une eau contenant 1 mg Zn/l. J.P. Goettl (communication personnelle) a trouvé que la CL50 4 jours était approximativement de 1,2 et de 4,5 Zn/l dans une eau dure (325 mg CaCO<sub>3</sub>/l) pour des poissons pesant en moyenne 2 g et 28,3 g respectivement, et qu'elle était de 0,2 et 0,4 mg Zn/l dans une eau douce (30 mg CaCO<sub>3</sub>/l) pour des poissons pesant respectivement 4,9 g et 30,5 g. Dans le cas du saumon de l'Atlantique, Grande (1967) n'a obtenu que 30 pour cent d'éclosion des oeufs dans une eau douce (dureté de l'eau: 14 mg/l en CaCO<sub>3</sub>) contenant 0,04 mg Zn/l, ce qui représentait moins de 1/10 de la CL50 21 jours pour le frai en sac vitellin et les alevins.



22) B.E. Bengtsson (communication personnelle) a noté un accroissement significatif de la mortalité parmi des vairons nouvellement éclos par comparaison aux adultes à des concentrations de nitrate de zinc de 0,08 mg Zn/l (2,5/100 de la CL50 4 jours des adultes); les poissons d'un an et de moins d'un an manifestaient une sensibilité intermédiaire. Bengtsson (1972) a également observé lors d'études prolongées que, pour des concentrations de 0,13, 0,2 et 0,31 mg Zn/l dans une eau douce (dureté moyenne de l'eau 70 mg CaCO<sub>3</sub>/l), le pourcentage de mortalité des vairons juvéniles était respectivement de 10, 22 et 50, mais que pour les vairons adultes il ne dépassait pas 0, 10 et 30 respectivement. D'autre part, Jones (1938) n'a trouvé aucune différence de résistance au zinc entre des épinoches juvéniles (10-20 mm) et des adultes (45-50 mm).

i) Acclimatation au zinc

23) Goodman (1951) a observé que la période de survie des alevins de truite arc-en-ciel dans 6 et 10 mg Zn/l augmentait après acclimatation pendant 40 jours dans une eau contenant 2 mg Zn/l. Des résultats analogues ont été obtenus par Affleck (1952) avec la truite arc-en-ciel et la truite brune, et par Lloyd (1960) et Edwards et Brown (1966) avec la truite arc-en-ciel. Lloyd (1960) a noté une augmentation significative (presque le double) de la période de survie parmi des truites arc-en-ciel qui avaient résisté à des solutions contenant 2,5 et 3,5 mg Zn/l pendant 14 jours et avaient ensuite été exposées à une concentration de 10 mg Zn/l, par comparaison avec des poissons maintenus auparavant dans une eau pure. Edwards et Brown (1966) ont constaté une augmentation de 40 pour cent de la CL50 48 heures chez des poissons exposés à une concentration correspondant à 5/10 de la CL50 48 heures pendant 60 jours, mais non chez ceux exposés à une concentration correspondant à 6/10 de la CL50 48 heures. Selon les renseignements recueillis par J.B. Sprague (communication personnelle), à la suite d'une acclimatation de plusieurs mois à des concentrations sublétales, la CL50 7 jours pour le saumon de l'Atlantique peut être doublée ou triplée.

24) Pickering et Vigor (1965) ont trouvé que des oeufs de méné à grosse tête d'un jour exposés à 1,1 mg Zn/l avaient éclos et que le frai vivait pendant au moins 3 jours, alors que tout le frai nouvellement éclos qui n'avait pas été exposé auparavant au zinc était au bout de 24 h d'exposition à cette concentration. On n'a toutefois pas fait de recherches sur la durée de cette tolérance. Edwards et Brown (1966) ont observé que des rotengles qui avaient survécu à une longue exposition à 25 mg Zn/l pouvaient résister plus longtemps à une concentration de 40 à 60 mg Zn/l qu'un lot analogue de poissons gardés auparavant dans une eau pure.

25) Ces résultats sont confirmés par des expériences pratiques (Schofield, 1965) menées pendant l'été dans le lac Honnedga (Etats-Unis) (dureté de l'eau: 1-3 mg CaCO<sub>3</sub>/l), alors que la concentration du zinc se situait entre 0,01 et 0,15 mg Zn/l; des saumons de fontaine transférés en nasses de l'écloserie Courtland (dureté de l'eau: environ 80 mg CaCO<sub>3</sub>/l), où la concentration maximale équivalait à 0,01 mg Zn/l, ont été détruits, alors que presque tous ceux de l'écloserie Cornell (dureté de l'eau: environ 60 mg CaCO<sub>3</sub>/l), où la concentration pouvait atteindre 1,52 mg Zn/l, ont survécu au transfert pendant 9 jours. De plus, la mortalité parmi les poissons de Courtland a été réduite grâce à une acclimatation préalable pendant 6 jours dans les eaux de l'écloserie Cornell.

26) Lors d'une autre expérience, on a acclimaté des truites arc-en-ciel à une concentration sublétale (0,8 mg Zn/l), puis on les a exposées à un détergent (sulfonate d'alcoyl-benzène) ainsi qu'à des mélanges de zinc et de détergent. La toxicité du détergent seul était analogue pour les poissons après les deux traitements, mais lors des tests effectués en présence de 0,8 mg Zn/l, le mélange était plus toxique pour le poisson préalablement exposé au zinc (Brown, Mitrovic et Stark, 1968).

27) Ainsi, certaines espèces de salmonidés et de poissons blancs résistent plus longtemps à des concentrations létales de zinc lorsqu'elles ont été préalablement exposées comme oeufs ou comme juvéniles à des concentrations sublétales; dans les conditions les plus favorables d'acclimatation au zinc, la CL50 7 jours peut être doublée ou triplée. Toutefois, l'exposition à des concentrations sublétales de zinc peut réduire la résistance de la truite à une nouvelle exposition ultérieure à un détergent.

j) Consanguinité

28) Rachlin et Perlmutter (1968) ont constaté que la tolérance au zinc avait décuplé dans une souche consanguine de xiphophores (Xiphophorus maculatus).

k) Action conjointe du zinc et d'autres métaux lourds

29) Lloyd (1961) a étudié la survie de la truite arc-en-ciel dans l'eau dure d'un trou de forage contenant du sulfate de zinc, du sulfate de cuivre et un mélange de ces deux sels, ainsi que dans une eau artificiellement adoucie (dureté totale: 320 et 14-20 mg CaCO<sub>3</sub>/l respectivement). En exprimant les concentrations de ces métaux dans les mélanges comme une proportion de leur CL50 individuelle 3 jours dans l'eau dure et 7 jours dans l'eau douce, l'auteur a établi un rapport entre les périodes médianes de survie et les concentrations des deux métaux lorsqu'ils sont tous deux présents. Il a considéré que le cuivre et le zinc exercent leur action toxique aiguë d'une manière analogue et que leur toxicité aux concentrations de létalité relativement faible était simplement cumulative. Les concentrations de toxicité létale aiguë plus élevées du mélange dans l'eau douce ont toutefois provoqué un synergisme, la période de survie étant beaucoup plus brève dans ce cas qu'en présence d'une quantité équivalente de chaque métal lourd individuel - effet constaté également par Doudoroff (1952) qui a utilisé le méné à grosse tête dans une eau douce.

30) Sprague et Ramsay (1965) ont soumis aux tests des saumons de l'Atlantique juvéniles dans une eau contenant du sulfate de zinc, du sulfate de cuivre et un mélange de ces deux sels et dont la dureté totale était de 14 mg CaCO<sub>3</sub>/l. La CL50 7 jours du mélange a pu être déterminée par une simple addition des CL50 correspondantes des deux métaux comme indiqué plus haut (paragraphe 29).

31) On a également trouvé (Brown et Dalton, 1970) que la CL50 48 heures de mélanges de cuivre, de zinc et de nickel pour la truite arc-en-ciel pouvait être déterminée de manière adéquate par addition des valeurs fractionnelles de la CL50 48 heures de ces divers poisons.

l) Action conjointe du zinc et d'autres poisons

32) La toxicité pour le méné à grosse tête de solutions contenant du cyanure de sodium et du sulfate de zinc a été rapportée surtout à la concentration du cyanure moléculaire présent dans le mélange (Doudoroff et al., 1966).

33) Herbert et Shurben (1964) ont soumis aux tests des truites arc-en-ciel dans des solutions de chlorure d'ammonium et de sulfate de zinc, tant dans une eau dure que dans une eau douce, et en présence d'oxygène dissous réduit; ils ont constaté que 50 pour cent des poissons étaient détruits au bout de 48 heures lorsque la somme des parties de la CL50 48 heures de chaque poison atteignait environ 1,0. On a obtenu des résultats analogues avec des mélanges de phénol et de sulfate de zinc (Herbert et Vandyke, 1964), de zinc, de cuivre et de phénol (Brown et Dalton, 1970) et de zinc et d'un détergent (sulfonate d'alcoylbenzène) (Brown, Mitrovic, et Stark, 1968).

34) Brown, Jordan et Tiller (1969) ont fait varier les proportions de zinc, d'ammoniaque et de phénol dans les mélanges utilisés lors de tests portant sur la truite arc-en-ciel; ils ont constaté que, lorsque le zinc prédominait, la toxicité des mélanges était inférieure aux prévisions fondées sur la simple addition des toxicités fractionnelles des trois poisons; il est possible que, dans ce cas, la quantité d'ammoniaque ou de phénol présente ait été trop faible pour avoir un effet sur le poisson.

35) Lloyd et Jordan (1963 et 1964) ont étudié plusieurs effluents d'égout. La toxicité pour la truite arc-en-ciel d'un effluent contenant une quantité considérable de zinc en association avec d'autres métaux lourds, de l'ammoniaque, des détergents, du phénol et des cyanures, lors d'essais effectués tant en eau dure qu'en eau douce, a été analogue aux prévisions, compte tenu de la concentration du zinc et des autres poisons présents. On a obtenu des résultats du même ordre dans certains cours d'eau anglais contenant du zinc, du cuivre, de l'ammoniaque et du phénol où le poisson avait disparu (Herbert, Jordan et Lloyd, 1965).

36) En général, l'effet du zinc en présence d'autres poisons communs sur la CL50 48 heures du mélange pour la truite arc-en-ciel peut être calculé par simple addition de la CL50 48 heures fractionnelle des poisons individuels.

### 2.3 Résumé des données toxicologiques

#### a) Toxicité létale aiguë

##### i) Oeufs de salmonidés

37) Les concentrations considérées comme létales pour les salmonidés varient d'environ 0,01 mg à plus de 10 mg Zn/l, principalement en fonction de la dureté de l'eau, de l'espèce (Fig. 1) et du stade biologique, ainsi que de la durée des tests. C'est pourquoi on n'a pas examiné dans le présent document certains résultats qui ne donnent aucun détail concernant ces facteurs.

38) Des oeufs de truite arc-en-ciel n'ont pu éclore dans une eau douce (4 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenant 0,04 mg Zn/l (Affleck, 1952). Pourtant, J.P. Goettl (communication personnelle) a trouvé que les oeufs embryonnés ne manifestaient aucune perturbation après avoir été gardés pendant 100 et 140 jours respectivement dans une eau douce (25 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenant 0,1 mg Zn/l et dans une eau dure (340 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenant 0,4 mg Zn/l.

39) Avec les oeufs de truite brune (Ministry of Technology, 1966), on n'a pas constaté de mortalité significative aux concentrations de 0,06, 0,2 et 0,6 mg Zn/l dans une eau dont la dureté équivalait respectivement à 12,5, 50 et 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l; la CL50 5 jours était plus faible au début de l'embryonnement, atteignant quelque 0,5 mg Zn/l et 2,5 mg Zn/l aux taux extrêmes de dureté. Les valeurs correspondantes pour les oeufs de truite arc-en-ciel à la fin de l'embryonnement étaient de 3 mg Zn/l et > 10 mg Zn/l dans une eau douce et dans une eau dure respectivement.

40) Schofield (1965) a noté un taux de survie se situant entre 80 et 85 pour cent avec des lots d'oeufs de truite brune dans une eau dont la dureté variait entre 1 et 3 mg CaCO<sub>3</sub>/l et contenait de 0,02 à 0,04 mg Zn/l.

41) Par ailleurs, le taux d'éclosion des oeufs de saumons n'atteignait que 30 pour cent à une concentration de 0,04 mg Zn/l dans une eau ayant une température de 10°C, une dureté de 14 mg CaCO<sub>3</sub>/l et un pH de 6,4 (Grande, 1967), bien que Brånin et Paulsson (1971) aient constaté que dans une eau de qualité analogue (environ 13 mg CaCO<sub>3</sub>/l avec un pH de 6,1-6,4) l'éclosion a donné de bons résultats même au taux de 0,1 mg Zn/l, bien que la mortalité ait été de 90 pour cent au taux de 1,0 mg Zn/l.

ii) Alevins, juvéniles et adultes (salmonidés)

42) Les résultats des tests menés sur la truite brune sont indiqués à la Figure 1 (ronds noirs) avec ceux obtenus pour deux autres espèces. La courbe reliant le logarithme de la CL50 pour la truite arc-en-ciel au logarithme de la dureté de l'eau n'est curviligne que si l'on donne le même coefficient de pondération aux résultats d'Affleck (1952) et de G.A. Chapman (communication personnelle) qu'aux autres.

43) Affleck (1952) a observé la destruction complète de truites arc-en-ciel, mais la survie totale des truites brunes à une concentration de 0,1 mg Zn/l. La résistance plus forte de la truite brune est confirmée par Goodman (1951), Grande (1967) et Nehring et Goettl (1973). Les travaux de Sprague (1964) donnent à penser que le saumon est un peu plus sensible que la truite brune, conclusion qui est également celle de Grande (1967). Par ailleurs, le saumon de fontaine semble légèrement plus résistant que la truite arc-en-ciel (Sprague, 1964; Schofield, 1965, comparaison avec Affleck, 1952 et Nehring et Goettl, 1973).

iii) Poissons blancs

44) Aucune étude n'a porté sur les stades précoces des poissons blancs à l'exception du vairon juvénile (Bengtsson, 1972) pour lequel la valeur de la CL50 10 jours dans une eau douce (de 2,5 à 5 mg Zn/l) semble proche de celle constatée pour les salmonidés. Les espèces les plus résistantes semblent être le rotengle (Ball, 1967) et le poisson rouge (Carassius auratus) (Pickering et Henderson, 1964), et l'on trouvera des données concernant ces espèces ainsi que d'autres à la Figure 2.

b) Toxicité létale à long terme

45) Edwards et Brown (1966) ont gardé des truites arc-en-ciel pendant environ quatre mois dans une eau dure (320 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenant 0,6, 1,6 et 2,0 mg Zn/l (c'est-à-dire 2/10, 5/10 et 6/10 respectivement de la CL50 5 jours); au bout de 6 jours, les taux de mortalité atteignaient 0,5, et 7 pour cent et, au bout de quatre mois, ils étaient respectivement de 16, 18 et 22 pour cent.

46) On a récemment effectué des expériences analogues avec le rotengle dans une eau dure à 8-15°C (V.M. Brown et T.L. Shaw, communication personnelle). La CL50 était de 24 mg Zn/l pendant 5 jours et de 10,5 mg Zn/l pendant 8 mois et demi; à la fin de cette période, la mortalité était de 10 pour cent à une concentration de 7 mg/l (3/10 de la CL50 5 jours) et elle était nulle au taux de 4 et 2 mg Zn/l.

47) Le vairon a été gardé pendant environ 3 mois dans une eau douce (dureté approximative: 70 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenant de faibles concentrations de zinc (Bengtsson, 1972); on estime que la CL50 90 jours pour les juvéniles représente 0,3 mg Zn/l. L'épinoche a survécu pendant 29 jours à une exposition à 6,0 mg Zn/l dans une eau d'une dureté de 280 mg CaCO<sub>3</sub>/l (Matthiessen et Brafield, sous presse).

3. EFFETS SUBLETAUX SUR LE POISSON

3.1 Absorption et déperdition de zinc

a) Oeufs et alevins

48) Les expériences effectuées par Wedemeyer (1968) sur des oeufs de saumon argenté (Oncorhynchus kisutch) indiquent que l'absorption de zinc contenu dans l'eau se fait surtout par adsorption chorionique (70 pour cent), et accessoirement par diffusion dans l'oeuf 26, 2 et 1 pour cent du zinc passant respectivement dans le liquide périvitellin, le vitellus et l'embryon.

49) Vladimirov (1971) a constaté que l'absorption nette de zinc en un mois par des alevins de carpe commune était plus élevée chez ceux qui avaient été exposés à 5 mg ZnSO<sub>4</sub>/l que chez ceux exposés à 0,05 et à 0,5 mg/l.

#### b) Adultes

50) Le zinc est absorbé par le poisson directement à partir de l'eau, spécialement par le mucus et les branchies (Skidmore, 1964). On a aussi trouvé des quantités considérables de ce métal dans l'oeil, les reins, les arêtes et l'appareil gastro-intestinal, et des quantités plus faibles dans le foie, la rate et les muscles (Saiki et Mori, 1955; Joyner, 1961; Mount, 1964). On a également trouvé de fortes concentrations de zinc dans les gonades (Nazarenko, 1972). En bloquant l'oesophage de barbottes (Ictalurus nebulosus), Joyner (1961) a montré que l'eau ingérée par ces poissons ne contribue pas à l'accumulation du zinc dans l'appareil gastro-intestinal.

51) D'après l'auteur, le taux initial d'absorption diminuait au bout d'environ 12 heures. Par ailleurs, Slater (1961) a constaté que le taux d'accumulation du zinc pendant 48 heures était à peu près constant chez les salmonidés, le plus élevé se situant chez la truite brune, le plus faible chez la truite arc-en-ciel, le taux intermédiaire étant chez la truite à gorge coupée (Salmo clarki). Les observations de Nazarenko (1972) permettent de penser que l'accumulation du zinc est plus élevée chez la brème (Abramis brama) que chez le gardon (Rutilus rutilus) et qu'elle est plus forte en été qu'en hiver.

52) Cairns et Scheier (1957) estiment que l'accumulation peut être plus rapide dans une eau douce que dans une eau dure, mais que la température n'a sans doute aucun effet sur ce phénomène.

53) Joyner et Eisler (1961) ont constaté que la plus grande partie du zinc absorbé pendant 24 heures par des alevins de saumon royal (Oncorhynchus tshawytscha) exposés à des solutions de 0,2 mg Zn/l a été retenue par le poisson lorsque celui-ci était gardé dans une eau courante pendant 63 jours; pendant cette période, le zinc était progressivement redistribué en direction de la colonne vertébrale, de la tête et des viscères aux dépens des autres tissus. D'autre part, Joyner (1961) a observé que près de la moitié du zinc accumulé dans la barbotte pendant une exposition prolongée à 6 mg Zn/l était perdue par le poisson pendant le premier jour suivant son transfert dans une eau courante, le taux de déperdition diminuant ensuite.

54) Les mécanismes de redistribution expliqueraient que le rapport entre la concentration du zinc dans les branchies et dans l'opercule soit plus élevé chez les poissons empoisonnés par de fortes concentrations de métal que chez ceux exposés à des concentrations sublétales; l'excrétion et les différences d'exposition expliqueraient les variations de concentration constatées par Mount (1964) entre divers échantillons de poisson à l'état naturel.

### 3.2 Reproduction

55) Brungs (1969) a constaté que la reproduction du méné à grosse tête était presque totalement inhibée par de fortes concentrations de zinc sans effet sur la survie, la croissance et la maturation du poisson. Le nombre d'oeufs produits par la femelle à une concentration de 0,18 mg Zn/l ne représentait que 17 pour cent de celui produit à une concentration de 0,03 mg Zn/l. La CL50 4 jours atteignait 8,4 à 10 mg Zn/l et le taux de mortalité était de 15 pour cent à une concentration de 2,8 mg Zn/l pendant toute la durée du test (10 mois).

56) Aucune expérience n'a été consacrée aux effets du zinc sur la reproduction d'espèces européennes.

### 3.3 Croissance

57) Lors de tests ayant duré environ quatre mois pendant lesquels on a exposé des truites arc-en-ciel à des concentrations variant entre 0,6 et 2,0 mg Zn/l (2/10 et 6/10 de la CL50 5 jours) dans une eau dure (Edwards et Brown, 1966), on a constaté une mortalité faible mais significative parmi les poissons, et si les taux de croissance et le poids du foie et des reins (exprimé en pourcentage du poids corporel total) étaient apparemment analogues pour toutes les concentrations comme pour le témoin, la consommation par poisson de boulettes de nourriture (mais non celle d'asticots) avait diminué de près de 20 pour cent à une concentration de 2,0 mg Zn/l.

58) Le rotengle soumis à des tests pendant 8 mois et demi (V.M. Brown et T.L. Shaw, communication personnelle) n'a pas non plus accusé une forte tendance à réduire la production de sa biomasse à des concentrations pouvant atteindre 4 mg Zn/l (17/100 de la CL50 5 jours).

59) Avec d'autres espèces, les résultats ont été quelque peu différents. Pickering (1968), utilisant le bluegill pendant une période de 20 jours, a trouvé que sa croissance était stimulée à une concentration de 1 mg Zn/l et ralentie à une concentration de 4 mg Zn/l (la CL50 20 jours se situant entre 7,2 et 12 mg Zn/l). Toutefois, Bengtsson (1972) n'a pas constaté un tel effet stimulant de faibles concentrations de zinc sur la croissance du vairon, et Brungs (1969) a trouvé que la croissance des ménés à grosse tête ralentissait lorsqu'ils étaient exposés à une concentration de 2,8 mg Zn/l pendant 30 jours (environ 3/10 de la CL50 4 jours), mais non à des concentrations plus faibles.

60) Ainsi la croissance de la truite arc-en-ciel et du rotengle ne se ressent apparemment pas de concentrations pouvant atteindre respectivement 6/10 et 17/100 de la CL50 5 jours, tandis que l'on a constaté une stimulation de la croissance à des fractions inférieures de la CL50 chez le bluegill, mais non chez le vairon ou chez le méné à grosse tête.

### 3.4 Comportement

61) Sprague (1964a) a utilisé le tacon de l'Atlantique dans une eau douce (dureté: 18 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contenue dans une auge d'évitement en laboratoire. Les concentrations les plus faibles provoquant des réactions d'évitement chez le poisson (CE50) ont été de 0,053 mg Zn/l pour le sulfate de zinc seul, et de 0,006 mg Zn/l pour le zinc en présence de 0,0004 mg Cu/l. Ces concentrations étaient respectivement équivalentes à 14/100 et à 7/100 de la CL50 7 jours, compte tenu de la teneur naturelle en métaux de l'eau servant aux essais (0,002 mg Cu/l et 0,003 mg Zn/l).

62) Il ressort d'études portant sur les passages dans une échelle à saumons dans le nord-ouest de la rivière Miramichi, au Canada (Sprague, Elson et Saunders, 1965; Saunders et Sprague, 1967) que les retours des saumons vers l'aval lors de la montaison ont augmenté, passant de 1-3 pour cent pendant les 6 ans précédant la période de pollution par les eaux minières à 10-22 pour cent pendant 4 années de pollution; les remontées ont été retardées et réduites en nombre. Cet évitement apparent semble s'être produit à une concentration équivalant à quelque 35-43/100 de la CL50 7 jours pour le cuivre et le zinc, un niveau équivalant à 8/10 de cette CL50 risquant de bloquer tout mouvement vers l'amont. Parmi les saumons regagnant l'aval prématurément, 31 pour cent environ ont repris la montaison. Il n'y a guère eu de différence entre les réactions d'évitement des poissons précédemment exposés à la pollution comme tacons et celles des autres.

63) La CE50 pour l'évitement du zinc par la truite arc-en-ciel en laboratoire à 9,5°C et à 17°C a atteint 0,005 mg Zn/l (1/100 de la CL50 7 jours) et n'a pas changé lorsque les niveaux d'acclimatation ont été relevés de 0,003 à 0,013 mg Zn/l (Sprague, 1968).

64) Syazuki (1964) et Ishio (1965) signalent un évitement à 30/100 et 45/100 des concentrations létales pour la carpe commune (Cyprinus carpio) et pour le poisson rouge toutefois, Jones (1947) a constaté que l'épinoche (Pygosteus pungitius) ne manifestait d'évitement qu'à l'égard des concentrations létales.

65) Ainsi le saumon manifeste un évitement en présence de concentrations de zinc équivalent à 14/100 de la CL50 7 jours dans les conditions de laboratoire et à 35-43/100 de la CL50 en milieu naturel. En laboratoire, la truite arc-en-ciel réagit à 1/100 de la CL50 et les poissons blancs à 30-45/100.

### 3.5 Résistance aux maladies

66) Les observations de Pippy et Hare (1969) donnent à penser que, dans la rivière Miramichi (Canada), une poussée de pollution par le cuivre et le zinc à la fin de juin 1967, accompagnée de températures inhabituelles de l'eau, a sans doute favorisé l'apparition d'une infection provoquée chez le saumon de l'Atlantique par la bactérie Aeromonas liquefaciens (A. punctata). Cependant, les sommets de concentration du cuivre et du zinc, lorsque la mortalité a commencé, représentaient 110/100 de la CL50 7 jours.

67) Hiller et Perlmutter (1971) ont trouvé que la quantité de virus provoquant la nécrose pancréatique infectieuse dans des gonades de truites arc-en-ciel en culture augmentait de manière significative lorsque la culture était effectuée à une concentration de 10 mg Zn/l, mais non à celle de 7,5 mg Zn/l.

## 4. OBSERVATIONS EN MILIEU NATUREL

68) On a de nombreux comptes rendus de destructions de poissons dans les cours d'eau pollués par les effluents des industries minières, mais, vu la complexité des effluents et la pénurie de données analytiques, il est généralement difficile d'identifier les effets du zinc par lui-même. Cependant, on a obtenu certaines données provenant d'expériences sur des poissons gardés en nasses dans des établissements piscicoles dont les eaux étaient contaminées par le zinc, ainsi que d'études concernant l'état des populations de poissons dans des eaux naturelles zincifères.

### 4.1 Expériences en nasses

69) Hasselrot (1965) a trouvé une mortalité élevée parmi des tacons et des vairons adultes gardés en nasses dans une rivière polluée suédoise en présence de concentrations moyennes et maximales de 0,15-0,28 et 0,25-0,95 mg Zn/l respectivement, la dureté de l'eau étant de 21-48 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Il en a conclu que le zinc était le principal responsable de la destruction du poisson, avec peut-être une certaine action de faibles concentrations de cuivre et d'autres métaux, conformément aux données recueillies en laboratoire pour les salmonidés (par. 42 et 43). Les vairons adultes étaient légèrement plus résistants que les tacons.

70) Weatherley, Beevers et Lake (1967) ont mené des expériences analogues dans la rivière Molonglo, en Nouvelle-Galles du Sud (Australie), qui a été polluée par des activités minières. Des mortalités totales se sont produites au bout de 7 jours parmi des truites arc-en-ciel tenues en nasses (taille 3,9-5,9 cm) et une mortalité partielle a affecté des truites brunes (4,5-9,4 cm) alors que la concentration totale de zinc variait entre 0,1 et 0,5 mg Zn/l, pour une dureté totale de l'eau de 10-13 mg CaCO<sub>3</sub>/l. La différence de résistance entre les deux espèces est conforme aux données recueillies en laboratoire (par. 43); la toxicité apparemment plus élevée du zinc peut être attribuée à la présence de cuivre. Les carassins (Carassius carassius) étaient plus résistants que les truites, une mortalité de 40 pour cent se produisant en 16 jours, alors que la concentration totale de zinc fluctuait entre 2 et 7 mg Zn/l, celle du cuivre entre 0,04 et 0,08 mg Cu/l, la dureté de l'eau atteignant 57 mg CaCO<sub>3</sub>/l.



#### 4.2 Etablissements de pisciculture

71) On a élevé des saumons de fontaine dans l'écloserie Cornell (dureté de l'eau: 44-123 mg CaCO<sub>3</sub>/l) où les concentrations atteignaient 1,52 mg Zn/l (Schofield, 1965). Ces maximums étaient proches des concentrations létales médianes observées en laboratoire (par. 43).

#### 4.3 Enquêtes sur les populations de poissons

72) Dans la rivière Istwyth (Royaume-Uni), lorsque la concentration de zinc atteignait 0,8 mg Zn/l avec des traces de plomb au niveau normal des eaux, et 1,4 mg Zn/l en période de sécheresse avec un pH d'environ 6,4 et une teneur en calcium équivalant à quelque 11,0 mg CaCO<sub>3</sub>/l, les truites brunes, qui étaient abondantes en amont des sources de pollution, ont été détruites peu après avoir pénétré dans le cours principal à la suite d'inondations; des truites de mer (Salmo trutta), qui remontaient occasionnellement le cours inférieur de la rivière, ont également été trouvées mortes ou mourantes (Jones, 1940). Par la suite (Jones, 1958), lorsque les concentrations ont baissé au niveau de 0,2-0,7 mg Zn/l (environ 50-175/100 de la CL50 2 jours pour la truite arc-en-ciel), les traces de plomb étant négligeables, les truites brunes se trouvaient présentes en petit nombre, la grande lamproie marine (Petromyzon marinus) apparaissait occasionnellement, mais d'autres espèces, y compris le vairon, l'épinoche et le chabot (Cottus gobio), étaient absentes.

73) Lors d'une autre enquête préliminaire effectuée au Pays de Galles (Royaume-Uni), on a prélevé des échantillons aux fins d'analyse dans de petits cours d'eau en décembre, février et juillet; dans ceux où la concentration de zinc, exprimée en fonction de la CL50 2 jours pour la truite arc-en-ciel, était inférieure à 6/100, la densité des truites brunes atteignait 11-46/100 m<sup>2</sup>; lorsque cette proportion variait entre 6/100 et 9/100, la densité des truites brunes était de 7/100 m<sup>2</sup>, et lorsqu'elle se situait entre 14/100 et 48/100, leur densité était de 0,4-4/100 m<sup>2</sup> (d'après des données fournies par Cremer et Warner, communication personnelle).

74) Selon des données (P. Toner, communication personnelle) concernant la rivière Kilmas-tualla (Irlande), échantillonnée à intervalles d'environ 2 semaines en 1972, dans deux stations où se trouvait une population de truites brunes à croissance autonome accompagnées de quelques saumons, les valeurs annuelles correspondant au 50<sup>e</sup> et au 95<sup>e</sup> percentiles pour les concentrations de zinc exprimées en fonction de la CL50 2 jours pour la truite arc-en-ciel atteignaient 5,4/100 et 19/100 respectivement dans une station et environ 3,8/100 et 19/100 dans l'autre. Le zinc représentait respectivement quelque 81 et 66 pour cent de la CL50 2 jours prévue dans les deux stations, en présence d'autres métaux lourds et d'ammoniaque.

75) En Norvège, les lacs et les rivières d'eau douce (dureté: 2-20 mg CaCO<sub>3</sub>/l) contiennent des populations de salmonidés à croissance autonome en présence de concentrations de zinc pouvant atteindre 0,15 mg Zn/l (Grande, 1967; Snekvik, communication personnelle). Lorsque l'on observe des concentrations plus élevées, la truite brune, le saumon de l'Atlantique et l'omble chevalier (Salvelinus alpinus) sont absents, mais dans la plupart des cas l'eau contient également du cuivre et d'autres métaux. Ces observations confirment les conclusions auxquelles ont abouti en laboratoire Lloyd (1960), Sprague (1964 et 1964a) et J.P. Goettl (communication personnelle), mais non celles d'Affleck (1952).

76) Sprague, Elson et Saunders (1965) ont trouvé que la concentration de zinc et de cuivre dans un affluent de la rivière Miramichi (Canada) représentait en moyenne 24/100 de la CL50 7 jours en 1962, la valeur maximale atteignant 6/10 de la CL50 7 jours; les populations de tacons étaient bien moindres que dans le cours non pollué de la rivière, peut-être en partie parce que le nombre de bouvards disponibles avait diminué les années précédentes. Lors des autres années considérées, on a trouvé de plus fortes concentrations dans la rivière.



77) Schofield (1965) a signalé que l'on trouve des saumons de fontaine dans le lac Honnedga (Etats-Unis) (dureté pouvant atteindre 3 mg CaCO<sub>3</sub>/l) où les concentrations de zinc varient entre 0,02 et 0,17 mg Zn/l.

78) Dans le Willow Brook (Royaume-Uni), rivière où l'eau a une dureté peu commune, une forte teneur en chlorure (504 mg CaCO<sub>3</sub>/l) et reçoit des effluents d'aciéries fortement chargés de zinc (J.F. de L.G. Solbé, communication personnelle), des gardons, des tanches (Tinca tinca) et des épinoches étaient présents dans les eaux d'aval, lorsque les concentrations annuelles correspondant au 50<sup>e</sup> et au 95<sup>e</sup> percentiles étaient de 0,9 et de 3,7 mg Zn/l (4/100 et 19/100 de la CL50 5 jours pour le gardon), alors que l'on trouvait gardons, chevesnes (Leuciscus cephalus), vairons, épinoches, anguilles (Anguilla anguilla) et loches (Nemacheilus barbatulus) dans les eaux d'amont où les valeurs correspondant à ces percentiles étaient de 0,4 et 2,2 mg Zn/l (2/100 et 1/10 de la CL50 5 jours pour le gardon).

79) Dans l'Aire (Royaume-Uni) - qui contient divers poisons - gardons, chevesnes, vairons et épinoches étaient présents dans certaines parties de la rivière où l'eau était bien oxygénée, lorsque les 6 concentrations annuelles de zinc correspondant au 50<sup>e</sup> et au 95<sup>e</sup> percentiles équivalaient respectivement à 2/100 et à 5/100 de la CL50 5 jours pour le gardon (d'après les données fournies par D. Woodhead, communication personnelle).

80) Ainsi, les concentrations de zinc qui sont létales pour les poissons à l'état naturel sont généralement analogues à celles dont la létalité est constatée en laboratoire. De même, des observations en milieu naturel montrent que les tacons peuvent être présents dans des rivières polluées lorsque la concentration de zinc n'excède pas 15/100 de la CL50 7 jours, mais que leur nombre est extrêmement réduit quand les concentrations moyenne et maximale annuelles de zinc et de cuivre atteignent respectivement 24/100 et 60/100 de la CL50 7 jours (par. 76). Il arrive que la rivière contienne quelques espèces communes lorsque les concentrations de zinc correspondant à la médiane annuelle et au 95<sup>e</sup> percentile atteignent 4/100 et 19/100 de la CL50 5 jours pour le gardon et l'on peut trouver plusieurs espèces lorsque ces valeurs représentent 2/100 et 1/10 de la CL50 ou sont inférieures à ces chiffres (par. 74-78 et 79).

## 5. RESUME DES DONNEES SUR LA VEGETATION ET LES INVERTEBRES AQUATIQUES

### 5.1 Végétation aquatique

81) Whitton (1970) a examiné les rares connaissances dont on dispose sur la toxicité du zinc à l'égard des algues d'eau douce. Williams et Mount (1965) ont constaté qu'en ajoutant 1 mg Zn/l ou plus aux communautés périphytiques naturelles dans 4 canaux d'écoulement alimentés en eau courante, on réduisait le nombre des espèces dominantes. Les champignons et les myxobactéries donnent naissance à une vaste végétation permanente aux concentrations les plus élevées (6,5 mg Zn/l) apparemment en utilisant l'apport en phyto-plancton détruit. Parmi les organismes qui ont une forte tolérance (6,5 mg Zn/l) citons les bactéries Sphaerotilus natans, Zoogloea ramigera et Beggiatoa sp., les champignons Alternaria tenuis et Leptomitus lacteus, les algues Anacystis sp., Lyngbya sp., Schizothrix calcicola, Oscillatoria, Oocystis lacustris, Spirogyra sp. et Chlamydomonas snowii, Euglena acus, Trachelomonas volvocina, Chrysococcus major, et les diatomées Cymbella tumida, Nitzschia linearis et Synedra ulna.

82) Whitton (1970a) a étudié la toxicité du zinc sur 25 espèces de chlorophycées en eau courante. Cladophora glomerata était parmi les plus sensibles, Ulothrix, Microspora, Spirogyra et Mougeotia étaient relativement résistantes, alors que toutes les espèces du genre Oedogonium à l'état naturel présentaient une sensibilité moyenne. Toutefois, Oedogonium et Mougeotia, cultivées en laboratoire sur un milieu enrichi en zinc, étaient fortement résistantes. Les concentrations de zinc provoquant une légère inhibition de la

croissance s'échelonnaient entre 0,2-6,0 mg Zn/l (ou jusqu'à 9,0 mg/l si l'on inclut les algues cultivées sur un milieu enrichi en zinc). L'auteur n'a pas indiqué la dureté de l'eau, mais on l'estimait à environ 20 mg CaCO<sub>3</sub>/l. D'après ses conclusions (1970), Lemanea est relativement résistante.

83) Les nombreuses observations de Besch, Ricard et Cantin (1972) sur les diatomées benthiques en diverses parties du cours de la rivière Miramichi touchées par des opérations minières tendent à confirmer que Synedra ulna et notamment Achnanthes microcephala et Eunotia exigua sont relativement résistantes au zinc; les macrophytes les plus affectés étaient des espèces submergées, suivies par les dicotylédones riveraines, les monocotylédones et Equisetum arvense (Besch et Roberts-Pichette, 1970).

## 5.2 Invertébrés

### a) Tests de laboratoire

84) On a relativement peu de données en ce qui concerne les effets du zinc sur les invertébrés, et en particulier de renseignements sur la qualité de l'eau. La CL50 4 jours pour l'hélicidé Helisoma campanulatum était de 1,27 mg Zn/l et de 0,87 mg Zn/l respectivement dans une eau dure et dans une eau douce, et pour les jeunes spécimens de physse (Physa heterotropa) elle était de 0,4 mg Zn/l et de 0,3 mg Zn/l dans une eau dure et dans une eau douce (dureté totale: 100 mg/l et 20 mg/l respectivement) (Wurtz, 1962), valeurs nettement plus faibles que celles trouvées par Cairns et Scheier (1957a). L'auteur pense que les escargots à hémoglobine (Helisoma spp.) sont plus tolérants au zinc que les individus à hémocyanine (Physa spp.) et souligne également que les mollusques seraient les premiers animaux détruits lorsqu'un cours d'eau charrie une charge excessive de métaux.

85) Certains crustacés sont relativement sensibles à l'empoisonnement par le zinc. Bringmann et Kühn (1959) ont signalé pour les jeunes daphnies une CL50 2 jours de 1,8 mg Zn/l dans une eau dure (215 mg CaCO<sub>3</sub>/l), résultat proche de ceux de Tabata (1969a) qui portent sur une vaste gamme de duretés et sont légèrement inférieurs aux valeurs correspondantes pour la truite. Anderson (1948) signale toutefois pour l'immobilisation de Daphnia magna une CE50 ne dépassant pas 0,07 mg Zn/l dans une eau dont la dureté est de 100 mg CaCO<sub>3</sub>/l et Biesinger et Christensen (1972), utilisant les mêmes espèces, signalent une CL50 2 jours de 0,16 mg Zn/l à 18°C dans une eau dont la dureté est de 45 mg/l en CaCO<sub>3</sub>.

86) Chez les insectes, la résistance au zinc est variable. Warnick et Bell (1969) ont étudié l'effet du zinc sur des insectes dans une eau dont la dureté est de 44 mg/l et le pH de 7,25. La CL50 10 jours pour l'éphéméridé Ephemerella subvaria atteignait 16 mg Zn/l, tandis que la CL50 11 et 14 jours respectivement pour la phrygane Hydropsyche betteni et pour le perlidé (Plecoptera) Acronuria lycorias équivalait à 32 mg Zn/l; ainsi, ces insectes sont beaucoup plus résistants aux concentrations létales pendant quelques jours que ne le sont les poissons étudiés (par. 37-44).

### b) Observations en milieu naturel

87) Les enquêtes en milieu naturel, menées dans les eaux polluées par le zinc, ont donné des renseignements sur la tolérance des invertébrés envers ce métal, bien qu'il soit souvent difficile de les interpréter en l'absence d'autres polluants. Dans la rivière Ystwyth, où les concentrations de 0,7-1,2 mg Zn/l et 0,05 mg Pb/l étaient normalement présentes, ne se trouvait aucun mollusque, crustacé, ver (Oligochaeta) ni sangsue (Hirudinea) (Jones, 1940) et, dans un petit affluent où les concentrations étaient proches de 57 mg Zn/l, on trouvait encore un nombre considérable de larves d'insectes. Quelques années plus tard, alors que les concentrations dans le cours d'eau principal étaient tombées à 0,2-0,7 mg Zn/l, la faune restait presque entièrement constituée d'insectes lithophiles (Jones, 1958), Rhitrogena semicolorata, Heptagenia lateralis, Baetis rhodani, Chloroperla tripunctata et Esolus parallelopipedus étant les principales espèces. Sprague, Elson et Saunders (1965)

ont trouvé que les phryganes (Trichoptera) et les moucheron (Chironomidae) n'étaient pas affectés par la pollution cuivre-zinc dans le nord-ouest de la rivière Miramichi, où les concentrations représentent au moins une fois et demi la CL50 7 jours pour le saumon. Les éphéméridés étaient plus sensibles et l'on en trouvait peu lorsque les concentrations étaient d'environ 60 pour cent plus fortes. Toutefois, des études effectuées en 1969 (W. Besch, communication personnelle) ont montré qu'il n'y a pas d'éclosion de phryganes, y compris les hydropsychés, ni d'éphéméridés, et que le nombre des chironomidés perceurs de galeries avait fortement diminué; de plus, les larves de phryganes Glossosoma spp. étaient absentes lorsque la concentration de zinc représentait environ 1/10 de la CL50 7 jours pour le saumon. Dans le Molonglo, Weatherley, Beevers et Lake (1967) ont trouvé que la faune était nettement réduite, celle-ci consistant surtout en hémiptères, coléoptères, phryganes, diptères et perlidés, dans la partie du cours d'eau polluée par le zinc. Toutefois, peut-être cela était-il dû aux effets indirects de la pollution.

## 6. RESUME ET CONCLUSIONS

88) Le zinc est un polluant que l'on trouve fréquemment dans l'eau douce et dans les déchets de diverses industries et d'autres provenance. Il est souvent accompagné de cuivre et d'autres métaux lourds et affecte les pêches en eau douce, sans doute principalement par ses effets directs sur le poisson, mais peut-être aussi par son action sur certains organismes qui entrent dans l'alimentation des poissons tels que les éphéméridés et les daphnies (par. 84-86).

89) Jusqu'à présent, on connaît mal le mécanisme de son action toxique, mais elle est surtout attribuable à l'ion zinc, bien que le zinc à l'état macroparticulaire, par exemple sous forme de carbonate basique ou d'hydroxyde en suspension, puisse également être toxique (par. 13).

90) En concentration de toxicité aiguë, le zinc peut provoquer la mort du poisson en détruisant le tissu épithélial des branchies (par. 4). Il peut aussi avoir des effets chroniques sur divers organes et systèmes enzymatiques (par. 6).

91) On a peu de données sur les limites de confiance pour les concentrations qui auraient un effet létal ou autre, mais les éléments dont on dispose permettent de penser qu'elles se situent entre  $\pm 10$  et  $\pm 20$  pour cent de la CL50. Cet intervalle s'élargit progressivement à mesure que le pourcentage de réaction s'éloigne de 50. Il existe donc une certaine incertitude en ce qui concerne les concentrations exactes qui sont mortelles pour le poisson et d'autres organismes.

92) Néanmoins, il est évident que la toxicité du zinc est modifiée par la qualité de l'eau, et notamment qu'elle est réduite par une augmentation de sa dureté (par. 15-17). Une élévation de température peut abrégé la période de survie du poisson aux concentrations qui sont rapidement létales, tout en la prolongeant aux concentrations plus faibles entraînant une augmentation de la CL50 (par. 9 et 10). En outre, la toxicité augmente sous l'effet d'une réduction de la teneur en oxygène dissous (par. 11) et diminue par suite de l'accroissement de la salinité (par. 18) et de la concentration des solides en suspension (par. 20) et sans doute dans une faible mesure de celle des matières organiques (par. 20). L'effet du pH est mal connu (par. 13 et 14). La toxicité aiguë du zinc en présence d'autres métaux lourds et d'autres polluants communs semble surtout être simplement cumulative (par. 29-36). Toutefois, on n'a pas de preuve que la toxicité chronique de divers poisons dans un mélange soit simplement cumulative. L'effet du zinc est modifié et peut être réduit par l'acclimatation et par l'âge des poissons (par. 21-27).

93) Les concentrations de zinc qui sont rapidement létales pour le poisson dans les conditions de laboratoire et leur dépendance à l'égard de la dureté de l'eau sont assez bien définies pour la truite arc-en-ciel dans la gamme de 10 à 500 mg CaCO<sub>3</sub>/l et pour d'autres salmonidés à l'extrémité inférieure de l'échelle de dureté de l'eau, les valeurs de la CL50 pendant plusieurs jours étant d'environ 0,4 et 5 mg Zn/l aux deux extrémités de cette échelle (par. 16 et Fig. 1). Toutefois, la très forte toxicité du zinc à l'égard de la truite arc-en-ciel dans une eau contenant moins de 30 mg CaCO<sub>3</sub>/l (par. 43) doit être confirmée et expliquée.

94) Les données sont moins abondantes pour les poissons communs, mais elles aussi indiquent que la toxicité diminue si la dureté de l'eau augmente; ces poissons sont généralement plus résistants que la truite, les valeurs de la CL50 à une concentration de 320 mg/l en CaCO<sub>3</sub> se situant entre 8 et 17 mg Zn/l (par. 15 et Fig. 1). Toutefois, la loche et le vairon semblent plus sensibles que la truite (par. 44 et Fig. 2).

95) On a trouvé une mortalité faible, mais significative chez des truites arc-en-ciel exposées en permanence pendant quatre mois à des concentrations constantes représentant 2/10 de la CL50 5 jours, et chez des rotengles exposés pendant 8 mois et demi à des concentrations équivalant à 3/10 de la CL50 7 jours (par. 45); bien que la consommation alimentaire de la truite soit réduite dans les conditions de laboratoire à une concentration atteignant 6/10 ou plus de la CL50, apparemment sa croissance n'est pas affectée (par. 57). La CL50 3 mois pour le vairon atteint 3/100-6/100 de la CL50 10 jours approximative (par. 44 et 47).

96) On a quelque preuve que la résistance aux maladies (par. 66-67) et la reproduction (par. 55) peuvent être affectées par des concentrations sublétales de zinc, mais peu de travaux systématiques ont eu pour but d'élucider ces problèmes ou d'étudier les effets de ces concentrations en milieu naturel.

97) Les études de laboratoire sur les réactions d'évitement ont montré que le saumon de l'Atlantique et la truite arc-en-ciel peuvent éviter, dans une eau douce, des concentrations de zinc équivalant à 14-1/100 de la CL50 7 jours (par. 61-63). On a observé des réactions d'évitement à des concentrations atteignant 35-43/100 de la CL50 7 jours par des saumons de l'Atlantique en migration dans une rivière polluée par le cuivre et le zinc (par. 62). La carpe et le poisson rouge manifestent un évitement à des taux représentant 30-45/100 des concentrations létales dans les conditions de laboratoire (par. 64).

98) La résistance au zinc des végétaux et des invertébrés aquatiques varie considérablement. Les algues se ressentent de concentrations se situant dans la gamme 0,2-9,0 mg Zn/l (par. 82). Les larves de certaines phryganes et de certains moucheron sont très résistantes au zinc, alors que certains éphéméridés y sont parfois aussi sensibles que le saumon. Les mollusques, les crustacés, les oligochètes et les sangsues semblent très sensibles à ce métal (par. 83-85).

99) Les observations en milieu naturel de la mortalité du poisson confirment généralement les études de laboratoire consacrées aux concentrations létales (par. 69-70). Toutefois, peu d'observations décrivent de manière adéquate les conditions qui prévalent dans les cours d'eau et les lacs zincifères où vivent des populations de poissons vigoureuses. On a constaté la présence de population substantielles de truites brunes dans des cours d'eau où la concentration de zinc était inférieure à 6/100 de la CL50 2 jours pour la truite arc-en-ciel (par. 73); ces poissons étaient également présents lorsque les valeurs annuelles de la concentration correspondant au 50ème et au 95ème percentiles de la CL50 2 jours atteignaient respectivement 5/100 et 19/100 (par. 74). Le saumon était présent lorsque la concentration de zinc n'excédait pas 15/100 de la CL50 7 jours (par. 75), mais on le trouvait en effectifs très réduits aux concentrations moyenne et maximale annuelles représentant 24/100 et 60/100 de la CL50 7 jours (par. 76). On a trouvé une population mélangée comportant plusieurs espèces de poissons blancs, dont le vairon, dans une

rivière où l'eau était de forte dureté et où les concentrations de zinc correspondant à la médiane annuelle et au 95<sup>ème</sup> percentile atteignaient 2/100 et 11/100 de la CL50 5 jours pour les poissons blancs les plus résistants soumis aux essais, alors que pour quelques espèces, les concentrations correspondant à la médiane annuelle et au 95<sup>ème</sup> percentile équivalaient à 4/100 et à 19/100 de la CL50 5 jours (par. 78 et 79).

#### 7. CRITERES PROVISOIRES DE QUALITE DE L'EAU

100) On dispose d'abondants renseignements sur la toxicité du zinc à l'égard du poisson dans les conditions de laboratoire, étayés dans une certaine mesure par des données recueillies en milieu naturel sur les destructions de poisson, mais pratiquement aucune observation faite sur le terrain n'indique les concentrations de zinc qui sont inoffensives pour les populations de poissons ou pour les pêches, surtout parce que les données analytiques sont trop minces, les renseignements font défaut sur la dureté de l'eau - facteur dont l'action sur la toxicité du zinc à l'égard des animaux aquatiques est peut-être la plus importante - et l'on n'a pas d'éléments détaillés sur l'état des populations de poissons. C'est pourquoi on ne peut proposer que des critères provisoires qui devront peut-être être révisés lorsque l'on disposera de données pratiques plus adéquates.

101) Etant donné que l'on sait que les concentrations de zinc (et en fait de nombreux autres constituants naturels et artificiels des eaux douces où vivent des poissons) fluctuent, il est peu réaliste d'établir des valeurs fixes qui ne devraient pas être excédées pendant de longues périodes. Il serait préférable d'affecter à ces critères une ou plusieurs valeurs, se rapportant chacune à une tranche de percentiles pendant une période définie, les distributions y afférentes semblant dans la pratique être approximativement lognormales. Cette idée inspire les critères proposés par la CECPI pour les phénols monohydratés et elle a été incorporée dans les propositions de cet organisme pour l'oxygène dissous. Dans le cas du zinc, on pourrait prendre une année comme période appropriée, puisqu'il n'y a aucune raison de s'attendre à des écarts saisonniers marqués, du point de vue de l'effet de ce poison sur le poisson, bien que pour le saumon la CL50 7 jours à 5°C soit environ le quart (26/100) de ce qu'elle est à 15°C.

102) En attendant que l'on dispose de renseignements plus complets, il est suggéré provisoirement que pour assurer le maintien de populations de poissons vigoureuses, la valeur annuelle de la concentration de zinc correspondant au 95<sup>ème</sup> percentile ne dépasse pas 1/10 de la CL50 7 jours appropriée à 15°C; ainsi les critères, exprimés en fonction de la concentration du zinc, dépendraient de la dureté de l'eau et du type de poisson comme indiqué au Tableau II.

Tableau II. Concentrations maximales annuelles de zinc correspondant au 95<sup>ème</sup> percentile (mg Zn/l)

Dureté de l'eau (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	Poissons blancs à l'exception du vairon <u>1/</u>	Salmonidés
10	0,3	0,03 <u>2/</u>
50	0,7	0,2
100	1,0	0,3
500	2,0	0,5

1/ Voir par. 104

2/ Cependant voir par. 103

103) La concentration de 0,03 mg Zn/l pour les salmonidés dans une eau très douce peut être excessive si l'on n'y trouve que des truites brunes, étant donné que cette espèce semble bien s'adapter à des concentrations plus élevées; dans de tels cas, une concentration correspondant au 95ème percentile équivalant à 2/10 de la CL50 7 jours (0,06 mg Zn/l) peut être plus appropriée.

104) Pour le vairon, peut-être vaudrait-il mieux fixer une norme plus stricte, mais il serait souhaitable d'avoir des renseignements plus complets pour confirmer et expliquer les données de laboratoire actuelles.

105) Les valeurs annuelles des concentrations correspondant au 50ème percentile représenteraient environ le quart de celles proposées pour le 95ème percentile au cas où l'on jugerait typiques les distributions mentionnées au paragraphes 74, 78 et 79. Toutefois, si la distribution était beaucoup plus large ou n'était pas lognormale, d'où résulterait un coefficient beaucoup plus fort entre le 95ème percentile et les percentiles plus élevés, des normes plus rigoureuses seraient appropriées.

106) En outre, lorsque d'autres poisons sont présents et que les concentrations d'oxygène dissous sont inférieures au taux de saturation en air, on devrait tenir compte de leur contribution à la toxicité.

- |   |   |  |
|---|---|--|
| ○ | Truite arc-en-ciel ( <u>Salmo gairdneri</u> )       | 1. Affleck (1952)                      |
|   |   | 2. Lloyd (1960)                        |
|   |   | 3. Lloyd (1961)                        |
|   |   | 4. Ball (1967)                         |
|   |   | 5. Goettl (communication personnelle)  |
|   |   | 6. Solbé (communication personnelle)   |
|   |   | 7. Chapman (communication personnelle) |
| × | Saumon ( <u>Salmo salar</u> )                       | 8. Sprague (1964)                      |
| ⊙ | Saumon de fontaine ( <u>Salvelinus fontinalis</u> ) | 9. Sprague (1964a)                     |
|   |   | 10. Schofield (1965)                   |

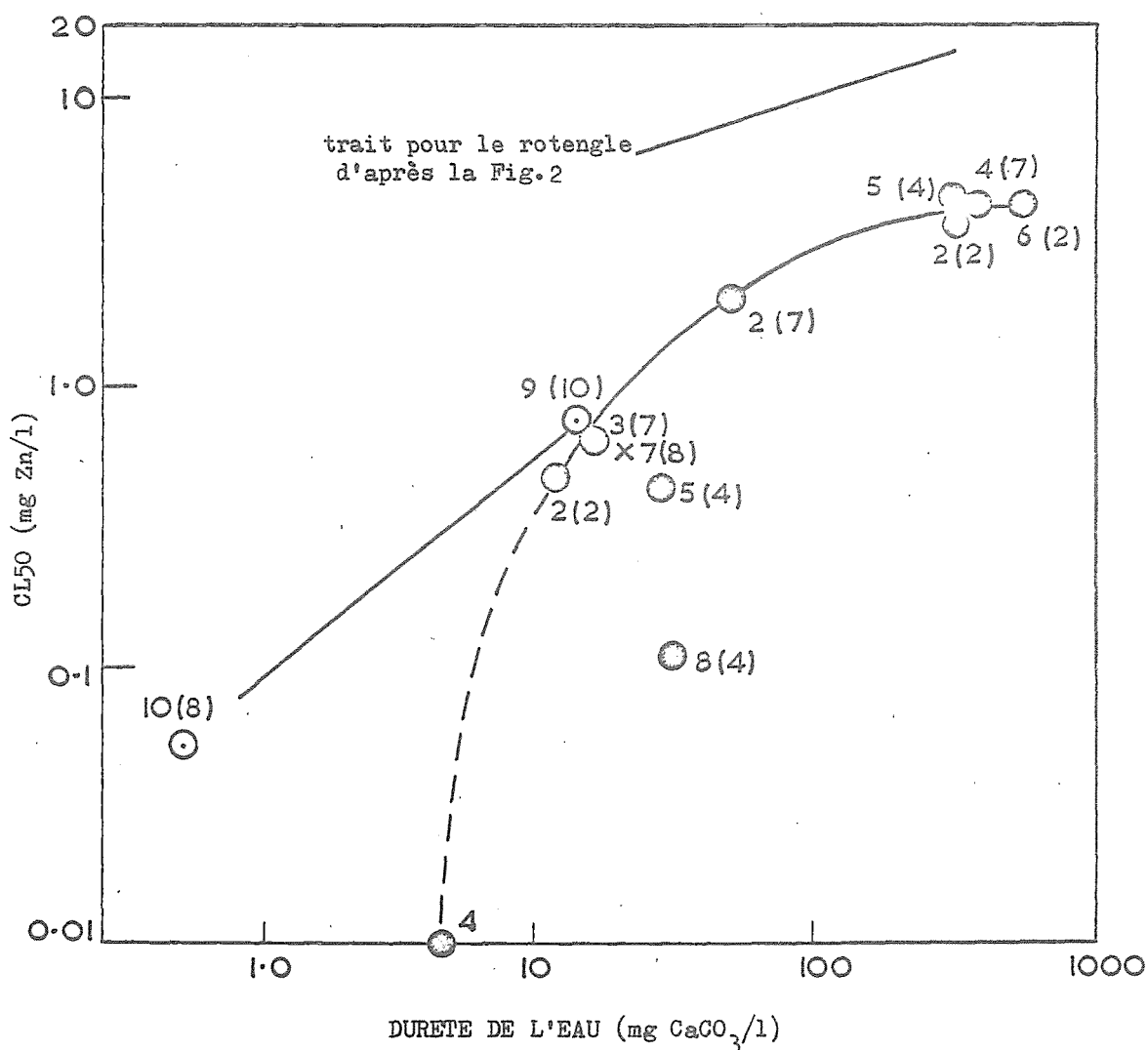


Fig. 1. Concentration létale médiane du zinc pour les salmonidés (temps, en jours, indiqué entre parenthèses). Le trait pour le rotengle, établi d'après la Fig. 2, est donné aux fins de comparaison.

○	Rotengle	( <u>Erythrophthalmus</u> <u>scardinius</u> )	1. Ministry of Technology (1967) 2. Ministry of Technology (1966a)
⊙	Gardon	( <u>Rutilus</u> <u>rutilus</u> )	3. Ball (1967)
□	Perche	( <u>Perca</u> <u>fluviatilis</u> )	4. Ball (1967)
△	Brème	( <u>Abramis</u> <u>brama</u> )	5. Ball (1967)
▽	Goujon	( <u>Gobio</u> <u>gobio</u> )	6. Ball (1967)
■	Carpe	( <u>Cyprinus</u> <u>carpio</u> )	7. Nehring (1964)
▽	Poisson rouge	( <u>Carassius</u> <u>auratus</u> )	8. Pickering et Henderson (1964)
▲	Carassin	( <u>Carassius</u> <u>carassius</u> )	9. Weatherly et al. (1966)
×	Epinoche	( <u>Gasterosteus</u> <u>aculeatus</u> )	10. Jones (1938) 11. Matthiessen & Brafield (sous presse)
*	Vairon	( <u>Phoxinus</u> <u>phoxinus</u> )	12. Bengtsson (1972)
+	Loche franche	( <u>Nemacheilus</u> <u>barbatulus</u> )	13. Solbé (communication personnelle)

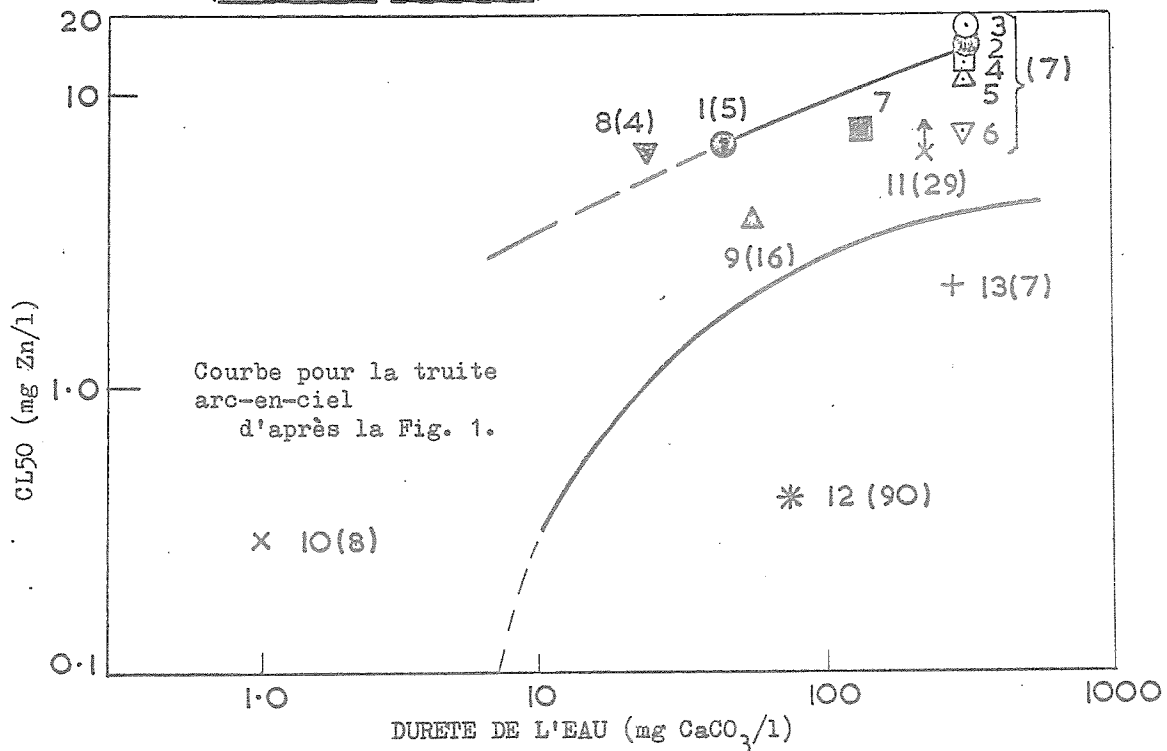


Fig. 2. Concentration létale médiane du zinc pour les poissons blancs (temps, en jours, indiqué entre parenthèses). La courbe pour la truite arc-en-ciel, établie d'après la Fig. 1, est donnée aux fins de comparaison



## 8. REFERENCES

- Affleck, R.J., Zinc poisoning in a trout hatchery. Aust.J.Mar.Freshwat.Res., 3:142-69  
1952
- Anderson, B.G., The apparent thresholds of toxicity to *Daphnia magna* for chlorides of  
1948 various metals when added to Lake Erie water. Trans.Am.Fish.Soc., 78:96-113
- Ball, I.R., The relative susceptibilities of some species of freshwater fish to poisons.  
1967 2. Zinc. Water Res., 1:777-83
- Bengtsson, B.E., Effekten av långtidsexponering i zink på överlevnad och tillväxt hos  
1972 elritsa (*Phoxinus phoxinus* L.). In Rapport från Rickleå fältstation, Umeå  
universitet, 1972
- Besch, K.W. et P. Roberts-Pilchette, Effects of mining pollution on vascular plants in the  
1970 northwest Miramichi River system. Can.J.Bot., 48(9):1647-56
- Besch, W.K., M. Ricard et R. Cantin, Benthic diatoms as indicators of mining pollution in  
1972 the northwest Miramichi River system, New Brunswick, Canada. Int.Rev.Ges.  
Hydrobiol., 57(1):39-74
- Biesinger, K.E. et G.M. Christensen, Effects of various metals on survival, growth and  
1972 reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. J.Fish.Res.Board Can., 29(12):  
1691-700
- Branin, B. et C. Paulsson, Långtidöförsök med tungmetaller på de första utvecklingssta-  
1971 dierna hos lax. Medd.Laxforskningsinst., (2)
- Bringmann, G. et R. Kühn, Wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen, und  
1959 Kleinbrebsen. Gesundheitsingenieur, 80:115-20
- Brown, V.M. et R.A. Dalton, The acute lethal toxicity to rainbow trout of mixtures of  
1970 copper, phenol, zinc and nickel. J.Fish.Biol., 2:211-6
- Brown, V.M., D.H.M. Jordan et B.A. Tiller, The acute toxicity to rainbow trout of fluc-  
1969 tuating concentrations and mixtures of ammonia, phenol and zinc. J.Fish.Biol.,  
1:1-9
- Brown, V.M., V.V. Mitrovic et G.T.C. Stark, Effects of chronic exposure to zinc on  
1968 toxicity of a mixture of detergent and zinc. Water Res., 2:255-63
- Brungs, W.A., Chronic toxicity of zinc to the fathead minnow (*Pimephales promelas*  
1969 Rafinesque). Trans.Am.Fish.Soc., 98:272-9
- Burton, D.T., A.H. Jones et J. Cairns, Acute zinc toxicity to rainbow trout (*Salmo*  
1972 *gairdneri*) in confirmation of the hypothesis that death is related to tissue  
hyponia. J.Fish.Res.Board Can., 29(10):1463-6
- Cairns, J. Jr. et A. Scheier, The effects of temperature and hardness of water upon the  
1957 toxicity of zinc to the common bluegill (*Lepomis macrochirus* Raf.). Not.Nat.  
Acad.Nat.Sci.Phila., (299):12 p.
- \_\_\_\_\_, The effects of periodic low oxygen upon the toxicity of various chemicals to  
1957a aquatic organisms. In Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference,  
Purdue Univ.Eng.Extn.Ser., (94):165-76

- Doudoroff, P., Some recent developments in the study of toxic industrial wastes. In  
1952 Proceedings of the 4th Pacific N.W. Industrial Waste Conference, State College  
Wash. Pullman, pp. 21-5
- Doudoroff, P. et M. Katz, Critical review of literature on the toxicity of industrial  
1953 wastes and their components to fish. 2. The metals, as salts. Sewage Ind.  
Wastes, 25:802-39
- Doudoroff, P., G. Leduc et C.R. Schneider, Acute toxicity to fish of solutions containing  
1966 complex metal cyanides, in relation to concentrations of molecular hydrocyanic  
acid. Trans.Am.Fish.Soc., 95:6-22
- Edwards, R.W. et V.M. Brown, Pollution and fisheries: A progress report. J.Inst.Water  
1966 Pollut.Control, Lond., 66:63-78
- Goodman, J.R., Toxicity of zinc for rainbow trout (Salmo gairdneri). Calif.Fish Game,  
1951 37:191-4
- Grande, M., Effect of copper and zinc on salmonid fishes. Adv.Water Pollut.Res., 3(1):  
1967 97-111
- Hasselrot, T.B., A study of remaining water pollution from a metal mine with caged fish  
1965 as indicators. Vattenhygien, 21:11-6
- Herbert, D.W.M. et D.S. Shurben, The toxicity to fish of mixtures of poisons. 2.  
1964 Copper-ammonia and zinc-phenol mixtures. Ann.Appl.Biol., 53:415-21
- Herbert, D.W.M., et A.C. Wakeford, The susceptibility of salmonid fish to poisons under  
1964 estuarine conditions. 1. Zinc sulphate. Int.J.Air Water Pollut., 8:251-6
- Herbert, D.W.M., D.H.M. Jordan et R. Lloyd, A study of some fishless rivers in the  
1965 industrial Midlands. J.Proc.Inst.Sewage Purif., 569-82
- Hiller, J.M. et A. Perlmutter, Effect of zinc on viral-host interactions in a rainbow  
1971 trout cell line, RTG-2. Water Res., 5:703-10
- Ishio, S., Behaviour of fish exposed to toxic substances. Advances in Water Pollution  
1966 Research. Adv.Water Pollut.Res., 2(1):19-33
- Jones, J.R.E., The relative toxicity of salts of lead, zinc and copper to the stickleback  
1938 (Gasterosteus aculeatus L.) and the effect of calcium on the toxicity of lead  
and zinc salts. J.Exp.Biol., 15:394-407
- \_\_\_\_\_, A study of the zinc-polluted river Ystwyth in North Cardiganshire, Wales.  
1940 Ann.Appl.Biol., 27:368-78
- \_\_\_\_\_, The reactions of Pygosteus pungitius (L.) to toxic solutions. J.Exp.Biol.,  
1947 24:110-22
- \_\_\_\_\_, A further study of the zinc-polluted river Ystwyth. J.Anim.Ecol., 27:1-14  
1958
- Joyner, R., Exchange of zinc with environment solutions by the brown bullhead. Trans.Am.  
1961 Fish.Soc., 90:444-8
- Joyner, T. et R. Eisler, Retention and translocation of radio-active zinc by salmon finger-  
1961 lings. Growth, 25:151-6

- Kemp, H.T., J.P. Abrams et R.C. Overbeck, Effects of chemicals on aquatic life. In Water Quality Criteria Data Book, Vol. 3, 528 pp., May 1971. Washington D.C., U.S. Government Printing Office, Water Quality Office. Water Pollut. Control Res. Ser., (18050TWV05/71)
- Lloyd, R., The toxicity of zinc sulphate to rainbow trout. Ann. Appl. Biol., 48:84-94  
1960
- \_\_\_\_\_, The toxicity of mixtures of zinc and copper sulphates to trout (Salmo gairdneri Richardson). Ann. Appl. Biol., 49:535-8  
1961
- \_\_\_\_\_, Factors that affect the tolerance of fish to heavy metal poisoning. In Biological Problems in Water Pollution. 3rd Seminar, 1962. U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, pp. 181-7  
1965
- Lloyd, R. et D.W.M. Herbert, The effect of the environment on the toxicity of poisons to fish. Inst. Public Health Eng. J., 61:132-45  
1962
- Lloyd, R. et D.H.M. Jordan, Predicted and observed toxicities of several sewage effluents to rainbow trout. J. Proc. Inst. Sewage Purif., 1963 (2):167-73  
1963
- \_\_\_\_\_, Predicted and observed toxicities of several sewage effluents to rainbow trout: a further study. J. Proc. Inst. Sewage Purif., 1964 (2):3-6  
1964
- Matthiessen, P. et A.E. Brafield, The effects of dissolved zinc on the gills of stickleback Gasterosteus aculeatus (L). J. Fish. Biol., 5(5):607-13  
1973
- Ministry of Technology, Water pollution research 1965. Londres, H.M. Stationery Office,  
1966 pp. 142-3
- \_\_\_\_\_, Water pollution research 1966. Londres, H.M. Stationery Office, p. 61  
1967
- \_\_\_\_\_, Water pollution research 1967. Londres, H.M. Stationery Office, p. 63  
1968
- \_\_\_\_\_, Water pollution research 1970. Londres, H.M. Stationery Office, p. 63  
1971
- Mount, D.I., An autopsy technique for zinc-caused fish mortality. Trans. Am. Fish. Soc.,  
1964 93(2): 174-82
- \_\_\_\_\_, The effect of total hardness and pH on acute toxicity of zinc to fish.  
1966 Int. J. Air Water Pollut., 10:49-56
- Nazarenko, L.D., Soderzhanie medi i cynka i sezonnaia dinamika ikh v organakh i tkaniakh u nekotorykh promyslovykh ryb Kuivyshevskogo vodokhranilishcha (Copper and zinc content and their seasonal changes in the organs and tissues of some commercial fish from Kuibyshev reservoir). Tr. Ulianovsk. Selsko-khoz. Inst., 17(8):167-79  
1972
- Nehring, D., Die Schadwirkung von Kupfersulfat, Zinksulfat, Kaliumzyanid, Ammoniak und Phenol gegenüber Karpfen (Cyprinus carpio) vom Wasser her und nach peroraler Applikation. Z. Fisch., 12:717-21  
1964
- Nehring, R.B. et J.P. Goettl, Acute toxicity of a zinc polluted stream to four species of salmonids. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1973:717-24  
1973

- O'Connor, J.T., Fate of zinc in natural surface waters. Dep.Civil Eng.Sanit.Eng.Ser.,  
1968 Univ.Ill., (49):164 p.
- Pickering, Q.H., Some effects of dissolved-oxygen concentrations upon the toxicity of zinc  
1968 to the bluegill, Lepomis macrochirus, Raf. Water Res., 2:187-94
- Pickering, Q.H. et C. Henderson, The acute toxicity of some heavy metals to different  
1964 species of warm-water fishes. Int.J.Air Water Pollut., 10:453-63
- Pickering, Q.H. et W.N. Vigot, The acute toxicity of zinc to eggs and fry of the fathead  
1965 minnow. Prog.Fish-Cult., 27:153-7
- Pippy, J.H.A. et G.M. Hare, Relationship of river pollution to bacterial infection in  
1969 salmon (Salmo salar) and suckers (Catostomus commersoni). Trans.Am.Fish.Soc.,  
98:685-90
- Rachlin, J.W. et A. Perlmutter, Response of an inbred strain of platyfish and the minnow  
1968 to zinc. Prog.Fish-Cult., 30:203-7
- Saiki, M. et R. Mori, Studies on the distribution of administered radioactive zinc in the  
1955 tissues of fishes. 1. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish., 21:945-9
- Saunders, R.L. et J.B. Sprague, Effects of copper-zinc mining pollution on a spawning  
1967 migration of Atlantic salmon. Water Res., 1:419-32
- Schofield, G.L. Jr., Water quality in relation to survival of brook trout (Salvelinus  
1965 fontinalis Mitchill). Trans.Am.Fish.Soc., 94:227-35
- Skidmore, J.F., Toxicity of zinc compounds to aquatic animals with special reference to  
1964 fish. Q.Rev.Biol., 39:227-48
- \_\_\_\_\_, Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc  
1970 sulphate. J.Exp.Biol., 52:481-94
- Skidmore, J.F. et P.W.A. Tovell, Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow  
1972 trout. Water Res., 6:217-30
- Slater, J.V., Comparative accumulation of radioactive zinc in young rainbow, cutthroat  
1961 and brook trout. Copeia, 1961 (2):158-61
- Sprague, J.B., Lethal concentrations of copper and zinc for young Atlantic salmon.  
1964 J.Fish.Res.Board Can., 21:17-26
- \_\_\_\_\_, Avoidance of copper-zinc solutions by young salmon in the laboratory.  
1964a J.Water Pollut.Control Fed., 36:990-1004
- \_\_\_\_\_, Avoidance reactions of rainbow trout to zinc sulphate solutions. Water Res.,  
1968 2:367-72
- \_\_\_\_\_, Promising anti-pollutant: Chelating agent NTA protects fish from copper and  
1968a zinc. Nature, Lond., 200:1345-6
- Sprague, J.B. et B.A. Ramsay, Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juvenile  
1965 salmon. J.Fish.Res.Board Can., 22:425-32
- Sprague, J.B., P.F. Elson et R.L. Saunders, Sub-lethal copper-zinc pollution in a salmon  
1965 river - a field and laboratory study. Int.J.Air Water Pollut., 9:531-43

- Sreenivasan, A. et R.S. Raj, Toxicity of zinc to fish. Cur.Sci., Bangalore, 32:363  
1963
- Svenska Gruvföreningen, Vattenföroreningar från gruvor och anrikningsverk. Forsknings-  
1960 uppgift 196/1960, Delrapport 1-5 avseende adsorption av metalljoner på  
gråbergsmineral. Inst. för mineralberedning (anrikning) KTH, Stockholm  
(1961-1966). (mimeo)
- Syazuki, I., Studies on the toxic effects of industrial waste on fish and shell fish.  
1964 J.Shimonoseki Coll.Fish., 13:157-211
- Tabata, K., Studies on the toxicity of heavy metals to aquatic animals and the factors to  
1969 decrease the toxicity. 2. The antagonistic action of hardness components in  
water on the toxicity of heavy metal ions. Bull.Tokai Reg.Fish.Res.Lab.,  
58:215-32
- \_\_\_\_\_, Studies on the toxicity of heavy metals to aquatic animals and the factors  
1969a to decrease the toxicity. 4. On the relation between the toxicity of heavy  
metals and the quality of environmental wastes. Bull.Tokai Reg.Fish.Res.Lab.,  
58:255-65
- Vladimirov, V.I., Izmienienie intensivnosti nakaplenia cynka pod vlijaniem ego dobavok na  
1971 rannykh stadiakh embriogeneze i rhizniestoikosti lichinok karpa Cyprinus carpio  
(Changes of the intensity of zinc accumulation under the influence of its addi-  
tions, and changes of vital resistance of carp (Cyprinus carpio) fry in the  
early stages of embriogenesis.) Vopr.Ikhtiol., 11(6):1115-7
- Warnick, S.L. et H.L. Bell, The acute toxicity of some heavy metals to different species  
1969 of aquatic insects. J.Water Pollut.Control Fed., 41:280-4
- Weatherley, A.H., J.R. Beevers et P.S. Lake, The ecology of a zinc-polluted river. In  
1967 Australian inland waters and their fauna. Eleven studies. Canberra, Australian  
National University Press, pp. 252-78
- Wedemeyer, G., Uptake and distribution of Zn-65 in the coho salmon egg (Oncorhynchus kisutch).  
1968 Comp.Biochem.Physiol., 26:271-9
- Whitton, B.A., Toxicity of heavy metals to freshwater algae: a review. Phykos, 9:116-25  
1970
- \_\_\_\_\_, Toxicity of zinc, copper and lead to Chlorophyta from flowing waters. Arch.  
1970a Mikrobiol., 72:353-60
- Williams, L.G. et D.I. Mount, Influence of zinc on periphytic communities. Am.J.Bot.,  
1965 52:26-34
- Wurtz, C., Zinc effects on fresh-water molluscs. Nautilus, 76:53-61  
1962



#### Documents publiés dans la présente série

- EIFAC/T1** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures (1964).
- EIFAC/T2** Maladies des poissons. Notes présentées à la troisième session de la CECPI par J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen et A. van der Struik (Autriche, 1964).
- EIFAC/T3** Alimentation dans l'élevage de la truite et du saumon. Communications présentées à un symposium, quatrième session de la CECPI (Belgrade, 1966).
- EIFAC/T4** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (1968).
- EIFAC/T5** Organisation de l'administration des pêches intérieures en Europe, par Jean-Louis Gaudet (Rome, 1968).
- EIFAC/T6** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave (1968).
- EIFAC/T7** Evaluation économique de la pêche sportive dans les eaux continentales, par Ingemar Norling (Suède, 1968).
- EIFAC/T8** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (1969).
- EIFAC/T9** Récents développements dans la nutrition de la carpe et de la truite. Communications présentées à un symposium, cinquième session de la CECPI (Rome, 1968).
- EIFAC/T10** Etude comparée des mesures législatives et administratives régissant les échanges internationaux de poissons vivants et d'œufs de poisson, par F.B. Zenny, Service de législation de la FAO (Rome, 1969).
- EIFAC/T11** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures (Rome, 1970).
- CECPI/T12** Aliments du saumon et de la truite et leur distribution (1973).
- EIFAC/T13** Eléments de la théorie de détermination de l'âge des poissons d'après les écailles. Le problème de validité (1971).
- EIFAC/T14** Consultation de la CECPI sur les engins et techniques de pêche à l'anguille (Rome, 1971).
- CECPI/T15** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens: rapport sur les phénols monohydratés et les poissons d'eau douce (1973).
- EIFAC/T16** Symposium sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe. Synthèse des rapports nationaux (1972).
- CECPI/T17** Rapport du symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci, organisé par la FAO/CECPI avec le soutien de l'OIE (Rome, 1973).
- CECPI/T17  
Suppl. 1** Les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et en Amérique du Nord: examen de mesures nationales et internationales sur la lutte contre ces maladies, par P.E. Thompson, W.A. Dill et G. Moore (1973).
- EIFAC/T17  
Suppl. 2** Symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci: exposés des groupes et communications apparentées (1973).
- CECPI/T18** Le rôle instrumental de l'administration dans la lutte contre la pollution des eaux, par G.K. Moore (Rome, 1973).
- CECPI/T19** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures (Rome, 1973).
- CECPI/T20** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce (1973).
- CECPI/T21** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce (1973).

