



**HAL**  
open science

**LE COMPORTEMENT DES SELS DE PLOMB DANS  
UN MODÈLE BIOLOGIQUE LINÉAIRE: ALGUES -  
ANCYLES (PULMONÉS) Comportment of lead salts in  
a biological linear pattern: alga-mollusc  
(Ancylus-Pulmonata)**

Claude Chaisemartin

► **To cite this version:**

Claude Chaisemartin. LE COMPORTEMENT DES SELS DE PLOMB DANS UN MODÈLE BIOLOGIQUE LINÉAIRE: ALGUES - ANCYLES (PULMONÉS) Comportment of lead salts in a biological linear pattern: alga-mollusc (Ancylus-Pulmonata). *Vie et Milieu / Life & Environment*, 1983, 33, pp.49 - 54. hal-03012815

**HAL Id: hal-03012815**

**<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03012815v1>**

Submitted on 18 Nov 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# LE COMPORTEMENT DES SELS DE PLOMB DANS UN MODÈLE BIOLOGIQUE LINÉAIRE : ALGUES - ANCYLES (PULMONÉS)

*Comportment of lead salts in a biological linear pattern :  
alga-mollusc (Ancylus-Pulmonata)*

Claude CHAISEMARTIN

Laboratoire de Biologie Expérimentale  
(Hydrobiologie)

U.E.R. des Sciences 87060 Limoges

Equipe Parasitose et Milieu du CNRS 040 138

CHAÎNE TROPHIQUE

PLOMB

BIOAMPLIFICATION

MOLLUSQUES PULMONÉS

ALGUES

FOOD CHAIN

LEAD

BIOMAGNIFICATION

MOLLUSC PULMONATA

ALGA

**RÉSUMÉ.** - A partir des teneurs naturelles des eaux et expérimentales des bains, la bioaccumulation du plomb est discutée en fonction de l'origine écologique des populations et de leur impact dans la chaîne alimentaire : Algues - *Ancylus fluviatilis* (*Gastropoda Basommatophora*). Les concentrations du plomb sont significativement plus élevées chez les populations du Mollusque vivant dans les eaux des milieux oligocalciques. Elles varient en fonction de la saison (taille et/ou âge des animaux). Le plomb introduit n'est pas significativement bio-amplifié d'un maillon à l'autre de la chaîne alimentaire. Les effets de différentes concentrations en plomb sur le transfert de la nourriture et du plomb vers l'Ancyle sont analysés à partir d'expériences de nourrissage de 10 jours. Les deux populations sont comparées sur le plan de leur capacité à assimiler le plomb. Il est montré que cette aptitude reste élevée aussi longtemps que l'ingestion de nourriture (en poids sec) n'excède pas approximativement 30 % du poids corporel frais par semaine.

**ABSTRACT.** - The bioaccumulation of lead from low and experimental levels is discussed in relation to life history strategies in the food chain : benthic algae-*Ancylus* (*Pulmonata*). Lead concentrations in the snail were found to be significantly greater in oligo-calcic water populations and affected by season (size and/or age of animals). Lead entering aquatic community is not magnified along the food chain in such a straightforward manner. Effect of different concentrations of lead on the flow of food and lead through snails was determined in feeding experiments lasting 10 days. Two populations are compared with regard to efficiency of their assimilation of lead. It can be shown that this remains high as long as the ingestion of food (dry weight) does not exceed approximately 30 % of fresh body weight per week.

## INTRODUCTION

Les phénomènes de concentration des sels de plomb sont envisagés entre les deux premiers niveaux trophiques et leur environnement hydrique : les Diatomées *Synedra* et *Melosira* de la couverture biologique et le Gastéropode Pulmoné *Ancylus fluviatilis*. Dans les cours

d'eau ruraux, non industriellement contaminés, les Ancyles des milieux granitiques concentrent plus de plomb ( $4,3 \pm 0,9 \mu\text{g/g}$  sec de masses molles) que ceux des milieux calcaires ( $2,8 \pm 0,7 \mu\text{g/g}$ ). Les teneurs en plomb total des eaux, dans les milieux, sont voisines de  $1 \mu\text{g/l}$ .

Dans le cadre des études entreprises sur le fonctionnement de chaînes alimentaires aquatiques expérimenta-

les (Parouty *et al.*, 1974; Mouzat, 1977 et 1980), nous comparons les réponses des deux populations face à la récupération hydrique et trophique du métal. Seront envisagés successivement :

1. Les variations naturelles du plomb total dans la couverture biologique et les Ancytes inféodés au même biotope;

2. Les charges métalliques expérimentales des échantillons d'Algues et des Ancytes exposés à leur tour à ces mêmes concentrations : 10, 100 ou 1 000  $\mu\text{g}$  Plomb/l.

3. Le budget métallique des Ancytes placés dans leur milieu d'origine et recevant une nourriture supplémentée par le plomb.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Matériel, cible biologique et protocole expérimental

Largement répandu dans l'environnement, en particulier par l'utilisation des énergies fossiles, le plomb ne passe pas pour être un élément trace essentiel dans la nutrition des Mollusques (Bowen, 1966). Son économie est différente de celle d'un oligoélément régulé (Dickson *et al.*, 1979). Poison cumulatif (Chaisemartin *et al.*, 1978), le plomb est toxique pour les Algues d'eau douce (Malanchuk *et al.*, 1973). Certaines espèces d'Invertébrés aquatiques sont particulièrement sensibles aux composés solubles du plomb (Warnick *et al.*, 1969; Enk *et al.*, 1977); d'autres se révèlent très résistantes. Chez *A. fluviatilis*, la  $DL_{50}$  sur 7 jours se situe dans l'intervalle de 14 mg/l pour les populations des eaux granitiques et de 38 mg/l pour les populations des eaux calcaires, ceci en ce qui concerne le plomb dissous.

Conservés dans des bouteilles en polythène, les échantillons, eau et prélèvements biologiques digérés par le mélange acide nitrique/acide perchlorique (v/v) sont filtrés sur Millipore 0,45  $\mu\text{m}$  et, pour l'eau, acidifiés à pH 2 avec HCl ultra-pur. Le plomb dissous dans la fraction filtrée est chélaté par l'ammonium pyrrolidinedithiocarbamate (APDC), puis extrait à la méthyl-isobutyl-cétone.

Le dosage du plomb est réalisé sur les extraits par absorption atomique sans flamme, à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin-Elmer 503, un four graphite 210 et une lampe « correctrice » au deutérium. Les solutions étalons sont préparées à l'aide de HCl à 0,1 N. Les dosages sont effectués par référence à des ajouts dosés. Les concentrations du plomb dans les prélèvements d'origine sont calculés par le rapport :

$$\frac{\text{concentration SAA lue}}{\text{efficacité Xf. de concentration}}$$

La fiabilité de la méthode s'exprime, après triple analyse, par une fluctuation inférieure à 2 %.

Sur la bordure ouest du Massif Central, la durée du cycle biologique d'*A. fluviatilis* (un an), la ponte en mai, une mortalité élevée de la génération précédente en juin, ont limité la période des prélèvements simultanés dans les deux populations, de juin à octobre inclus.

L'étude expérimentale du potentiel de bioaccumulation est réalisée simultanément pour chacun des deux habitats à partir des prélèvements d'eau, de couverture biologique et de la population d'Ancytes correspondante. L'eau naturelle filtrée est enrichie en sel de plomb introduit, au début de la période d'incubation, sous forme de  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ .

Dans les bains de 11, la température, le pH et l' $\text{O}_2$  dissous sont respectivement de 17° C, 7,1 et 9,2 mg/l.

500 mg d'échantillon, Algues ou Ancytes, en poids frais, sont soumis à des milieux contenant 10, 100 ou 1 000  $\mu\text{g}$   $\text{Pb}^{2+}$ /l. Chaque concentration est distribuée dans 5 bacs de polyéthylène : 2 répliqués avec les Algues, 2 avec les Ancytes et 1 témoin sans matériel biologique.

L'accumulation du plomb, en fonction de la concentration externe, est mesurée directement sur la biomasse après 48 h d'un barbotage d'air (air  $\text{CO}_2$  pour les Algues), sous une intensité lumineuse de 3000 lux. Le plomb est dosé dans le matériel biologique par voie directe.

Dans l'expérience de nutrition, les Ancytes, maintenus émergés, sont introduits en chambre humide avec les petits galets auxquels ils adhèrent fortement et mis en présence de 3 sources de nourriture, plus ou moins riches en plomb.

Le budget de nutrition est calculé grâce à la récolte quantitative de la nourriture non utilisée, des fèces et du mucus déposés à la surface des blocs.

Le plomb organiquement lié est considéré comme la différence entre le plomb total dosé après minéralisation de l'échantillon global, et le plomb soluble récupéré dans 0,1 M HCl.

## RÉSULTATS

### 1. Résultats d'études in situ

La capacité d'accumulation du plomb, au niveau des 2 premiers maillons d'une chaîne trophique dulçaquicole, est illustrée par la fig. 1 et le tableau I. La comparaison entre les teneurs en plomb dans les habitats hydriques d'une part, les Algues et les Ancytes de l'autre, amène évidemment à la notion de facteurs d'accumulation.

L'écart-type (Tabl. I) illustre bien le fait que les dosages dans les eaux permettent difficilement de déterminer la fraction du plomb réellement disponible pour les organismes qui y vivent.

Tabl. I. - Valeurs des facteurs d'accumulation  $\mu\text{g Pb/g}$  frais org./ $\mu\text{g Pb/ml}$  d'eau et leurs variations en fonction de l'habitat et du niveau dans la chaîne alimentaire. L'eau naturelle des biotopes granitiques et calcaires présente la même teneur en plomb, soit  $1 \mu\text{g/l}$  (Videaud *et al.*, 1972; Videaud, 1972).

Values of the storage factors  $\mu\text{g Pb/g}$  fresh org./ $\mu\text{g Pb/ml}$  water and variations with habitat and with the level in trophic chain. The natural water of granitic and hard biotops offers a same amount of lead :  $1 \mu\text{g/l}$ .

Biotopes «n» = 76	granitiques		calcaires	
	Algues	Ancyles	Algues	Ancyles
Moyenne	13900	4200	10800	2200
Ecart-type	12100	2100	4200	1200
Minimum	2200	1100	3300	630
Maximum	23300	8100	15800	4800

La fig. 1 a traduit des possibilités d'accumulation du plomb, différentes, selon les espèces et pour une même espèce selon le milieu de vie, granitique ou calcaire. Parmi les nombreux facteurs de l'habitat, le statut calcique de l'eau et des organismes « cibles » joue vraisemblablement un rôle déterminant (Boutet *et al.*, 1973; Chaisemartin, 1973).

Les Algues de la couverture biologique ont un pouvoir de concentration du métal largement supérieur à celui des Ancyles (variation d'un facteur de 3 chez les populations granitiques, de 5 chez les populations calcaires).

La réponse algale dans les deux biotopes paraît toutefois à peu près équivalente. Les variations les plus importantes observées chez les Algues de la couverture biologique sont liées à l'amplitude écologique de celle-ci, vis-à-vis notamment de la fréquence d'émersion.

A l'opposé, l'Ancyle « sous-estime » le plomb disponible dans son milieu. La grande variabilité dans le temps témoigne de l'instabilité de la réponse de cet organisme.

Pendant les mois chauds de l'été, les populations d'Ancyles se déplacent sur les supports recouverts par la couverture biologique et pâturent activement. L'élévation des concentrations corporelles (masses molles) du plomb intervient lorsque l'activité locomotrice et trophique des Ancyles augmente notablement : les teneurs passent de  $97,4 \pm 14$  à  $168,6 \pm 19 \mu\text{g Pb/g}$  sec.

La question de la disponibilité du plomb alimentaire se pose; elle motive le suivi expérimental de ce travail, cette disponibilité étant plus élevée sur les substrats granitiques.

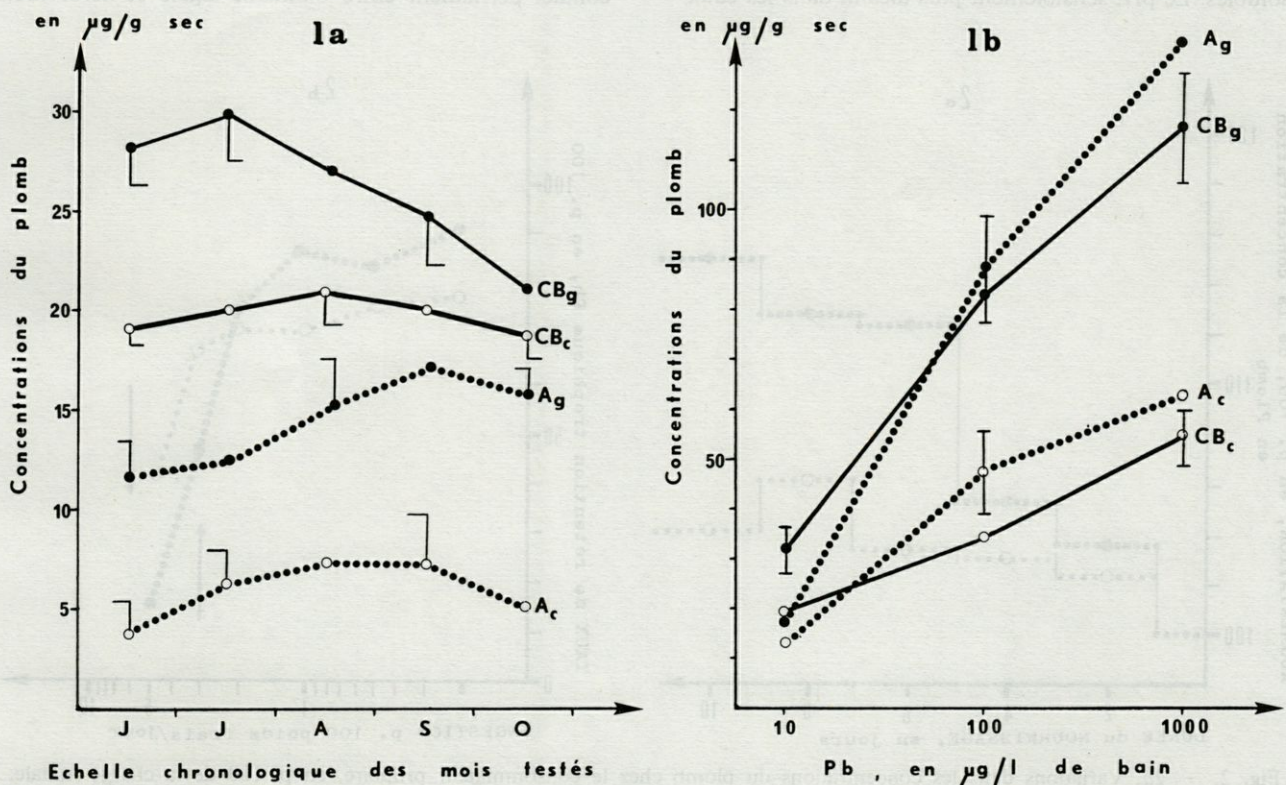


Fig. 1. - 1a, Variations saisonnières du plomb total, en  $\mu\text{g/g}$  sec. Sont figurés pour quelques moyennes n (taille de l'échantillon) = 76, l'écart-type.  $\text{CB}_g$  = couverture biologique granitique,  $\text{CB}_c$  = couverture biologique calcaire,  $\text{A}_g$  = Ancyles granitiques,  $\text{A}_c$  = Ancyles des eaux calcaires. 1b, Charge en plomb de la couverture biologique algale après 48 h de séjour dans 3 bains différemment enrichis en plomb. L'incertitude absolue est figurée pour quelques points. Algues = traits pleins, Ancyles = pointillés.

1a. Seasonal variations of the total lead, in  $\mu\text{m/g}$  dry; 1b. Charge in lead of the algal biological surface after 48 hours in three baths with different weighting with lead.

L'étude comparative *in situ* souligne le caractère aléatoire des interprétations diverses dont peuvent être l'objet les résultats obtenus. Cela est le cas lorsque les travaux ne concernent qu'un petit nombre d'individus et ne tiennent compte, ni de l'évolution des résultats, dans le temps, ni de l'état physiologique des organismes étudiés.

## 2. Expériences in vitro

### Etape eau-Algue et eau-Ancyle

En accumulation directe, l'addition de 10, 100 et 1 000  $\mu\text{g/l}$  de plomb à des teneurs naturelles provoque une charge rapide des Algues et des Ancyles, charge non proportionnelle à la teneur dans le milieu (Fig. 1 b).

La tendance asymptotique dans l'évolution de l'accumulation du métal, en fonction de la concentration testée, indique un ralentissement de l'accumulation pour les fortes teneurs externes.

Dans les bains calcaires, Algues et Ancyles freinent considérablement la rétention du plomb en excès. Cette rétention est deux fois supérieure chez les organismes expérimentés en milieu granitique. Cet effet protecteur est sans doute dû au fait que le  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  peut passer, en eau dure sous forme de combinaisons chimiques peu solubles. Le pH, sensiblement plus alcalin dans les eaux

calcaires, peut aussi agir sur la solubilité et par conséquent, la bio-disponibilité du plomb. Enfin, au niveau de la paroi de l'organisme, le calcium joue le rôle d'un ion imperméant et protecteur. Pour les mêmes concentrations, une eau riche en calcium (plus de 100 mg/l) se révèle, en présence des mêmes concentrations métalliques, moins toxique qu'une eau peu minéralisée (1° F de dureté) - Kirkade *et al.*, 1975; Lloyd, 1965).

### Etape Algue-Ancyle

Les remarques faites pour l'accumulation directe s'appliquent aussi à l'accumulation intestinale. L'Ancyle freine, dès le jour 2 (milieu calcaire) ou le jour 6 (milieu granitique), la rétention de plomb en excès, ce qui peut conduire à l'apparence d'une régulation.

Sur la base des valeurs de charge directe et intestinale (tableau II), reportées au dernier jour de l'essai, nous concluons à une prépondérance nette de la rétention directe sur la rétention intestinale, avec une légère diminution de la contribution de l'absorption directe dans l'eau calcaire.

### Quantité de nourriture ingérée et transfert trophique du plomb.

Dans notre dispositif expérimental, impliquant le contact permanent entre biomasse algale et herbivore,

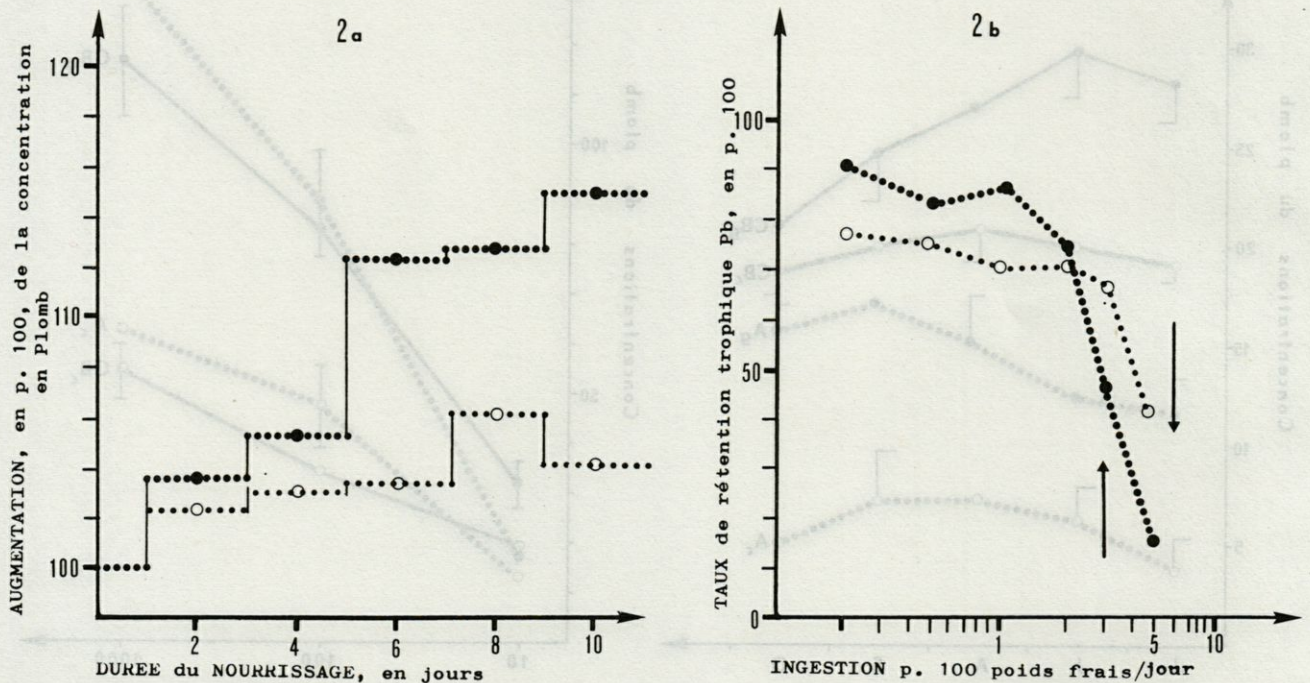


Fig. 2. - 2a, Variations dans les concentrations du plomb chez le consommateur primaire, en p. 100 de la charge initiale, pendant une expérience de 10 jours de nourrissage où les ancyles reçoivent de la couverture algale enrichie en plomb. L'intervalle de confiance est figuré  $n = 10$ , au seuil de probabilité de 0,05 et pour  $n-1$  degré de liberté. 2b, Capacité de l'assimilation du plomb trophique en fonction du taux d'ingestion de la nourriture chez *Ancylus* des eaux granitiques ( $A_g$ , cercles évidés). Toutes les expériences sont conduites à 17 °C.

2a. Variations in concentrations of lead, for a primary consumer, percent of the initial charge, during 10 days of a feeding experimental and where the Ancyles receive an algal surface weighting with lead. 2b. Ability to assimilate the trophic lead in function of the feed ingest rate by *Ancylus* for granitic waters ( $A_g$  = filled circles) and for hard waters ( $A_c$  = hollowed circles).

l'Ancyle maintient son taux de nourrissage à partir de la couverture biologique moyennement enrichie en plomb. Pour les fortes charges soit de 55 à 112  $\mu\text{m Pb/g}$  sec selon les milieux, la prise de nourriture est réduite de moitié.

Le taux d'ingestion de la nourriture, reporté à l'assimilation trophique du plomb (Fig. 2), fait apparaître une rétention optimale du métal tant que la prise de matière sèche n'excède pas, approximativement, 3 % du poids frais corporel par jour. Il est prouvé, chez certains Isopodes et Pulmonés, qu'une diminution du taux d'ingestion a pour conséquence un rendement accru dans la fixation des métaux (Cu) (Dallinger *et al.*, 1977; Wieser, 1978).

L'Ancyle est capable de mobiliser le plomb à partir d'une source de nourriture, quelle qu'en soit la charge.

Dans le tractus digestif, 80 à 90 % du métal, même étroitement lié aux glyco-protéines algales, est libéré. Peu de métal est retenu chez l'Ancyle en situation calcaire. Au contraire chez la population granitique, alimentée naturellement ou à partir d'une nourriture enrichie en plomb, la majeure partie du métal est assimilée. Dans les fèces, les rapports plomb soluble/plomb total restent plus ou moins les mêmes, quelles que soient les teneurs en plomb soluble dans la nourriture.

## DISCUSSIONS ET CONCLUSIONS

Les deux populations d'Ancyles, placées dans un milieu naturel et recevant une nourriture algale préalablement chargée en plomb, montrent une faible bioma-gnification. La bioaccumulation est prépondérante, les contributions de l'absorption directe et intestinale dans l'accumulation du plomb varient considérablement selon la teneur en calcium de l'eau.

Les données concernant les populations des milieux calcaires montrent à quel point les approches *in vitro* et *in situ* du problème de l'accumulation du plomb sont complémentaires. Le problème posé est celui des fractions biologiques disponibles et quelles peuvent être leurs variations au niveau écosystémique.

La variabilité des facteurs de concentration résidente dans une teneur en acides polyuroniques non estérifiés, jouant le rôle de sites d'échanges, plus élevée chez la population granitique (Knight *et al.*, 1961)? Résulte-t-elle de la sélection dans le développement d'un système de protection plus affine, de type métalloprotéine, capable de piéger le plomb ?

Dans le Tableau II, toutes les valeurs reportées sont des moyennes ( $n = 32$ ), accompagnées de l'intervalle de confiance au seuil de probabilité de 0,05 et pour  $n-1$  degrés de liberté. Les 32 expériences comportent chacune 20 Ancyles testés au jour 10.

II, 1. Charges directe et intestinale, en  $\mu\text{ Pb/g}$  sec. La contribution de l'absorption directe répond à la for-

mule :

$$\text{C.A.D. rétention directe/rétention totale}$$

Tabl. II

	Rétention directe	Rétention totale	C.A.D.
Population granitique	112,2 $\pm$ 19	142,2 $\pm$ 23	0,79
Population calcaire	55,3 $\pm$ 11	77,5 $\pm$ 14	0,71

II, 2. Quantités de nourriture ingérée, d'excréments émis et valeurs des transferts trophiques du plomb en fonction de la charge, naturelle ou expérimentale, de la couverture algale. Les taux de la matière transférée sont exprimés en mg de nourriture ou de fèces et en  $\mu\text{g}$  de plomb/g d'ancyles frais, pendant 48 h.

	Teneur en plomb de la nourriture	Nourriture ingérée	Plomb ingéré	Fèces recueillies	Plomb rejeté
gra.	28,2 $\pm$ 7,7	8,6 $\pm$ 3,2	242 $\pm$ 90	3,8 $\pm$ 2,1	56 $\pm$ 19
cal.	19,4 $\pm$ 4,4	6,5 $\pm$ 1,7	126 $\pm$ 33	2,3 $\pm$ 1,2	91 $\pm$ 10
gra.	83,2 $\pm$ 9,6	7,4 $\pm$ 2,7	616 $\pm$ 244	2,4 $\pm$ 1,4	484 $\pm$ 128
cal.	34,2 $\pm$ 4,4	5,4 $\pm$ 1,3	184 $\pm$ 44	1,9 $\pm$ 0,7	142 $\pm$ 36
gra.	112 $\pm$ 19	2,8 $\pm$ 0,6	313 $\pm$ 72	0,8 $\pm$ 0,6	77 $\pm$ 29
cal.	55 $\pm$ 12	1,4 $\pm$ 0,5	77 $\pm$ 19	0,5 $\pm$ 0,3	66 $\pm$ 13

II, 3. Disponibilité du plomb dans la couverture algale (nourriture) et les fèces, exprimées en % du plomb total. Le plomb soluble est considéré comme celui extrait par 0,1 M HCl.

	Plomb extrait par 0,1 M HCl	
	Nourriture	Excréments
Algues granitiques naturelles	42 $\pm$ 13	84 $\pm$ 9
Algues granitiques chargées	69 $\pm$ 17	91 $\pm$ 7
Algues calcaires naturelles	24 $\pm$ 9	67 $\pm$ 11
Algues calcaires chargées	46 $\pm$ 16	77 $\pm$ 19

## BIBLIOGRAPHIE

- C. BOUTET, C. CHAISEMARTIN, 1973. Propriétés toxiques spécifiques des sels métalliques chez *Austropotamobius pallipes* et *Orconectes limosus*. *C. R. Soc. Biol.*, **12**: 1933-1938.
- BOWEN, H.J., 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press, London and New York, 241 p.
- CHAISEMARTIN, C., 1973. Analyse comparée de la toxicité du  $\text{Cu}^{2+}$  chez *Astacus leptodactylus* et *Orconectes limosus*: dépression des fonctions ionorégulatrices et de l'activité de l'ATPase Na - K Dépendante du système branchial. *C. R. Soc. Biol.*, **167**: 324-329.

CHAISEMARTIN C., R.-A. CHAISEMARTIN et J.-C. BRETON, 1978. Aspect de la détresse métabolique chez *Macropodia* : bioconcentration du plomb et activité de l'aspartate aminotransférase. *C. R. Soc. Biol.*, **172** : 1188-1193.

DALLINGER R. et W. WIESER, 1977. Tolerance to lead in the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. *Oecologia*, **30** : 253-264.

DICKSON G.W., L.A. BRIESE et J.P. GIESY. Regulatory mechanisms of trace heavy metals. *Oecologia*, **44** : 8-12.

ENK M.D. et B.J. MATHIS, 1977. Toxicity of heavy metals to chlorophyte from flowing waters. *Hydrobiologia*, **52** : 153-158.

KINKADE M.L. et H.E. ERDMAN, 1975. Adaptation of fungi to metal toxixants. *Environmental research*, **10** : 1-4.

KNIGHT A.K., W.M. CROOKE et R.H.E. INKSON. Copper accumulation in Crayfish (*Orconectes rusticus*). *Nature*, **192** : 142-143.

LLOYD, R., 1965. Biological problems in water pollution. 3rd Seminar U. S. Dept. of Health, Education and Welfare.

MALANCHUK J.L. et G.K. GRUENDLING, 1973. Observations on the tolerance of the freshwater algae to lead. *Water, Air and Soil Pollution*, **1** : 181-190.

MOUZAT, L., 1977-1978. Bioaccumulation du cuivre exogène et critères de son impact au niveau du métabolisme et de la reproduction. Université de Poitiers, **690** : 111 p.

MOUZAT, L., 1980. Contribution à l'étude écotoxicocinétique des micropolluants minéraux (Cu et Fe) chez *Lymnaea limosa* (L.). Thèse Doct. Et. Sci. Nat. Limoges, **80** (13), 428 p.

PAROUTY G. et C. CHAISEMARTIN, 1974. Analyse expérimentale des transferts d'un micropolluant (<sup>65</sup>Zn) au consommateur terminal dans un écosystème dulçaquicole. *C. R. Soc. Biol.*, **168** : 78-82.

VIDEAUD A. et C. CHAISEMARTIN, 1971. Seuils calciques de l'eau et économie du calcium chez *Ancylastrum fluviatilis*. *C. R. Soc. Biol.*, **165** : 2401-2404.

VIDEAUD A., 1972. La régulation calcique chez *Ancylus fluviatilis* et ses variations écophénotypiques. Thèse de Spécialité, Université de Limoges, 169 p.

WARNICK S.L. et H.L. BELL, 1969. Behavioural effects of lead and other heavy metals pollutants. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, **137** : 71-87.

WIESER, W., 1978. Toxicity of metals components to aquatic animals. *Oecologia*, **36** : 191-202.

Concentration en Pb (µg/l)	Concentration en Pb (µg/g)	Concentration en Pb (µg/g)	Concentration en Pb (µg/g)	Concentration en Pb (µg/g)
0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
10.0	10.0	10.0	10.0	10.0

II. 1. Disponibilité du plomb dans la couverture algale (inorganique) et les formes exprimées en % du plomb total. Le plomb soluble est considéré comme celui extrait par 0.1 M HCl.

Concentration en Pb (µg/l)	Concentration en Pb (µg/g)	Concentration en Pb (µg/g)
0.1	0.1	0.1
0.2	0.2	0.2
0.5	0.5	0.5
1.0	1.0	1.0
2.0	2.0	2.0
5.0	5.0	5.0
10.0	10.0	10.0

BIBLIOGRAPHIE

CHAISEMARTIN C., 1973. Analyse comparée de la toxicité du Cu<sup>2+</sup> chez *Ancylus fluviatilis* et *Orconectes limosus*. *Académie des Sciences de Paris*, **241** p.

CHAISEMARTIN C., 1977. *Progrès zoologiques*, **22**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1978. *Progrès zoologiques*, **23**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1979. *Progrès zoologiques*, **24**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1980. *Progrès zoologiques*, **25**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1981. *Progrès zoologiques*, **26**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1982. *Progrès zoologiques*, **27**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1983. *Progrès zoologiques*, **28**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1984. *Progrès zoologiques*, **29**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1985. *Progrès zoologiques*, **30**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1986. *Progrès zoologiques*, **31**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1987. *Progrès zoologiques*, **32**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1988. *Progrès zoologiques*, **33**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1989. *Progrès zoologiques*, **34**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1990. *Progrès zoologiques*, **35**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1991. *Progrès zoologiques*, **36**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1992. *Progrès zoologiques*, **37**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1993. *Progrès zoologiques*, **38**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1994. *Progrès zoologiques*, **39**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1995. *Progrès zoologiques*, **40**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1996. *Progrès zoologiques*, **41**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1997. *Progrès zoologiques*, **42**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1998. *Progrès zoologiques*, **43**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 1999. *Progrès zoologiques*, **44**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2000. *Progrès zoologiques*, **45**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2001. *Progrès zoologiques*, **46**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2002. *Progrès zoologiques*, **47**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2003. *Progrès zoologiques*, **48**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2004. *Progrès zoologiques*, **49**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2005. *Progrès zoologiques*, **50**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2006. *Progrès zoologiques*, **51**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2007. *Progrès zoologiques*, **52**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2008. *Progrès zoologiques*, **53**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2009. *Progrès zoologiques*, **54**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2010. *Progrès zoologiques*, **55**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2011. *Progrès zoologiques*, **56**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2012. *Progrès zoologiques*, **57**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2013. *Progrès zoologiques*, **58**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2014. *Progrès zoologiques*, **59**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2015. *Progrès zoologiques*, **60**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2016. *Progrès zoologiques*, **61**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2017. *Progrès zoologiques*, **62**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2018. *Progrès zoologiques*, **63**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2019. *Progrès zoologiques*, **64**, 193-198.

CHAISEMARTIN C., 2020. *Progrès zoologiques*, **65**, 193-198.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Les deux populations d'Ancylus placées dans un milieu naturel et recevant une nourriture algale précisée, montrent une faible bioaccumulation. La bioaccumulation est pondérée par la contribution de l'absorption directe et intestinale dans l'accumulation du plomb. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Les données concernant les populations de milieu naturel montrent à quel point les approches in vivo et in vitro du problème de l'accumulation du plomb sont complémentaires. Le problème posé est celui des fractions biologiques disponibles et celles qui peuvent être accumulées au niveau écotoxicologique.

La variabilité des facteurs de concentration tend à être dans une certaine mesure plus élevée que celle des sels d'échange plus élevés chez la population granitique (Knight et al., 1961). Résulte-t-elle de la sélection dans le développement d'un système de protection plus efficace de type métallophore, capable de piéger le plomb ?

Dans le Tableau II, toutes les valeurs reportées sont des moyennes (n = 32) accompagnées de l'intervalle de confiance au seuil de probabilité de 0.05 et pour n-1 degrés de liberté. Les 32 expériences comportent chacune 20 Ancylus testés au jour 10.

II. 1. Charges directe et intestinale en Pb/g sec. La contribution de l'absorption directe répond à la loi-