

MINISTÈRE DE L'ÉDUCATION NATIONALE, DE L'ENSEIGNEMENT  
SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ECOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

Présenté

Par

Hugues LEFRANC

Pour l'obtention du diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes

TITRE :                   LE SATURNISME DES OIES CENDRÉES  
                              DANS LES MARAIS DU GUADALQUIVIR  
                              (Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques)

Soutenu le 28 février 2006, devant le jury suivant :

Jacques Michaux (EPHE Montpellier), président  
Roger Prodon (EPHE Montpellier), examinateur  
Vincent Schricke (ONCFS), examinateur  
Jean-Yves Mondain-Monval (ONCFS), examinateur

Laboratoire de Biogéographie  
et Ecologie des Vertébrés  
EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre)

Directeur : Roger Prodon

Estación Biológica de Doñana  
(CSIC)

Directeur: Fernando Hiraldo Cano

MINISTÈRE DE L'ÉDUCATION NATIONALE, DE L'ENSEIGNEMENT  
SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ECOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

Présenté

Par

Hugues LEFRANC

Pour l'obtention du diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes

TITRE : LE SATURNISME DES OIES CENDRÉES  
DANS LES MARAIS DU GUADALQUIVIR  
(Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques)

Soutenu le 28 février 2006, devant le jury suivant :

Jacques Michaux (EPHE Montpellier), président  
Roger Prodon (EPHE Montpellier), examinateur  
Vincent Schricke (ONCFS), examinateur  
Jean-Yves Mondain-Monval (ONCFS), examinateur

Laboratoire de Biogéographie  
et Ecologie des Vertébrés  
EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre)

Directeur : Roger Prodon

Estación Biológica de Doñana  
(CSIC)

Directeur : Fernando Hiraldo Cano

*Para MARIAJO & ANDREA  
Por todas estas horas robadas.*

***Je tiens à exprimer mon entière reconnaissance envers:***

M. Roger PRODON- Directeur du laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, pour m'avoir accepté comme étudiant au sein de l'EPHE, et surtout pour sa patience incommensurable.

D. Fernando HIRALDO CANO- Directeur de la Station Biologique de Doñana, pour m'avoir confié ce travail et facilité son exécution.

M. Michel THEVENOT- Maître de conférences à l'EPHE, pour m'avoir animé à préparer le Diplôme.

D. José Juan CHANS POUSADA- Vice-directeur de la Réserve Biologique de Doñana, pour sa confiance.

M. Claude-Pierre GUILLAUME- Maître de conférences à l'EPHE, pour la correction du mémoire.

***Mes remerciements vont à tous ceux, sans qui il aurait été impossible de réaliser ce travail, en particulier à:***

Nano GUERRERO, Antonio SANCHEZ et Mari Carmen MEDINA, compagnons d'exception de cette aventure.

Juanma TERRERO, Gema GARCIA, Maria José COTO, Paco CARRO et Alex PORTHEAULT, pour leur aide lors de la capture des oies.

J. PEREZ de AYALA, MURIEL, Antonio CHICO, Isidro, Joselito CHICO et toutes les personnes du Parc National de Doñana qui ont rendu possible les chasses scientifiques.

Dña. Raquel BAOS- Doctorante de la Station Biologique de Doñana, pour me permettre d'utiliser une partie des données, pour ses conseils et sa constante disponibilité.

D. Rafael MATEO SORIA- Responsable de l'unité Santé Animale de l'IREC, pour autoriser l'utilisation de ses données, pour la correction de la version espagnole du mémoire, et surtout pour son grand professionnalisme.

D. Andrew GREEN- Chercheur de la Station Biologique de Doñana, pour m'avoir intégré dans son équipe et permis d'utiliser les données.

Hakon PERSSON pour la bibliographie, Lars HILSTROM pour le voyage en Estonie, le personnel de la RBD pour m'avoir supporté, Jordi FIGUEROLA pour ses commentaires, Miguel Angel BRAVO pour sa compréhension, à Luis García pour miles choses, à mes parents et toutes les personnes qui ont d'une manière, ou d'une autre participé au mémoire.

Et surtout à Mariajo et ma fille Andréa pour toutes ses heures volées.

## TABLES DE MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	4
TABLES DES MATIÈRES.....	5
INTRODUCTION.....	7
PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	13
1) La formation du marais.....	14
2) La végétation du marais.....	14
3) Le climat.....	15
MATÉRIEL & MÉTHODES.....	16
1) Détails sur l'espèce <i>Anser anser</i> .....	16
2) Prélèvements des échantillons.....	18
3) L'exposition aux plombs de chasse.....	21
4) Scénario de l'intoxication.....	22
5) Niveaux toxiques.....	22
CHAPITRE I - INGESTION DE PLOMBS DE CHASSE.....	26
1) L'ingestion en fonction du mode de capture.....	26
2) Prévalence annuelle de l'ingestion.....	27
3) Différence selon le sexe et l'âge.....	28
4) Comparaison avec d'autres espèces aquatiques.....	29
5) Comparaison avec d'autres études sur <i>Anser anser</i> .....	30
CHAPITRE II – PLOMBÉMIE DES OIES CENDRÉES.....	32
1) Variations annuelles de la plombémie.....	34
2) Variations de la plombémie en fonction des méthodes de capture.....	36
3) Variations de la plombémie en fonction du sexe et de l'âge.....	37
CHAPITRE III - CONCENTRATIONS DE Pb DANS LE FOIE.....	39
1) Variations annuelles de l'intoxication hépatique.....	41
2) Variations de l'intoxication hépatique selon les méthodes de capture.....	43
3) Variations de l'intoxication en fonction du nombre de plombs ingérés.....	45
4) Variations de l'intoxication hépatique selon l'âge et le sexe.....	46

CHAPITRE IV – RELATIONS ENTRE LES INDICATEURS D'EXPOSITION AU PLOMB.....	47
1) Concordances entre les trois méthodes.....	47
2) Corrélation entre la plombémie et les concentrations de Pb dans les tissus.....	47
CHAPITRE V – PRÉVALENCE DES PLOMBS DE CHASSE INCRUSTÉS DANS LE CORPS DES OIES.....	49
1) Prévalence des plombs incrustés selon la méthode de capture.....	49
2) Prévalences annuelles des billes dans les muscles.....	50
3) Différences selon le sexe et l'âge.....	51
4) Comparaison avec d'autres espèces aquatiques.....	52
5) Comparaison avec d'autres études sur <i>Anser anser</i> .....	53
6) Risque d'ingestion pour les consommateurs d'oies cendrées.....	54
DISCUSSION.....	56
1) Ingestion de plombs de chasse dans les Marais du Guadalquivir.....	56
2) Intoxication et mortalité des oies cendrées.....	59
3) Plombs dans les muscles, survie des oies et saturnisme des prédateurs.....	65
4) Recommandations.....	67
BIBLIOGRAPHIE.....	69
RÉSUMÉ.....	79

## INTRODUCTION

Le saturnisme est une intoxication au plomb provoquée par inhalation, ou par ingestion. Ce métal est toxique sous deux formes : organique (tétra alkyle), ou inorganique (Pb<sup>2+</sup>). Cet empoisonnement peut produire chez l'homme et parmi les animaux des complications digestifs, des modifications du comportement et la mort des individus malades (Bagley & Locke 1967, Pain 1992). Le plomb n'a aucun rôle physiologique connu, sa présence à l'intérieur de l'organisme témoigne toujours d'une contamination.

Le plomb a été au cours de l'histoire utilisé amplement, surtout à l'époque romaine pour la production de récipients, la fabrication de conduits et de monnaies, ou encore pour les travaux de soudures. Actuellement les principales sources de dispersion de ce toxique sont l'utilisation en tant que pigment dans la peinture et surtout comme antidétonant dans l'essence. Chaque année environ 200 000 tonnes de plomb sont émises par voie atmosphérique, ce qui fait de ce métal une menace mondiale à l'égard de l'environnement (INSERM 1998).

Moins connu du grand public, le saturnisme aviaire a pourtant été décrit dès la fin du XIX siècle (Grinnell 1894). Annuellement, il cause la mort de millions d'individus (Bellrose 1959, Pain 1991). Les oiseaux avalent par erreur les plombs déposés au sol, lors de l'activité cynégétique. Les billes sont alors confondues avec les grains de sable (grit, ou gastrolites) qu'ils utilisent pour triturer les aliments dans leur gésier. Le plomb ingéré est ainsi absorbé pendant sa permanence à l'intérieur du ventricule où il s'érode rapidement grâce à l'action musculaire et à l'acidité (pH 2,5 ; Hoffman *et al.* 1981). L'ingestion d'une seule bille est suffisante pour provoquer un empoisonnement (Duranel 1999). Les anatidés sont particulièrement exposés à l'ingestion accidentelle de plombs de chasse (Thomas *et al.* 1977, Trost 1981). Le risque d'ingérer des plombs se manifeste surtout sur les lieux d'intenses activités sportives, ou cynégétiques par exemple les ball-traps et les postes fixes de chasse, et aussi sur les petites surfaces en particulier les marais et les étangs. Chaque année en Europe, on estime qu'environ 1 000 à 2 000 tonnes de plombs de chasse sont déposées sur les zones humides (IWRB 1990). Des densités considérables de billes de chasse ont été trouvées

dans les zones humides méditerranéennes, jusqu'à 1,9 millions par hectare en Camargue (Pain 1991a), 2,8 millions dans l'Albufera et 1 million sur les Tablas de Daimiel, malgré l'interdiction de l'activité cynégétique sur ce dernier site depuis 1965 (Mateo *et al* 1998).

Le risque d'ingestion persiste pendant des années à cause de la lente sédimentation et dégradation de ce métal. Les plombs déposés peuvent rester plusieurs années entre les premiers vingt centimètres du sol, profondeur à laquelle ils sont toujours accessibles aux oiseaux (Pain 1991a). Le temps de décomposition du plomb de chasse jusqu'à sa disparition totale oscille entre 100 et 300 années. Cependant, les pratiques agricoles, la présence d'acide humique et d'un pH du sol inférieur à 5,5 peuvent accélérer la corrosion et réduire entre 15 et 90 ans la complète dissolution des billes (Jorgensen & Willems 1987). Cette décomposition peut être à l'origine de grandes concentrations de plomb dans les sédiments (Lin *et al.* 1994), à l'intérieur des plantes (Behan *et al.* 1979), ou encore dans les tissus des micromammifères (Ma 1991).

Récemment, l'ingestion de plombs de chasse a été remarquée dans de nombreuses espèces non aquatiques et sans relation avec l'ingestion de grit (Pain 1991, Locke & Friend 1992, Franson 1996). Environ 20% des oiseaux abattus par les chasseurs ne sont pas récupérés (Morehouse 1992), or ces individus morts, ou blessés deviennent des proies préférentielles pour les prédateurs et les charognards. Les billes de plomb incrustées dans le corps du gibier, non retrouvé par les chasseurs, sont à l'origine de l'empoisonnement de nombreux oiseaux carnivores (Jacobson *et al.* 1977, Pattee & Hennes 1983, Frenzel & Anthony 1989), les rapaces étant spécialement exposés à cette voie d'intoxication. La mort due à l'ingestion de plombs de chasse a été décrite chez 15 espèces d'oiseaux de proies diurnes (Locke & Friend 1992, Pain & Amiard-Triquet 1993, Falandysz *et al.* 1994).

Chez de nombreuses espèces de gibier d'eau, il est fréquent de trouver qu'entre 20 et 30% des individus possèdent une à plusieurs billes logées à l'intérieur de leur corps, sans pour autant les empêcher de voler (Scheuhammer & Norris 1996). Malgré le manque d'études sur les effets toxiques des plombs « enkystés », il semblerait que leur présence n'ait pas de conséquences sur la santé des oiseaux (Eisler *in* Pain 1991b, Sanderson *et al.* 1998). Toutefois on soupçonnait que les plombs incarnés pouvaient engendrer des effets négatifs sur la survie et la fécondité des oiseaux qui, en cas de forte prévalence, auraient des conséquences significatives sur la dynamique de la population (Kirby *et al.* 1983). Madsen & Noer (1996) ont estimé, chez l'oie à bec court (*Anser*



*brachyrhynchus*), que les individus portant des billes dans les muscles avaient une survie inférieure à 10% comparée à celle des oiseaux sans plombs. Dernièrement lors d'une étude sur *Anas platyrhynchos*, Tavecchia *et al.* (2001) ont signalé une plus grande mortalité des individus qui avaient des plombs de chasse ingérés et enkystés. L'ingestion de billes de plomb est aussi une source potentielle d'intoxication pour les hommes, surtout au sein de certaines populations rurales, notamment chez les Inuits qui se nourrissent habituellement d'animaux chassés (*in* Scheuhammer *et al.* 1998).

L'avifaune peut être exposée à des sources de pollution autres que la grenaille de chasse. Le Pb présent dans l'essence, ou bien issu de l'activité minière et industrielle, ou encore le plomb utilisé comme poids à la pêche sont de possibles causes d'empoisonnement (Chupp & Dalke 1964, Bul *et al.* 1983, Grue *et al.* 1984, Pain 1991, Scheuhammer *et al.* 1996).

L'absorption de sédiment pollué est parfois la principale source d'exposition aux métaux toxiques (Beyer *et al.* 1994). Sur les sols fortement contaminés, la concentration de Pb est telle, que l'ingestion de sédiment peut provoquer une mortalité importante de l'avifaune (Chupp *op. cit.* 1964, Blus *et al.* 1991, Beyer *et al.* 1998). La consommation de terre peut être volontaire pour les besoins en gastrolites et en minéraux, ou bien fortuite durant l'alimentation (Beyer *et al.* 1994, Bendell-Young & Bendell 1999).

Les sources d'intoxication sont diverses, c'est pourquoi il est difficile d'identifier l'origine de la pollution, toutefois l'ingestion du plomb de chasse reste pour les oiseaux, le type d'empoisonnement le plus fréquent (Sanderson & Bellrose 1986).

Grâce aux nombreuses études consacrées à cette maladie, l'utilisation des munitions au plomb pour la chasse au gibier d'eau a été interdite à partir des années 70 aux Etats-Unis (EU) et récemment dans quelques pays européens. En dépit d'un siècle de littérature scientifique, nous sommes obligés, encore aujourd'hui, d'apporter des preuves sur ce phénomène, afin de sensibiliser les politiciens et convaincre le monde cynégétique d'utiliser d'autres types de munitions non toxiques, par exemple l'acier.

Dans les Marais du Guadalquivir, le risque de saturnisme est élevé vu le nombre d'oiseaux qui s'y réfugient et en raison des différentes sources de pollutions et de formes d'intoxications identifiées. Ces marais sont une zone d'hivernage et de reproduction majeure pour l'avifaune, spécialement pour les oiseaux d'eau dont l'effectif dépasse chaque hiver les 200 000 individus. C'est surtout la principale zone d'hivernage en Europe de l'oie cendrée (*Anser anser*). Les Marais reçoivent en moyenne 55 000 oies par an et certaines années jusqu'à 80 000 individus. Ils forment un

écosystème de grande valeur patrimoniale, avec la présence de nombreuses espèces protégées, parmi elles l'aigle impérial (*Aquila adalberti*), espèce endémique de la péninsule ibérique, le rapace le plus menacé d'extinction au monde avec moins de 300 individus sur toute l'Espagne (Ferrer 2001). L'importance du Coto de Doñana a été reconnue aux niveaux national et international. Les nombreuses distinctions et protections dont il fait l'objet attestent sa valeur (Parc National et Naturel, Site Ramsar, Patrimoine de l'Humanité, Diplôme Européen à la Conservation, Zone de Protection Spéciale pour les Oiseaux, Zone d'Intérêt Communautaire pour les Oiseaux, etc.).

Dans les Marais du Guadalquivir deux sources principales de pollution au plomb sont connues; l'une est due à l'exploitation minière, l'autre est due à l'activité cynégétique. Entre 1982 et 1992 plusieurs études ont mis en rapport l'activité minière d'« Aznalcollar » avec l'augmentation continue de la concentration en métaux lourds dans l'eau et dans les sédiments de la rivière « el Guadiamar » (Cabrera *et al.* 1984, Gonzalez *et al.* 1985 & 1990, Rico *et al.* 1989, Fernández *et al.* 1992, Arrambarri *et al.* 1996). Malgré le danger de pollution pour le Parc National, qui est en partie alimenté par cette rivière, aucune concentration alarmante de métaux, à l'exception du plomb, n'a été détectée dans les tissus des oiseaux se nourrissant à l'intérieur des Marais (Gonzalez *et al.* 1984, Hernández *et al.* 1986, 1987 & 1988). Les fortes concentrations de ce métal trouvées dans les oiseaux ont été attribuées à la pratique de la chasse (Hernández *et al.* 1999). Cependant ces études ont considéré le saturnisme comme une maladie peu répandue dans les Marais.

Les premières données concernant l'ingestion de plombs cynégétique pour les Marais du Guadalquivir, correspondent à l'étude sur le régime alimentaire de la poule sultane (*Porphyrio porphyrio*), où 7,43% des gésiers analysés (n = 141) présentaient des plombs (Rodriguez & Hiraldo 1975). En 1991, une mortalité subite de Flamants roses (*Phoenicopterus ruber*, n = 22) s'est produite à l'intérieur du Parc National à la suite d'une ingestion massive de billes de plomb (Ramo *et al.* 1992). Plus tard, le saturnisme fut vérifié chez l'oie cendrée et le canard colvert (*Anas platyrhynchos*). Des plombs de chasse ont été trouvés à l'intérieur de 10% des gésiers d'oies cendrées tuées par les chasseurs (n = 20, Mateo *et al.* 1998). Dans les Marais du Guadalquivir, le saturnisme est après la chasse, la deuxième cause de mortalité pour cette espèce (Mateo *et al.* 1998).

Au cours de cette même étude, la densité de plombs trouvés sur les aires de gagnage des oies, dans les 15 premiers centimètres, a été de 14 plombs/m<sup>2</sup> à l'intérieur

du Parc National et une densité inférieure à 1 plomb/m<sup>2</sup> sur une rizière hors de la zone protégée (Mateo *et al.* 1998). Sur « el Cerro de los ansares », où chaque matin des milliers d'oies viennent ingérer du sable, la quantité de plombs détectée entre les vingt premiers centimètres a été de 16,2 plombs/m<sup>2</sup> (Mateo *et al.* 2000) avec un maximum de 40 plombs/m<sup>2</sup> en surface (Calderon *et al.* 1996).

Les densités trouvées dans les Marais du Guadalquivir sont plus faibles que celles détectées sur les autres zones humides espagnoles, comme dans le delta de l'Ebre et dans l'Albufera de Valence où les concentrations atteignent respectivement 163 et 300 plombs/m<sup>2</sup> (*in* Mateo *et al.* 2000). Cependant, une densité de 0,7 plomb/m<sup>2</sup> a été toutefois suffisante pour provoquer une mortalité massive d'oies du Canada (*Branta canadensis*) aux EU (Szymczak & Adrian 1978).

La grenaille de plomb présent dans les oies, est une menace pour la chaîne trophique des Marais du Guadalquivir (Mateo *et al.* 2001). De nombreuses espèces se nourrissent des cadavres de ce palmipède, parmi elles *Aquila adalberti*, *Milvus milvus*, *Circus aeruginus*, *Gyps fulvus*, *Corvus corax* (Hirald *et al.* 1991) et *Neophron pernocterus* (Obs. pers.). En hiver, les oies sont la base du régime alimentaire de l'aigle impérial (Gonzalez 1991, Ferrer 2001), or 66% des cadavres examinés (n = 32) à la radiographie, présentaient 1 à 18 plombs de tirs dans leur corps (Calderon *et al.* 1996). Mateo *et al.* (2001) ont confirmé l'exposition des rapaces de Doñana à la grenaille de plomb grâce à l'examen de leurs pelotes de régurgitation. Des projectiles ont été détectés dans 11% des pelotes de réjection de l'aigle impérial (n = 109) et dans 5,5% de celles du Milan royal (n = 110). Finalement, il a été établi que deux aigles impériaux, trouvés à l'intérieur du Parc National, sont morts de saturnisme (Pain *et al.* 2005).

Malheureusement, le risque de contamination par le Pb dans les Marais du Guadalquivir a augmenté de manière disproportionnée quand le 25 avril 1998 c'est produit l'accident minier d'Aznalcollar. Six millions de mètres cubes d'eau et de boues provenant d'un bassin minier, avec de grandes quantités de métaux lourds (Pb : 16.000 t ; Zc : 16.000 t ; As : 10.000 t ; Cu : 4.000 t ; Cd : 50 t ; etc.) ont couvert environ 4 600 ha, dont 90 ha du Parc National de Doñana (Grimalt *et al.* 1999). Les analyses de sang et des tissus n'ont pas montré des concentrations en métaux anormales parmi les oiseaux capturés au moment de l'accident, près de la zone contaminée (Benito *et al.* 1999, Hernández *et al.* 1999, Meharg *et al.* 2002). La faible fréquentation de l'avifaune sur la zone polluée, les mois suivants la rupture du barrage, est une explication à cette insignifiante exposition à l'intoxication. Toutefois, l'automne qui

suivit l'accident minier, près de 20 000 oies choisirent les eaux contaminées du Guadiamar pour supporter un hiver exceptionnellement sec.

Les objectifs principaux de mon mémoire sont (1) d'estimer la prévalence de l'ingestion du plomb cynégétique chez les oies cendrées, (2) de déterminer si les concentrations de Pb mesurées dans leurs tissus proviennent de l'accident minier, ou sont la conséquence de l'ingestion de plombs de chasse et (3) d'évaluer pour les oies comme pour leurs prédateurs, les risques dus à la présence de projectiles incrustés dans leurs muscles.

## PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les Marais du Guadalquivir sont la principale zone d'hivernage en Europe de l'oie cendrée (Morzer & Bruyns 1975, Calderon *et al.*1996). En conformité avec la situation internationale de l'oie durant les années 1950, le nombre d'hivernants à l'intérieur des Marais ne dépassait pas les 10 000 individus (Bernis, 1964). L'espèce s'est récupérée notablement grâce aux mesures de protections sur les zones de reproduction, à la réduction des périodes de chasse, ou encore à la constitution de réserves tout au long de sa voie migratrice. Aujourd'hui, la population d'Europe continentale atteint les 400 000 individus et certains hivers, le nombre d'oies cendrées à Doñana dépasse les 80 000.



- |                                      |   |
|--------------------------------------|---|
| Sous-divisions du parc national      | — |
| Risque d'ingestion de grenaille      |   |
| Zones polluées par l'accident minier | — |

Figure 1. Carte du risque de l'exposition au Pb sur la zone d'étude.

## **1) La formation du marais.**

Les Marais sont le résultat du colmatage d'une ancienne plaine, à la suite de la fermeture de l'estuaire par une barre sablonneuse (Calderon *et al.* 1996). Cet ensemble palustre a fonctionné comme réservoir marin et fluviomarin tout au long de son histoire. Les sols sont donc halomorphes et en majorité de type "solontchak" (Menenteau 1982). De nos jours, les Marais sont isolés de l'influence marine en raison des élévations naturelles et artificielles des parois alluviales, sur la rive droite du Guadalquivir. En moins d'un siècle 75% de la surface originale a disparu au détriment de l'agriculture. Aujourd'hui, il reste seulement 36 000 ha de marais.

Les variations topographiques de quelques centimètres sur la zone palustre vont conditionner l'hydrologie de surface, une grande partie des caractéristiques géomorphologiques, physiques et chimiques des sols et la distribution de la végétation (Siljestrom 1989). La salinité du sol varie en fonction de l'élévation du terrain. Les zones plus hautes « paciles » et « vetas » sont exposées aux pluies et subissent une désalinisation continue, tandis que sur les dépressions « lucios », se déposent les eaux chargées en sel. Au fond des chenaux et des bras, la salure diminue en raison du lessivage des eaux, lors des inondations.

## **2) La végétation du marais.**

À cause de la salinité des sols, la végétation dominante du marais est de type halin. La distribution des plantes est conditionnée par les variations en chlorure sodique et par la permanence de l'eau. On obtient ainsi une double distribution, à la fois spatiale et temporelle (Menenteau 1982). Sur les sols plus ou moins salins, sur la partie haute du marais, les Chénopodiacées prédominent, surtout *Arthrocnemum macrostachyum* et *Suaeda vera*. Vers la partie basse du marais, sur la zone d'inondation habituelle, où la salinité des sols est moindre, règnent les Cypéracées (16 500 ha). Ils forment de véritables champs uniformes, domaines des *Scirpus maritimus* et *S. lacustris*. Une ceinture épaisse de *Juncus maritimus* orientée nord-sud délimite, à l'intérieur du Parc National, la zone palustre du secteur dunaire.

### **3) Le climat**

Le climat des Marais du Guadalquivir est défini comme Méditerranéen sub-humide sous influence atlantique. Il se caractérise par une alternance cyclique de périodes sèches et de périodes humides (précipitation max. 1062,  $\bar{X}$  562 mm/an, min.158) et par l'aridité de son été ( $T > 40^{\circ}\text{C}$ ). Les hivers sont doux: la température moyenne de janvier ne descend pas des  $10^{\circ}\text{C}$ . L'irrégularité interannuelle des pluies est accompagnée d'une concentration mensuelle des précipitations (80% entre octobre et avril), contrastant avec la sécheresse qui peut s'étendre sur huit mois. Les valeurs annuelles de l'évapotranspiration potentielle sont très importantes (950 mm) avec un déficit de 700 mm d'eau. Durant la période estivale, seuls quelques points d'eau subsistent sur l'ensemble du marais.

## MATÉRIEL & MÉTHODES

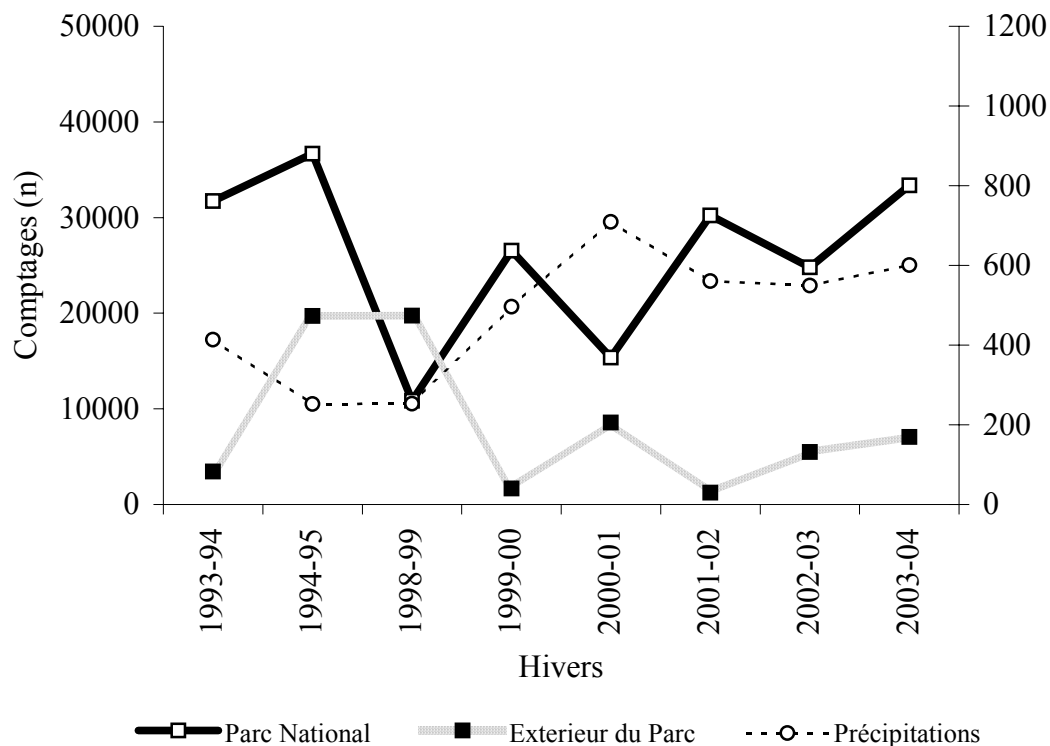
### 1) Détails sur l'espèce *Anser anser*

Grâce à ses caractéristiques anatomiques et digestives, le palmipède *Anser anser* exploite une grande variété de biotope. Son long cou lui sert à la surveillance contre les prédateurs éventuels, sur terrains ouverts ainsi qu'au cœur de la végétation modérément haute. De plus, sa morphologie lui permet d'atteindre des plantes aquatiques jusqu'à 50 centimètres de profondeur. Avec la force de son bec il peut couper, creuser et arracher pour obtenir sa nourriture (Kear 1966), en milieux terrestres comme en milieux aquatiques. C'est un herbivore généraliste capable de consommer graines, tiges et feuilles vertes, tubercules, rhizomes et racines de diverses plantes soit naturelles (Amat 1985a & 1985b, Esselink *et al.* 1997, Bakker *et al.* 1999), soit cultivées (Kear 1966, Newton & Campbell 1973). La simplification de l'œsophage en un long canal sans jabot, augmente la capacité de stockage des aliments avant leur digestion, à l'intérieur du gésier (Newton *et al.* 1974). Cette particularité maximise le temps consacré à la prise de nourriture et permet le maintien d'une digestion constante qui, dans beaucoup de cas, se prolongera, hors des zones d'alimentation, pendant la nuit sur les remises (Mattock 1971). Manger rapidement, stocker ses aliments et retourner sur les zones de repos est la manière la plus efficace pour accumuler les réserves de graisse (Clark *et al.* 1986).

Le contenu des cellules végétales est, pour les oiseaux, la principale source de nutriments (Buchsbaum *et al.* 1986). Toutefois, ces nutriments sont relativement inaccessibles si les parois des cellules demeurent intactes (Moore, 1998). Les oies ont une capacité limitée de fermentation de la cellulose, l'élément principal des parois végétales. En raison de l'absence de dents, de nombreux oiseaux ont besoin de petites pierres qui leurs servent à moudre leurs aliments. Le gésier, ou ventricule est la seule partie de l'appareil digestif permettant de casser les parois cellulaires et d'accéder à leur contenu (Moore 1993). Ce muscle puissant peut atteindre les 500 g chez les oies cendrées. En plus de faciliter la digestion des parties végétatives tendres, cet organe est indispensable pour broyer les éléments durs comme les graines, les tubercules et les rhizomes. La présence de grit à l'intérieur du gésier permet d'augmenter de manière significative la digestion des aliments (Moore 1993).



Dans les Marais du Guadalquivir, les tubercules de *Scirpus maritimus* et *S. litoralis* sont la principale source d'alimentation des oies cendrées (Amat *et al.* 1991). Cependant la situation météorologique va conditionner l'accès des oies aux zones de gagnage et du même coup, déterminer la qualité de l'hivernage (Figure 2). La hauteur de l'eau sur le marais va influencer en grande partie la distribution des oies entre le Parc National de Doñana et les zones agricoles. L'absence, ou l'excès d'eau en hiver à l'intérieur de la zone palustre, force les oies à augmenter leurs déplacements pour se nourrir, hors des zones protégées. En cas de perturbations sur le marais, les rizières en bordure du parc sont une excellente alternative pour s'alimenter, mais les oies devront faire face aux multiples dérangements et surtout à la pression cynégétique. Un niveau d'eau raisonnable (<50 cm) offrira les conditions idéales à notre oiseau, c'est-à-dire : accessibilité à l'alimentation et réduction des déplacements coûteux en énergie, limités à la zone protégée.



**Figure 2. Distribution des oies cendrées et précipitations.**

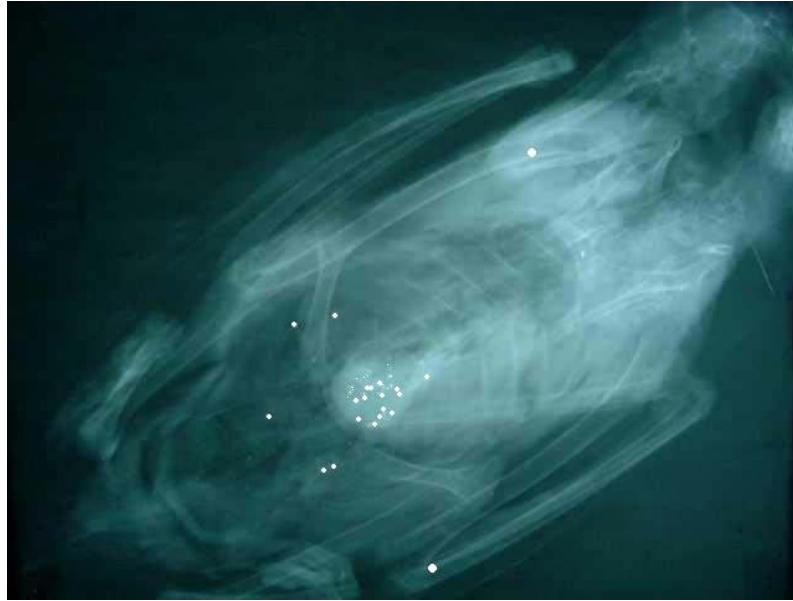
(In Mateo *et al.*, 2005)

## 2) Prélèvements des échantillons.

Notre travail de terrain a commencé en 1998 au sein de l'étude « Effets sur la faune sauvage de l'accident minier de Aznalcollar », et s'est poursuivi en 2001 avec le projet « Saturnisme sur les zones humides andalouses » et se terminer durant l'hiver 2003/2004. Nous avons prévu de capturer uniquement les oies vivantes grâce aux canons lance filets, mais les conditions météorologiques fluctuantes ont rendu incertain le succès des captures. En conséquence, il a fallu compléter notre échantillonnage avec des oiseaux soit cédés par les chasseurs, soit prélevés par nous-mêmes lors de chasses scientifiques.

Toutes les oies capturées vivants aux canons lance filets et chassées appartiennent à la catégorie « volants ». Les oiseaux de la catégorie «non volants » sont tous les individus trouvés morts, moribonds, blessés, ou malades. En plus de nos données, nous avons rassemblé et intégré toute l'information préalable concernant le saturnisme des oies dans les Marais du Guadalquivir.

Les individus capturés aux canons lance filets sont mesurés, pesés, sexés par examen du cloaque; l'âge est déterminé grâce à la présence, ou à l'absence de plumes noires sur le ventre. Ils sont ensuite identifiés à l'aide d'une bague de métal au tibia et d'un collier de PVC noire, sur lequel est gravé un code alphanumérique, lisible à distance. Pour mesurer la plombémie, on prélève sur chaque individu environ 3 ml de sang depuis la veine métatarsale, ou à la veine brachiale. Sur le terrain, le sang est conservé dans des tubes d'héparine de 1 ml (marque Tapval), puis il sera congelé à moins 78°C, au dioxyde de carbone. Au laboratoire, les tubes sont maintenus à la même température, dans un «criocongélateur». Avant de relâcher les oiseaux, ils sont radiographiés (Figure 3) pour détecter les plombs de chasse ingérés, ou incrustés. Cette opération est effectuée au moyen de l'équipement radiologique de la Réserve Biologique (modèle Muralix 100, version 120). Pour des raisons techniques, 46 oies n'ont pu être radiographiées.



**Figure 3. Radiographie d'une oie cendrée présentant des plombs de chasse ingérés et enkystés.**

Les mesures biométriques et l'examen aux rayons X ont été effectués également pour les oiseaux chassés et trouvés morts. Il a été possible d'extraire du sang à partir des oiseaux morts récemment ; les prises de sang ont été faites directement du cœur (Havera *et al.* 1989). Lors de l'autopsie, le foie et le gésier ont été retirés et conservés à  $-78^{\circ}\text{C}$ .

En plus des oies cendrées, onze autres espèces ont été examinées, sommant 675 individus (entiers, ou seulement le gésier) : *Anas platyrhynchos* (177), *Fulica atra* (161), *Anas clypeata* (76), *Porphyrio porphyrio* (69), *Anas crecca* (49), *Marmaronetta angustirostris* (42), *Anas strepera* (42), *Aythya ferina* (24), *Netta rufina* (17), *Anas acuta* (15) et *Anas penelope* (3).

**Tableau 1. Nombre d'échantillons extraits par an et selon le type d'analyse.**

<i>Anser anser</i>	Hiver	N individus	Examen du gésier	Données plombs enkystés	Sang analysé	Foie analysé
<b>Non volants</b>	94/95 <sup>a</sup>	44	44	36	0	0
	98/99 <sup>b</sup>	48	41	0	17	40
	99/00 <sup>c</sup>	3	3	3	0	3
	00/01 <sup>c</sup>	9	9	8	5	6
	01/02 <sup>d</sup>	4	4	2	0	0
	<i>Total</i>	<i>108</i>	<i>101</i>	<i>49</i>	<i>22</i>	<i>49</i>
<b>Volants</b>	93/94 <sup>a</sup>	6	6	0	0	6
	94/95 <sup>b</sup>	22	22	6	0	0
	98/99 <sup>c</sup>	77	41	0	36	41
	99/00 <sup>c</sup>	31	28	26	26	21
	00/01 <sup>c</sup>	13	13	12	12	10
	01/02 <sup>d</sup>	1	1	1	0	0
	02/03 <sup>d</sup>	45	45	0	38	45
	03/04 <sup>d</sup>	5	5	0	0	0
<i>Total</i>	<i>200</i>	<i>161</i>	<i>45</i>	<i>112</i>	<i>123</i>	
<b>Total</b>		<b>308</b>	<b>262</b>	<b>94</b>	<b>134</b>	<b>172</b>

<sup>a</sup> Mateo *et al.* 1998; <sup>b</sup> Mateo *et al.* 1998 et Calderón *et al.* 1996;

<sup>c</sup> Projet accident minier ; <sup>d</sup> Projet saturnisme.

### 3) L'exposition aux plombs de chasse.

Les plombs de chasse sont détectés et comptés à partir de l'examen radiographique. Sur les individus morts, les gésiers sont ouverts et leur contenu est analysé; les restes alimentaires sont séparés du grit et des éventuels plombs. L'authenticité du métal et sa provenance (ingéré, ou tiré) sont vérifiés.

Le taux d'ingestion d'une population est le nombre d'individus qui ont ingéré au moins un plomb. C'est un indicateur d'exposition, mais en aucun cas un diagnostic d'intoxication. L'ingestion des billes ne se traduit pas automatiquement par un empoisonnement. De nombreux facteurs, comme l'alimentation, influencent la toxicité du plomb. En outre, les plombs ingérés peuvent être éliminés par voie orale, ou intestinale. Il arrive qu'ils ne soient pas détectés à la radiographie, mais qu'ils aient eu le temps de provoquer une intoxication. La prévalence de plombs à l'intérieur du gésier est seulement une illustration du moment de l'échantillonnage et sous-estime l'exposition au cours de l'hiver (Kendall *et al.* 1996). En dépit de ces inconvénients, l'examen du gésier est un bon outil pour estimer l'exposition aux plombs de chasse de l'avifaune.

Afin de connaître l'ampleur du phénomène des plombs incrustés dans le corps des individus volants, en plus des oies capturées aux canons lance filets, nous avons effectué des chasses scientifiques. Des cartouches d'un numéro distinct (chevrotines) ont été utilisées à celui communément employé par les chasseurs. Les oiseaux ont été prélevés avec des munitions aux billes de fer doux, lorsque celles-ci ont été disponibles sur le marché. Grâce à la radiographie, les projectiles employés durant les chasses scientifiques ont pu être différenciés des plombs déjà présents, ce qui a permis de calculer la prévalence d'individus porteurs de grenaille. À propos du calcul des prévalences des autres espèces de Doñana, seules les espèces cynégétiques ont été incluses. De ces espèces, tous les individus nés avant l'ouverture de la chasse ont été exclus de notre analyse.

Les résultats de l'ingestion et ceux des plombs enkystés sont analysés selon le mode de capture des individus (volants, ou non volants), car l'estimation de l'exposition aux plombs de chasse incluant des oiseaux trouvés morts n'est pas représentative de la population et les prévalences pourraient être surestimées (Mudge 1983). Les pourcentages sont comparés à l'aide du test  $\chi^2$  et dans certains cas le test exact de Fisher. La moyenne des plombs a été calculée seulement à partir des oiseaux porteurs des billes de chasse. Pour comparer les données lorsque la distribution n'était pas

“normale”, nous avons utilisé les tests non paramétriques de Mann-Whitney (pour deux ensembles) et de Kruskal-Wallis (pour plus de deux ensembles).

Pour calculer le risque d'ingestion de plombs de chasse chez les rapaces et les autres consommateurs d'oies cendrées, la comparaison des deux variables dichotomiques a été faite dans une table de contingences de cohortes.

#### **4) Scénario de l'intoxication.**

L'apparition, ou non d'une intoxication dépend du nombre, et aussi de la permanence des plombs de chasse à l'intérieur du gésier. De manière expérimentale, on sait que le temps moyen de séjour d'un plomb dans le ventricule est de 18 à 21 jours. Le plomb est, soit éliminé le jour même, soit maintenu jusqu'à six semaines (Jordan & Bellrose 1951, Cook & Trainer 1966). Après l'ingestion, les billes sont érodées, mais seulement une fraction va être absorbée dans le sang sous forme de sels de Pb (de 2 à 10%). Or de nombreux facteurs vont moduler la quantité réelle de Pb absorbé par l'intestin et ainsi, modifier sa toxicité (Duranel 1999). Seule une analyse peut confirmer l'empoisonnement au plomb. La concentration de Pb dans le sang (plombémie), traduit la quantité de Pb absorbé en circulation au sein de l'organisme. L'augmentation de Pb dans le sang est rapidement détectable, dès huit heures après l'ingestion. L'hémoglobine récupère ses valeurs normales à partir de cinq à six semaines, en l'absence d'une nouvelle intoxication (Roscoe *et al.* 1979, Pain 1987). Une partie du plomb en transit dans le sang se dépose promptement (en 24h) vers les tissus mous; d'abord le foie et les reins et finalement à l'intérieur des os. Le plomb dans le foie (Pb hépatique) et dans les reins reste en équilibre relatif avec le plomb sanguin (Pain *et al.* 1992). À la suite d'une grande quantité de plomb absorbée par le foie, des teneurs excessives subsistent durant plusieurs mois après l'exposition.

#### **5) Niveaux toxiques.**

La quantité de Pb sanguin est exprimée en masse rapportée au volume de poids frais, mais dans l'intention de faciliter l'interprétation de ces valeurs nous les avons transformées en parties par million ( $\mu\text{g}/\text{dl}$  divisé par 100 = ppm). L'analyse du sang, ou

des tissus n'indique pas la source de l'empoisonnement, en revanche, elle nous informe sur la concentration de Pb au sein de l'organisme et sur ses possibles effets physiologiques (Pain 1992). Il n'y a pas une relation systématique de cause à effet entre l'ingestion de plombs de chasse et les concentrations observées dans les tissus. Toutefois, il est crucial de donner une information simple concernant les niveaux de polluants acceptables vis-à-vis de la faune sauvage (Pain 1992). Les émissions de plomb dues à l'activité humaine sont omniprésentes dans l'environnement et il est impossible de trouver une concentration normale d'origine naturelle (Pain 1996). Il existe donc une exposition anthropique, mais non toxique, appelée **exposition résiduelle**. Passé ce seuil, toutes les expositions suivantes sont qualifiées de toxiques :

**exposition sub-clinique** : les effets physiologiques sont manifestes, mais pas suffisamment graves pour empêcher le fonctionnement biologique normal. Il n'y a pas de signes externes d'intoxication.

**exposition clinique** : un dysfonctionnement biologique est possible avec vraisemblablement des signes externes d'empoisonnement.

**exposition létale** : les niveaux de concentration atteints peuvent provoquer la mort de l'individu (Pain 1996).

Cette même terminologie nous a servi pour l'interprétation des concentrations de Pb trouvées dans les tissus des oies cendrées.

**Tableau 2. Concentrations de Pb dans les tissus et seuils d'intoxication correspondants.**

	Résiduelles	Sub-cliniques	Cliniques	Létales
<b>Sang (µg/ml)*</b>	<0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 1	>1
<b>Foie (µg/g p.f.)**</b>	<1,5	1,5 - 6	6 - 15	>15

\* 1 µg/ml = 1 ppm

\*\* 1 µg/g poids frais = 1 ppm

Les symptômes visibles les plus courants d'un empoisonnement chronique (exposition durable à de basses concentrations) sont : obturation du pro-ventricule due à la paralysie du tube digestif. Le plumage péri-anal, les excréments et l'intérieur du gésier exhibent une couleur verdâtre causée par l'excès de production biliaire; les tissus, en général, paraissent pâles et la masse musculaire du squelette atrophiée (cachexie). Dans le cas d'une exposition aiguë (concentrations élevées pendant une période de temps brève) qui aurait provoqué la mort, beaucoup des lésions citées précédemment n'apparaîtraient pas.

Les analyses de plomb ont été faites moyennant la spectrophotométrie d'absorption atomique au four de graphite dans un laboratoire externe.

Pour l'analyse statistique, les concentrations de Pb observées dans le sang et le foie ont été normalisées grâce au logarithme népérien et l'homoscédasticité de la variance a été vérifiée. Le choix de la moyenne géométrique pour présenter les concentrations dans les tissus s'est justifié, car elle est plus robuste que la moyenne arithmétique face aux valeurs insolites et extrêmes existantes. L'emploi du modèle linéaire général pour l'analyse de la variance a permis l'évaluation des effets individuels et combinés sur la variable quantitative dépendante de la concentration de Pb en log. Pour les comparaisons multiples de moyennes nous avons eu recours aux tests paramétriques *post-hoc* de Tuckey pour les variances homogènes, aux tests de Games-Howell pour les variances non homogènes et le test non paramétrique de Mann-Whitney pour les pourcentages d'individus intoxiqués.

Nous avons étudié l'accord des méthodes de diagnostic de l'exposition au plomb avec le coefficient Kappa (Martin *et al.* 1987 in Mateo *et al.* 1994). On obtient Kappa de la manière suivante :

		Niveaux d'intoxication dans le foie	
		Si	Non
Plombs ingérés	Si	a	b
	Non	c	d

$$n = a + b + c + d$$

$$A = \% \text{ Concordance apparente} = (a + d)/n$$



$B = \% \text{ Concordance due au hasard pour les cas positifs (si)} = (a + b)/n \times (a + c)/n$   
 $C = \% \text{ Concordance due au hasard pour les cas négatifs (non)} = (b + d)/n \times (c + d)/n$   
 $D = \% \text{ Concordance totale due au hasard} = B + C$   
 $E = \% \text{ Concordance non due au hasard} = A - D$   
 $F = \% \text{ Concordance maximum possible due au hasard} = 1 - D$   
 $\text{Kappa} = E / F$

L'autre façon d'évaluer l'utilité des méthodes de diagnostic pour confirmer une exposition au plomb est de calculer leur sensibilité et leur spécificité. La sensibilité d'une méthode est définie comme la proportion de véritables positifs détectés par cette méthode, c'est-à-dire la capacité de ne pas donner de faux négatifs. La spécificité, *a contrario*, est la proportion de véritables négatifs qui sont détectés, autrement dit, la capacité de ne pas donner de faux positifs :

$$\text{sensibilité} = a/(a + c)$$

$$\text{spécificité} = d/(b + d)$$

Cela permettra de connaître la valeur prédictive de chaque méthode (Thrusfield 1984 *in* Mateo *et al.* 1994).

Nous avons vérifié si l'utilisation des munitions de plomb lors des prélèvements des oies a pu contaminer nos échantillons et introduire une erreur dans nos résultats. Les individus chassés au plomb durant les hivers 1999/2000 et 2000/2001 ( $n = 29$ ) ont été regroupés afin de calculer la corrélation entre les concentrations (log) dans le sang et les concentrations dans le foie. L'année 2002/2003 ( $n = 38$ ), durant laquelle les oies ont été prélevées avec des munitions de fer doux, nous a servi de contrôle.

Pour l'analyse statistique, nous avons utilisé le logiciel SPSS.

## CHAPITRE I - INGESTION DE PLOMBS DE CHASSE

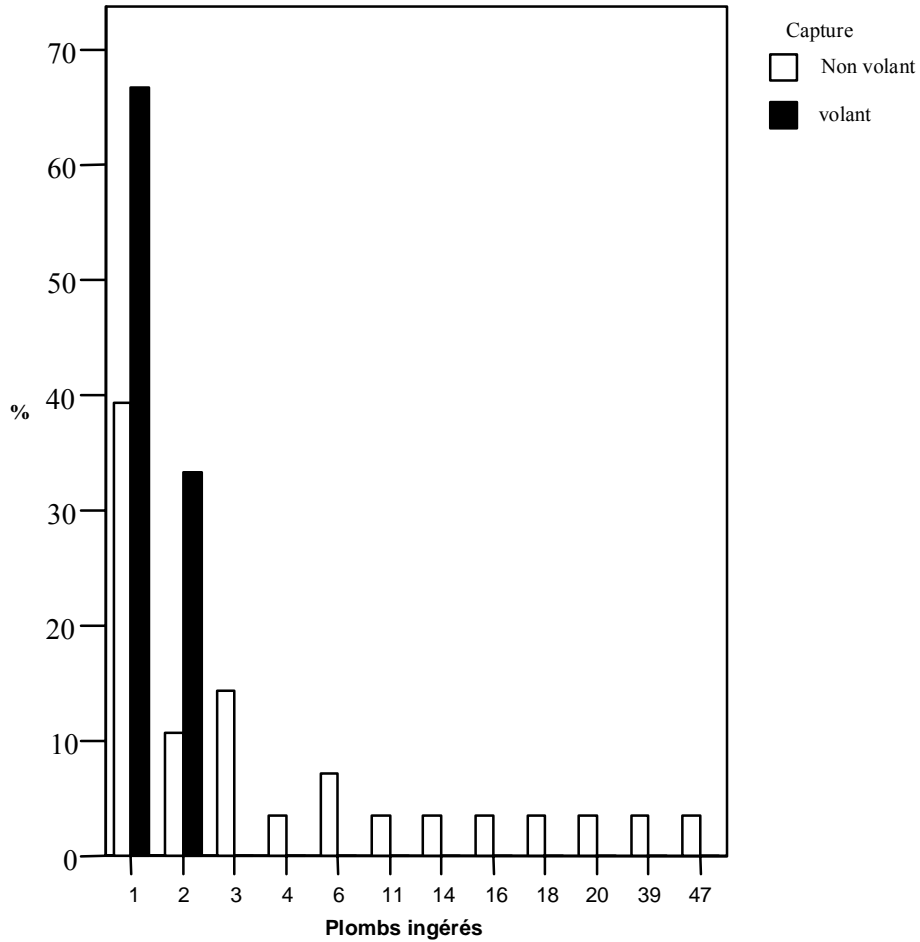
### 1) l'ingestion en fonction du mode de capture.

Selon la manière dont les oies ont été capturées, le taux d'ingestion (Tableau 3) des plombs de chasse change de façon significative ( $\chi^2 = 31,65$  gl = 1 p <0,001). Les oiseaux trouvés morts, ou malades ont une prévalence de grenaille à l'intérieur des gésiers nettement supérieure (27,7% n = 101) à celle des individus capturés, ou chassés (3,7%, n = 161).

**Tableau 3. Taux d'ingestion selon la méthode de capture.**

Méthodes de capture	N total	Ingestion (%)		Nombre de plombs ingérés		
		Non	Oui	Mini.	Moy.	Max.
Trouvées mortes ou malades	101	73 (72,3)	28 (27,7)	1	7,5	47
Chassées, ou capturées	161	155 (96,3)	6 (3,7)	1	1,3	2

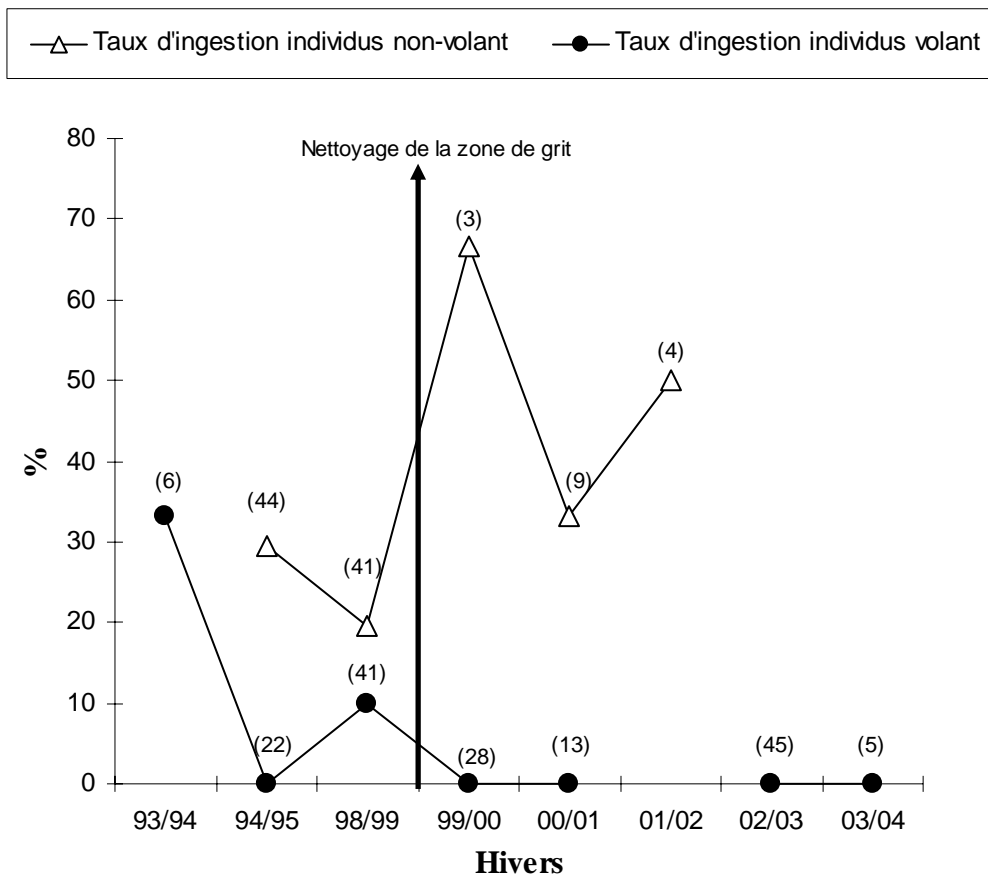
Nous retrouvons cette différence dans l'intensité de l'ingestion (Figure 4) selon la méthode de capture employée. Le nombre moyen de billes de plomb ingérées est de 1,3 avec un maximum de deux, pour les individus capables de voler au moment de leur capture. Chez les oies incapables de voler, soient trouvées mortes, ou encore malades, on compte en moyenne 7,4 billes à l'intérieur du ventricule, le maximum a été de 47 plombs chez un individu. Cette différence de l'intensité est statistiquement significative ( $Z = -1,752$  p = 0,008). Parmi les 34 oies ayant des plombs de chasse dans leur gésier, sept oiseaux (20,6%) présentaient une ingestion massive de billes (>10 plombs).



**Figure 4. Intensité de l'ingestion selon le mode de capture.**

## 2) Prévalence annuelle de l'ingestion.

Chez les individus trouvés morts, ou malades, il n'y a pas de différence significative entre les hivers (Fisher  $gl = 4$   $p = 0,232$ ). En revanche, parmi les oiseaux capturés aux filets et chassés la différence annuelle était significative (Fisher,  $gl = 6$ ,  $p = 0,007$ ).



**Figure 5. Prévalence annuelle de l'ingestion selon la méthode de capture.**

Nous vérifions si les cas d'ingestion de plombs de chasse sont moins fréquents, après le nettoyage partiel sur la zone de grit, durant les étés 1999 et 2000 (Figure 5). Nous comparons la prévalence de l'ingestion, indépendamment du mode de capture, les hivers antérieurs au nettoyage (21,25%, n = 154) avec les hivers suivants (6,93%, n = 108). Effectivement, le taux d'ingestion est significativement supérieur avant l'enlèvement manuel des billes ( $\chi^2 = 6,86$  gl = 1,  $p < 0,008$ ).

### 3) Différence selon le sexe et l'âge.

La propension à ingérer du plomb de chasse n'est pas due à l'âge de l'animal, ni à son sexe, respectivement ( $\chi^2 = 0,118$  p = 0,731 n = 213) et ( $\chi^2 = 0,064$ ; p = 0,800, n = 235). Il n'y a pas non plus de différences significatives pour les combinaisons possibles entre le sexe et l'âge ( $\chi^2 > 0,05$ ).

#### 4) Comparaison avec d'autres espèces aquatiques.

Sur les huit autres espèces aquatiques capables de voler (Tableau 4) au moment de leur capture, aucun individu n'avait ingéré des plombs de chasse (n = 98). Malgré cette absence de billes ingérées, il n'y a pas de différence significative ( $\chi^2$  Fisher  $p > 0,05$ ) avec la prévalence de l'oie cendrée (3,7% n = 161) et celle du canard colvert (0% n = 49), ou celle de la poule sultane (0% n = 23). Les comparaisons n'ont pas été faites quand le nombre d'individus par espèce était inférieur à 10.

**Tableau 4. Taux d'ingestion chez les oiseaux d'eau capturés dans les Marais du Guadalquivir.**

Espèces	Ingestion				Total
	Oui		Non		
	n	(%)	n	(%)	
<i>Anser anser</i>	6	(3,7)	155	(96,7)	161
<i>Anas platyrhynchos</i>	0	(0)	49	(100)	49
<i>Porphyrio porphyrio</i>	0	(0)	23	(100)	23
<i>Anas acuta</i>	0	(0)	9	(100)	9
<i>Fulica atra</i>	0	(0)	6	(100)	6
<i>Anas clypeata</i>	0	(0)	4	(100)	4
<i>Anas strepera</i>	0	(0)	4	(100)	4
<i>Aythya ferina</i>	0	(0)	2	(100)	2
<i>Anas crecca</i>	0	(0)	1	(100)	1

Des cas d'ingestion de plombs de chasse ont été détectés auprès de huit autres espèces, mais uniquement sur des individus trouvés morts, ou malades (Tableau 5). Les prévalences sont minimales en comparaison aux taux d'ingestion des oies cendrées capturées dans les mêmes conditions (27,7% n = 101). Les différences sont significatives ( $\chi^2$   $p < 0,001$ ) avec *Anas platyrhynchos* (6,3% n = 128), *Anas clypeata* (4,1% n = 72), *Marmaronetta angustirostris* (2,4% n = 42), *Porphyrio porphyrio* (2,2% n = 47), *Fulica atra* (1,3% n = 155) et *Aythya ferina* (4,5% n = 22 ;  $\chi^2$   $p < 0,02$ ). Les

comparaisons n'ont pas été faites auprès des espèces pour lesquelles moins de 10 spécimens avaient été capturés.

**Tableau 5. Taux d'ingestion chez les espèces aquatiques trouvées mortes.**

Espèces	N Total	Ingestion				Nombre de billes ingérées		
		Non		Oui		Mini.	Moy.	Maxi.
		n	(%)	n	(%)			
<i>Anser anser</i>	101	73	(72,3)	28	(27,7)	1	7,5	47
<i>Anas platyrhynchos</i>	128	120	(93,7)	8	(6,3)	1	1,8	5
<i>Aythya ferina</i>	22	21	(95,5)	1	(4,5)	6	6	6
<i>Anas clypeata</i>	72	69	(95,9)	3	(4,1)	1	2,6	6
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	42	41	(97,6)	1	(2,4)	1	1	1
<i>Porphyrio porphyrio</i>	47	46	(97,8)	1	(2,2)	1	1	1
<i>Fulica atra</i>	155	153	(98,7)	2	(1,3)	1	1	1
<i>Anas acuta</i>	6	4	(66,7)	2	(33,3)	1	3,5	6
<i>Anas crecca</i>	48	48	(100)	0	(0)			
<i>Anas strepera</i>	38	38	(100)	0	(0)			
<i>Netta rufina</i>	17	17	(100)	0	(0)			
<i>Anas penelope</i>	3	3	(100)	0	(0)			

### 5) Comparaison avec d'autres études sur *Anser anser*.

Les résultats obtenus au cours de notre étude sont semblables à ceux publiés par Mudge en 1983 (Tableau 6), que ce soit des oiseaux chassés, ou ceux trouvés morts ( $\chi^2$  de Fisher  $>0,05$ ). En revanche, une différence en limite de la signification ( $\chi^2 = 4,09$  gl = 1 p = 0,043) est apparue avec l'étude de Smit *et al*, de 1988 sur des individus trouvés morts.

**Tableau 6. Taux d'ingestion de *Anser anser* dans différentes études.**

<b>Travaux</b>	<b>Méthode de capture</b>	<b>%</b>	<b>n</b>
Mudge, 1983	Chassées	7,1	42
Notre étude	Chassées	3,7	161
Mudge, 1983	Trouvées mortes	22,2	9
Notre étude	Trouvées mortes	27,7	101
Smit <i>et al</i> , 1988	Trouvées mortes	40	160

## CHAPITRE II – PLOMBÉMIE DES OIES CENDRÉES.

Nous analysons le rôle des méthodes de capture, des hivers, du sexe et de l'âge sur la plombémie de 124 oies cendrées. Premièrement, il a fallu transformer par le logarithme népérien les valeurs de plombémie afin de les normaliser et pouvoir utiliser les tests paramétriques ( $K-S = 0,189$ ). Le retrait de notre analyse de la variable qui se référait à la présence, ou à l'absence de billes de plomb ingérées, se justifie car elle réduisait considérablement le nombre d'individus introduits dans notre modèle : seulement deux individus analysés contenaient de la grenaille à l'intérieur de leur gésier, de plus, 39 oiseaux n'ont pu être examinés à la radiographie. Un individu possédant une valeur anormale de plomb (9,285 ppm) a été exclu du modèle.

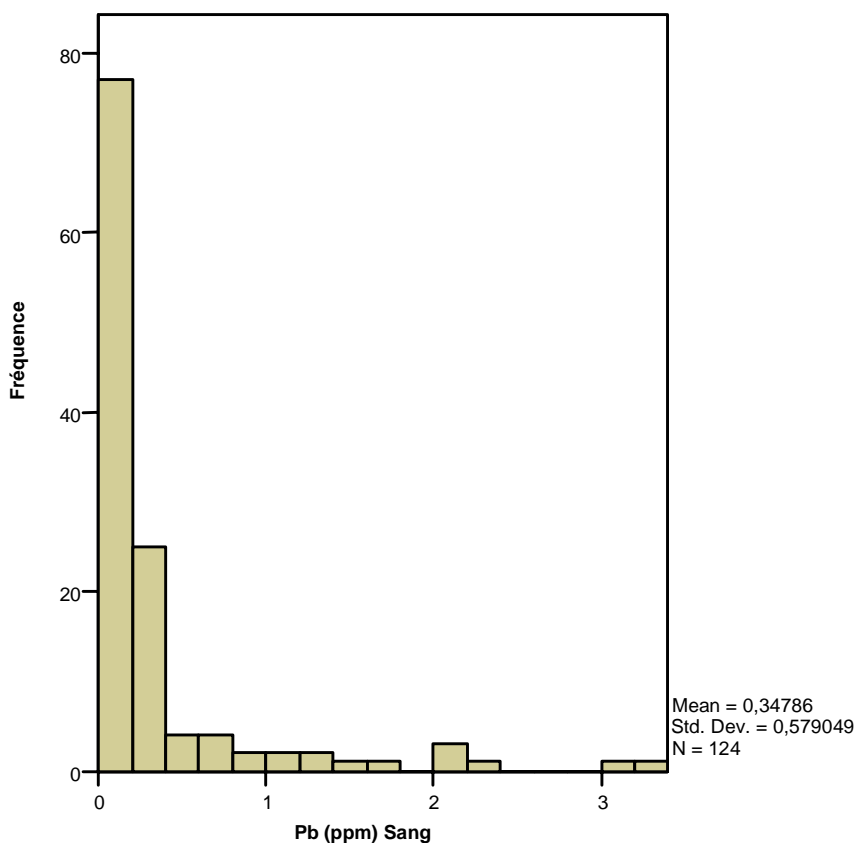


Figure 6. Distribution des valeurs de concentration de Pb dans le sang.



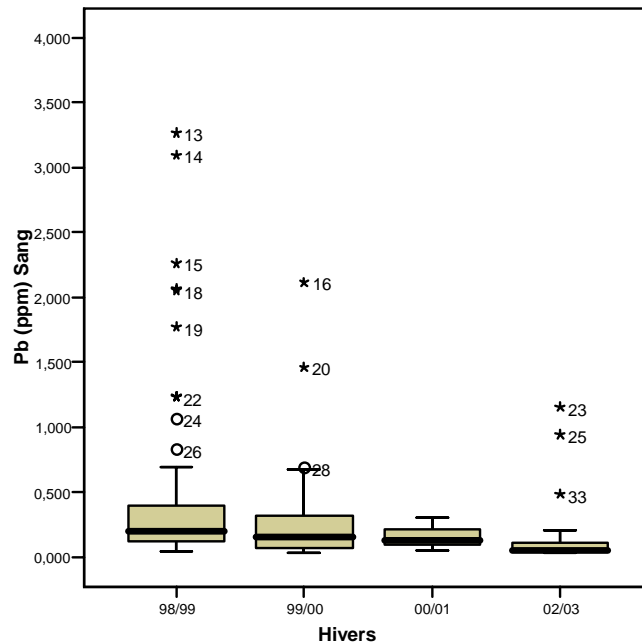
Notre modèle (Tableau 7) explique une partie significative de la variation observée ( $F = 6,571$   $p < 0,001$ ). Les quatre variables indépendantes et la combinaison méthodes de capture  $\times$  sexe, expliquent 28,2% de la variance de la plombémie.

**Tableau 7. Modèle multi variables de la concentration de Pb dans le sang.**

<b>Variabes</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>Eta</b>
Model corrigé	7	6,517	0,000	0,282
Intersection	1	147,618	0,000	0,560
Hiver	3	6,940	0,000	0,152
Méthode de capture	1	7,078	0,009	0,058
Age	1	0,025	0,875	0,000
Sexe	1	1,027	0,313	0,009
Méthode de capture/sexe	1	7,365	0,008	0,060
Total	124			

## 1) Variations annuelles de la plombémie.

La plombémie change de manière significative selon les hivers ( $F = 6,940$   $p < 0,001$ ). Dans notre modèle, cette variable a eu le plus d'influence sur la variation observée entre les concentrations de Pb dans le sang (15,2% de la variance expliquée). Parallèlement, on constate une différence significative ( $K-W = 14,439$   $p = 0,002$ ) entre la prévalence annuelle d'individus intoxiqués (Figure 7).



**Figure 7. Plombémie des oies cendrées selon les hivers étudiés.**

L'hiver 1998/1999, l'année de l'accident minier, la concentration moyenne de Pb observée dans le sang a été la plus forte ( $\bar{X} = 0,259$   $n = 53$ ) des quatre saisons étudiées, sans être clairement significatif, excepté avec l'hiver 2002/2003 ( $p < 0,001$ ). Seul l'hiver 2002/2003 se distingue significativement du reste des années avec des concentrations minimales de Pb observées.

**Tableau 8. Prévalence et niveaux de l'intoxication selon les hivers.**

Hivers	N	Intoxication				
		Non %	Oui %	Subclinique %	Clinique %	Létale %
<b>1998/99</b>	53	47,2	52,8	30,1	5,7	17
<b>1999/00</b>	25	56	44	20	16	8
<b>2000/01</b>	16	75	25	25	0	0
<b>2002/03</b>	30	86,7	13,3	6,7	3,3	3,3
<b>Total</b>	124	62,1	37,9	21,8	6,5	9,7

Les résultats sur la prévalence annuelle d'individus intoxiqués confirment ceux trouvés par la plombémie (Tableau 8). À propos du nombre d'individus touchés par le saturnisme, selon les analyses de sang, c'est durant l'année 1998/1999 qu'il a été trouvé le plus d'oiseaux exposés au plomb (52,8% n = 53), résultat significativement différent (Tableau 9) de celui de l'hiver 2002/2003, l'année du plus bas taux d'individus empoisonnés (13,3% n = 30).

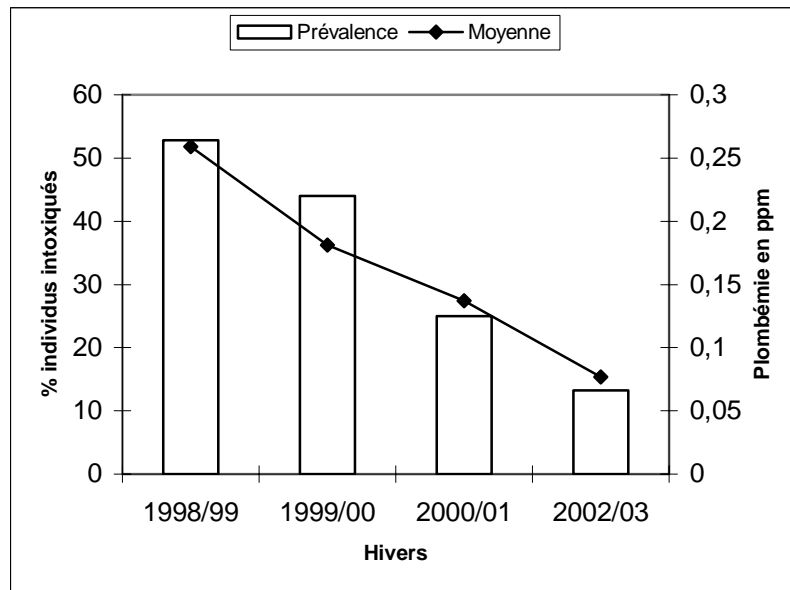
**Tableau 9. Valeur de p trouvée entre les années selon deux indicateurs de saturnisme.**

	<b>98/99</b>	<b>99/00</b>	<b>00/01</b>	<b>02/03</b>
<b>98/99</b>	-	<i>0,553</i>	<i>0,013</i>	<i>0,000</i>
<b>99/00</b>	<u>0,520</u>	-	<i>0,699</i>	<i>0,019</i>
<b>00/01</b>	<u>0,026</u>	<u>0,119</u>	-	<i>0,051</i>
<b>02/03</b>	<u>0,001</u>	<u>0,013</u>	<u>0,401</u>	-

Test de Games-Howell pour la concentration de Pb dans le sang, valeurs de p en italique.

Test de Mann-Whitney pour la prévalence d'individus intoxiqués, valeurs de p soulignées.

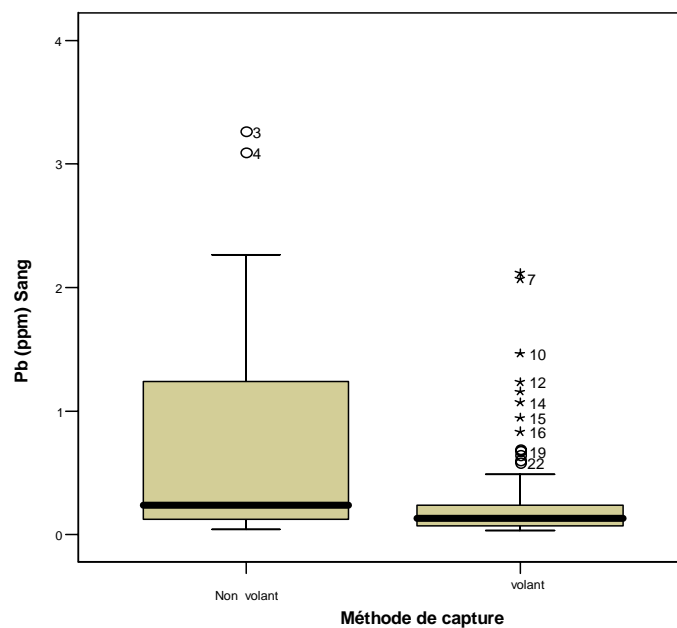
En relation à la sévérité de l'intoxication, aucun des individus analysés durant l'hiver 2000/2001 n'a atteint des niveaux d'intoxication graves. Au contraire, un pourcentage élevé d'individus a atteint des valeurs mortelles dans le sang : 17% en 1998/1999, 8% en 1999/2000 et 3,3% en 2002/2003.



**Figure 8. Plombémie et prévalence d'individus intoxiqués selon les hivers.**

## 2) Variations de la plombémie en fonction des méthodes de capture.

Les oies trouvées mortes, ou malades ont des concentrations de Pb dans le sang supérieures à la plombémie des individus capturés (Figure 9) aux canons lance filets et ceux prélevés à la chasse (F = 7,078 p = 0,009). La variable « méthode de capture » contribue au sein du modèle à 5,8 % de l'explication de la variance observée.



**Figure 9. Plombémie de *Anser anser* selon les méthodes de capture.**

En fonction de la méthode de capture, la probabilité d'échantillonner des individus intoxiqués parmi les oiseaux trouvés morts, ou malades est plus grande. La différence de prévalence d'individus intoxiqués est statistiquement significative entre les deux méthodes ( $Z = -2,409$   $p = 0,016$ ), mais cette signification est inférieure à celle trouvée pour la plombémie. Cependant le taux d'individus (Tableau 10) avec des concentrations sévères de Pb dans le sang est supérieur chez les oiseaux trouvés morts, ou malades (33,4%) à celui des individus capturés et chassés (12,6%).

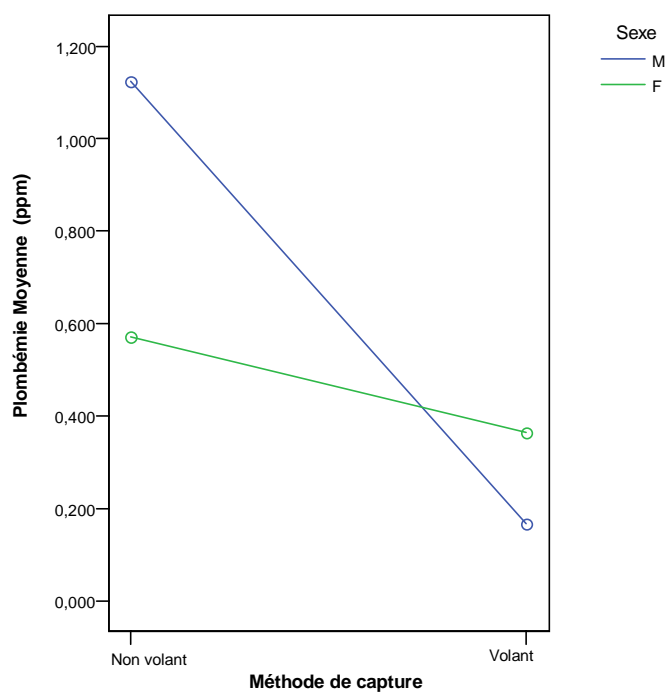
**Tableau 10. Prévalence et niveaux de l'intoxication des oies selon la méthode de capture.**

Méthode de capture	N	Intoxication				
		Non %	Oui %	Subclinique %	Clinique %	Létale %
Trouvées mortes, ou malades	21	42,9	57,1	23,8	4,8	28,6
Capturées vivantes, ou chassées	103	66	44	21,4	6,8	5,8

### 3) Variations de la plombémie en fonction du sexe et de l'âge.

Le sexe et l'âge n'ont pas d'effets significatifs sur les variations de la plombémie observées chez les oies cendrées :  $F = 1,027$   $p = 0,313$ ; 0,9% de la variance expliquée pour le sexe et  $F = 0,025$   $p = 0,875$ ; 0% de la variance expliquée pour l'âge.

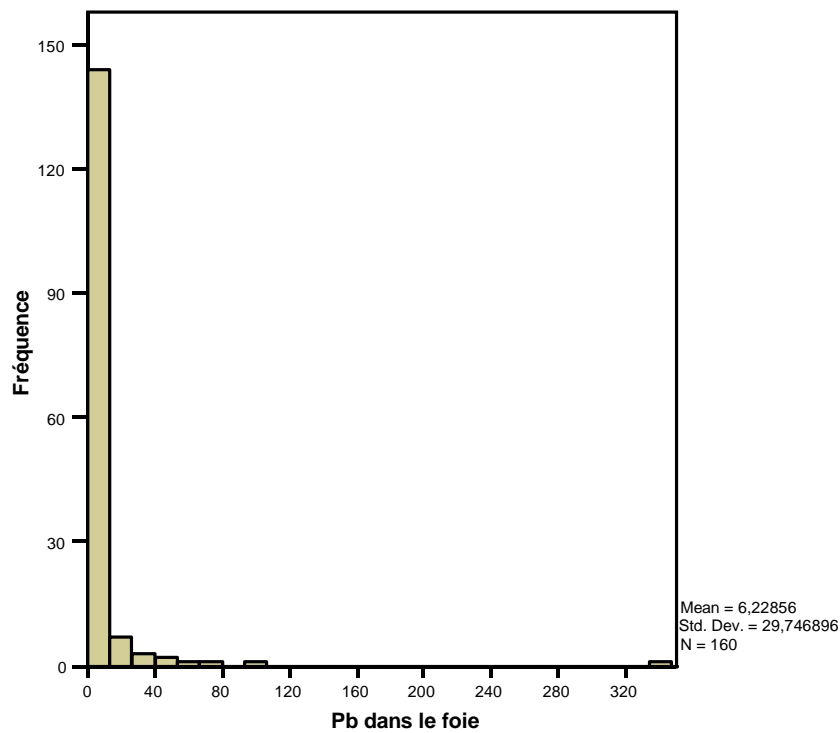
Cependant il est apparu dans le modèle une interaction significative (Figure 10) entre la combinaison du sexe avec la méthode de capture ( $F = 7,365$   $p = 0,008$ ; 6% de variance expliquée). Les mâles non volants possèdent les plus hautes valeurs de plombémie, au contraire, les mâles volants ont les concentrations les plus basses. Les femelles ont des valeurs de Pb identiques dans les deux méthodes ( $F = 0,015$   $p = 0,901$ ).



**Figure 10. Plombémie de *Anser anser* en fonction du sexe et du mode de capture.**

### CHAPITRE III - CONCENTRATIONS DE Pb DANS LE FOIE.

Afin d'expliquer les variations observées entre les concentrations de Pb des 160 foies analysés de l'espèce *Anser anser*, nous avons construit un modèle à partir de cinq variables indépendantes : l'année, le mode de capture, le sexe, l'âge et le nombre de plombs ingérés (en classes). Il a fallu transformer notre variable initiale « concentration Pb en ppm » à l'aide du logarithme népérien pour normaliser sa distribution (K-S = 0,134).



**Figure 11. Distribution des valeurs de concentrations de Pb (ppm) dans le foie.**

Notre modèle (Tableau 11) explique une part significative de la variance observée dans la variable dépendante « concentration de Pb » en log ( $F = 11,870$   $p < 0,001$ ). Les 5 variables incluses au modèle expliquent 44,3% de la variance des concentrations de Pb hépatique.

**Tableau 11. Modèle multi variables de la concentration de Pb dans le foie.**

<b>Variabes</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>Eta</b>
Modèle corrigé	10	11,870	0,000	0,443
Intersection	1	9,924	0,002	0,062
Hiver	4	5,500	0,000	0,129
Méthode de capture	1	28,611	0,000	0,161
Nombre plombs ingérés	3	10,640	0,000	0,176
Age	1	1,813	0,180	0,015
Sexe	1	2,292	0,132	0,012
Total	160			



## 1) Variations annuelles de l'intoxication hépatique.

Il existe des différences significatives dans la concentration hépatique moyenne de Pb entre les hivers étudiés (Tableau 13,  $F = 5,500$   $p < 0,001$ ). La variable "hiver" a expliqué 12,9% de la variance observée dans notre modèle.

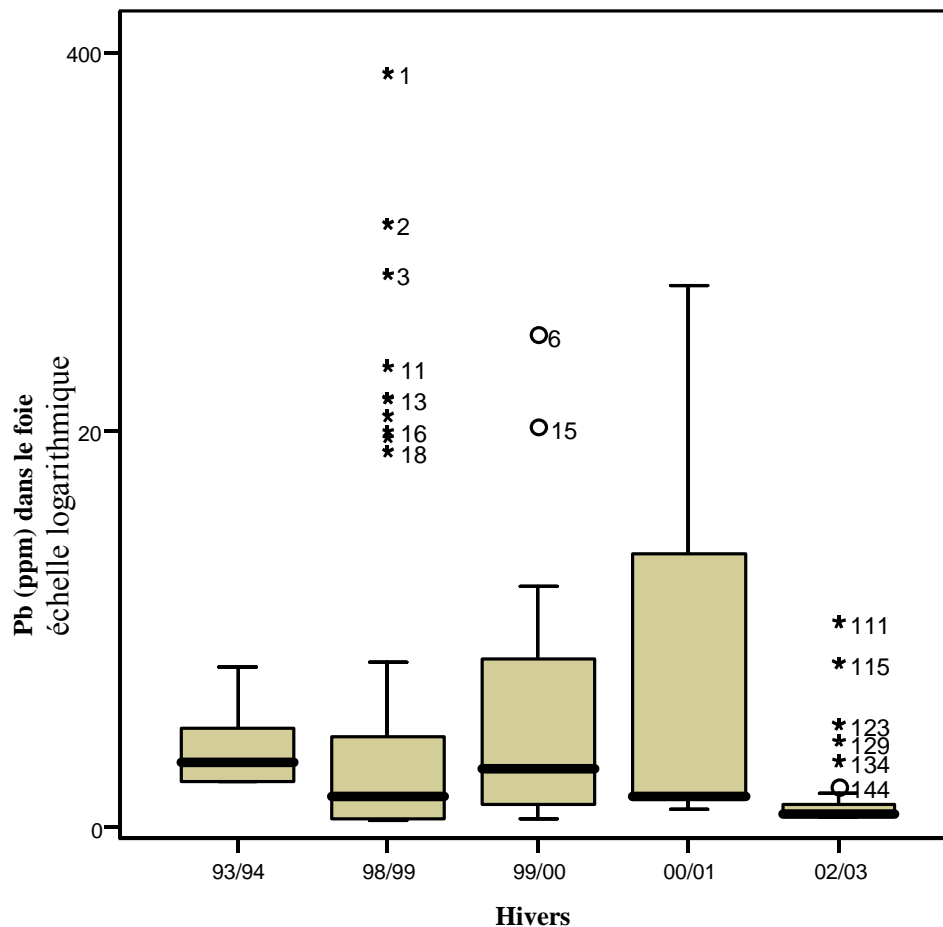


Figure 12. Concentrations de Pb dans le foie des oies cendrées selon les hivers.

La concentration moyenne de Pb dans les foies (Figure 12) mesurée l'année de l'accident minier est, contre toute attente, l'une des plus basses ( $\bar{X}$  geo. = 0,196  $n = 78$ ). Il n'y a pas de différence significative entre les moyennes avant, ou après l'accident minier. Les deux années qui suivirent la catastrophe, 1999/2000 ( $\bar{X}$  geo. = 0,648  $n = 24$ ) et 2000/2001 ( $\bar{X}$  geo. = 0,833  $n = 15$ ), les moyennes sont les plus élevées. Aucune différence significative n'est à noter entre l'hiver 2002/2003 ( $\bar{X}$  geo. = 0,084  $n = 37$ ) où

la concentration moyenne est la plus basse, avec les hivers 1998/1999 et 1993/1994 ( $\bar{X}$  geo. = 0,679 n = 6). Au contraire, entre les hivers 1999/2000 et 2000/2001 et l'année 2002/2003, une différence significative apparaît entre les moyennes.

**Tableau 12. Prévalence et niveaux de l'intoxication hépatique.**

Hivers	N	Intoxication				
		Non %	Oui %	Subclinique %	Clinique %	Létale %
<b>1993/94</b>	6	83,3	16,7	16,7	0	0
<b>1998/99</b>	78	84,6	15,4	2,6	0	12,8
<b>1999/00</b>	24	58,3	41,7	33,3	0	8,3
<b>2000/01</b>	15	73,3	26,7	0	0	26,7
<b>2002/03</b>	37	94,6	5,4	5,4	0	0
<b>Total</b>	131	81,9	18,1	8,1	0	10

Nous observons aussi une différence significative (Tableau 13) entre les valeurs annuelles de la prévalence (Tableau 12) d'individus intoxiqués au Pb (K-W = 12,632 p = 0,013). Jusqu'à 41,7% des oies analysées en 1999/2000 (n = 24) avaient des valeurs dans le foie indiquant un empoisonnement au Pb, parmi lesquelles 8,3% avec des niveaux mortels. Seulement 5,4% des individus analysés l'hiver 2002/2003 tenaient des concentrations toxiques dans le foie, toutes d'une intensité faible.

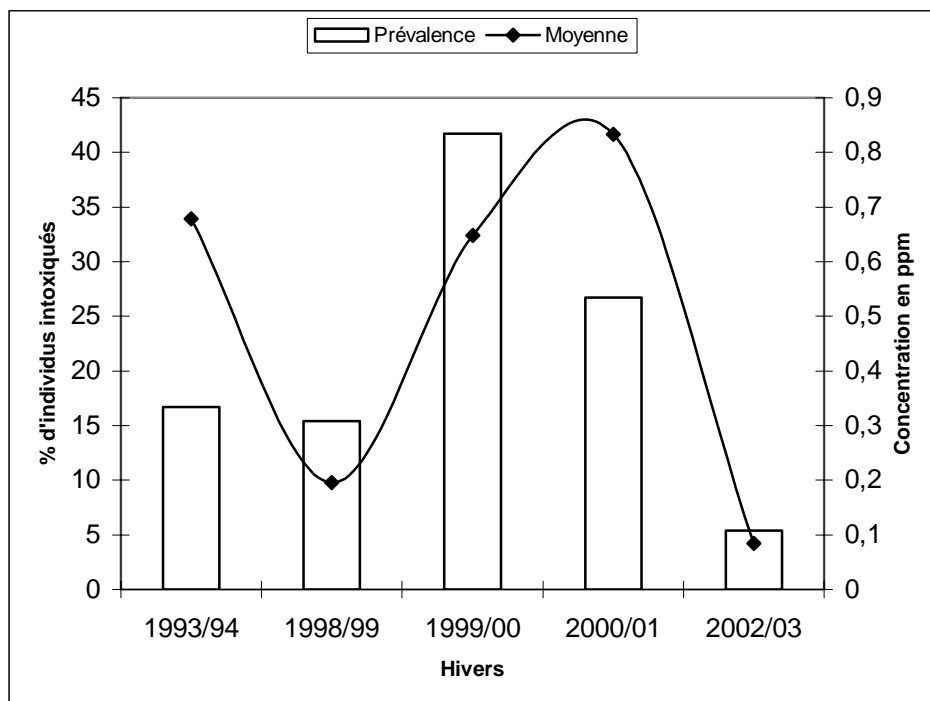
**Tableau 13. Valeurs de p entre les années, selon deux indicateurs de saturnisme.**

	<b>93/94</b>	<b>98/99</b>	<b>99/00</b>	<b>00/01</b>	<b>02/03</b>
<b>93/94</b>	-	<i>0,524</i>	<i>1,000</i>	<i>0,999</i>	<i>0,092</i>
<b>98/99</b>	<u>0,956</u>	-	<i>0,054</i>	<i>0,053</i>	<i>0,174</i>
<b>99/00</b>	<u>0,245</u>	<u>0,022</u>	-	<i>0,994</i>	<i>0,001</i>
<b>00/01</b>	<u>0,496</u>	<u>0,264</u>	<u>0,709</u>	-	<i>0,001</i>
<b>02/03</b>	<u>0,321</u>	<u>0,104</u>	<u>0,000</u>	<u>0,022</u>	-

Test *post-hoc* de Tuckey pour la concentration de Pb dans le foie, valeur de p en italique.

Test de Mann-Whitney pour les niveaux d'intoxication, valeur de p soulignée.

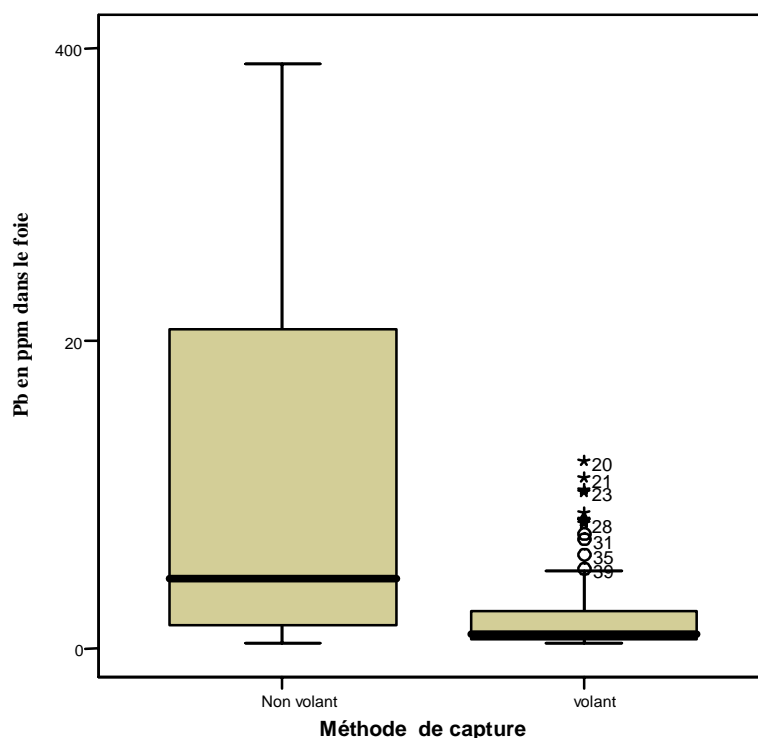
Aucune différence significative n'a été trouvée pour la prévalence d'oiseaux victimes du saturnisme entre l'année de l'accident minier et les autres années.



**Figure 13. Concentration moyenne et prévalence annuelles de l'intoxication hépatique.**

## 2) Variations de l'intoxication hépatique selon les méthodes de capture

Il existe une différence significative entre les valeurs de concentration dans le foie selon le type de capture (Figure 14) des oies ( $F = 28,611$   $p < 0,001$ ). La concentration moyenne chez les individus trouvés morts, ou malades a été plus haute ( $\bar{X}$  geo = 1,161 ; e.t. 53,23) que celle des oiseaux chassés ( $\bar{X}$  geo = 0,121 ; e.t. 0,932). La variable méthode de capture explique 16,1% de la variance de notre modèle.



**Figure 14. Concentration moyenne de Pb dans les foies selon le mode de capture.**  
(Échelle logarithmique)

La moyenne des oiseaux trouvés non volants (morts, ou malades) est 9,6 fois plus élevée que celle des individus volants (chassés). Les oies trouvées mortes ont atteint des concentrations maximales nettement supérieures à celles des oies chassées (340,3 ppm contre 5,256 ppm).

**Tableau 14. Niveaux toxiques selon le mode de capture.**

Méthode de capture	N	Intoxication				
		Non %	Oui %	Subclinique %	Clinique %	Létale %
Mortes, ou malades	46	60,9	39,1	4,3	0	34,8
Chassées	114	90,4	9,6	9,6	0	0

Il apparaît également une différence significative importante du nombre d'individus touchés par la maladie (Tableau 14) selon le mode de capture ( $Z = -4,841$

$p < 0,001$ ). Nous avons détecté des niveaux d'exposition au Pb chez seulement 9,6% des oies chassées et tous à des seuils de basse intoxication. En revanche, 39,1% des oiseaux trouvés morts, ou malades étaient empoisonnés et 80% d'entre eux avec des valeurs létales.

### 3) Variations de l'intoxication en fonction du nombre de plombs ingérés.

Il existe des différences significatives entre le nombre de plombs de chasse ingérés et les concentrations de Pb (Tableau 15) détectées dans le foie ( $F = 10,640$   $p < 0,001$ ). De toutes les variables introduites au modèle, c'est la variable « nombre de plombs ingérés » qui a le plus d'effet sur la variance expliquée (17,6%).

**Tableau 15. Ingestion de Plombs de chasse et concentration moyenne de Pb dans le foie.**

Nombre de plombs de chasse ingérés	N	Moyenne géométrique	Ecart - type	Mini.	Maxi.
0	144	0,164	6,008	0,002	38,580
1	8	0,877	15,138	0,020	41,460
2 y 3	3	4,342	24,195	0,805	43,460
>3	5	90,282	123,629	37,460	340,300

On observe une différence non significative entre les concentrations moyennes de Pb dans le foie des oies qui ont ingéré une bille de plomb, de celles n'ayant aucun plomb à l'intérieur de leur gésier ( $p = 0,072$ ). La concentration moyenne de Pb chez les individus qui ont ingéré plus de trois plombs de chasse, est significativement différente de celle des oiseaux présentant zéro et un plomb ( $p < 0,001$ ). Aucune différence significative ne ressort entre le fait d'ingérer soit une, soit trois billes ( $p = 0,591$ ).

Nous avons trouvé une corrélation positive entre l'augmentation des concentrations et le nombre de plombs ingérés (R. Spearman = 0,339.  $p < 0,001$ ).

**Tableau 16. Niveaux toxiques dans le foie en relation avec le numéro de plombs ingérés.**

Nombre de plombs dans le gésier	N	Intoxication				
		Non %	Oui %	Subclinique %	Clinique %	Létale %
<b>0</b>	144	86,8	13,2	7,6	0	5,6
<b>1</b>	8	62,5	37,5	12,5	0	25
<b>2 y 3</b>	3	33,3	66,6	33,3	0	33,3
<b>&gt;3</b>	5	0	100	0	0	100

Chez les individus n'ayant aucune bille de chasse ingérée, 13,2% d'entre eux ont, tout de même, des concentrations toxiques dans le foie et parmi eux 5,6% à des doses qui auraient pu provoquer leur mort (Tableau 16). Des 11 oiseaux montrant à l'intérieur de leur ventricule entre une et trois grenailles, six individus (54,54%) avaient des concentrations normales de Pb. Or tous les animaux ayant plus de trois plombs de chasse dans le gésier ont eu des concentrations anormales de Pb et tous à des niveaux mortels.

#### **4) Variations de l'intoxication hépatique selon l'âge et le sexe.**

Aucune différence significative n'a été constatée dans la concentration moyenne de Pb du foie en fonction du sexe ( $F = 2,292$   $p = 0,132$ ; 1,5% de la variance expliquée), ni en fonction de l'âge ( $F = 1,813$   $p = 0,180$ ; 1,2% de la variance expliquée).

## **CHAPITRE IV – RELATION ENTRE LES INDICATEURS D'EXPOSITION AU PLOMB.**

### **1) Concordances entre les trois méthodes.**

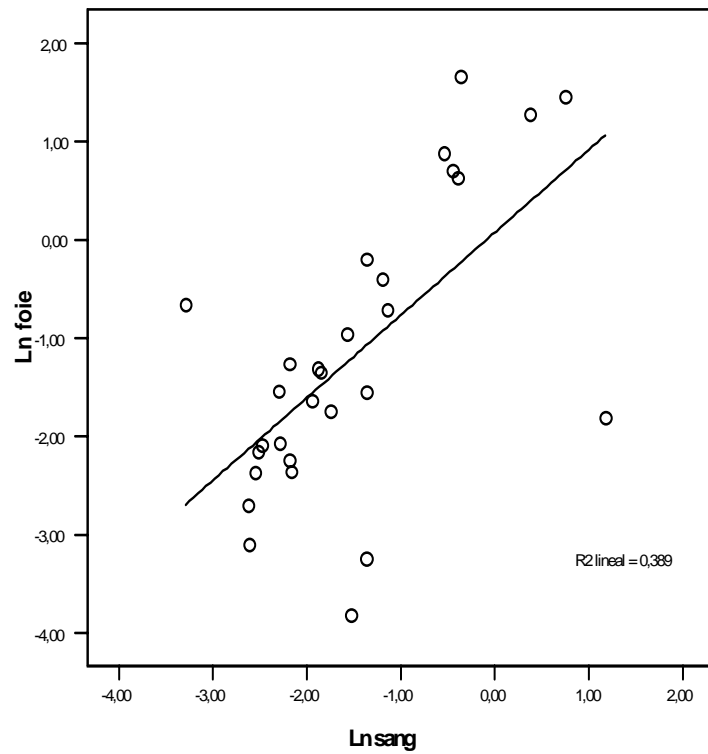
Sur les 90 individus pour lesquels nous possédons l'examen du gésier et les analyses de sang, la concordance entre les deux indicateurs où coefficient de Kappa est seulement de 9,6%. La sensibilité de l'examen du gésier versus la plombémie où concordance des cas positifs est de 7,1%, 26 individus sans plombs de chasse ingérés avaient pourtant des niveaux d'intoxication sanguine. La spécificité de cette méthode où concordance des cas négatifs est de 70,45%.

Nous comptons sur 177 oies cendrées pour vérifier la validité de l'examen du gésier sur les concentrations de Pb dans le foie, la concordance entre les deux indicateurs est de 40,9%. La sensibilité de l'examen du gésier confronté à l'analyse du foie est de 38,2%. La spécificité de cette méthode est de 86,7%. Cependant six individus qui pourtant présentaient des billes à l'intérieur de leur ventricule, n'ont pas montré de valeurs toxiques dans le foie.

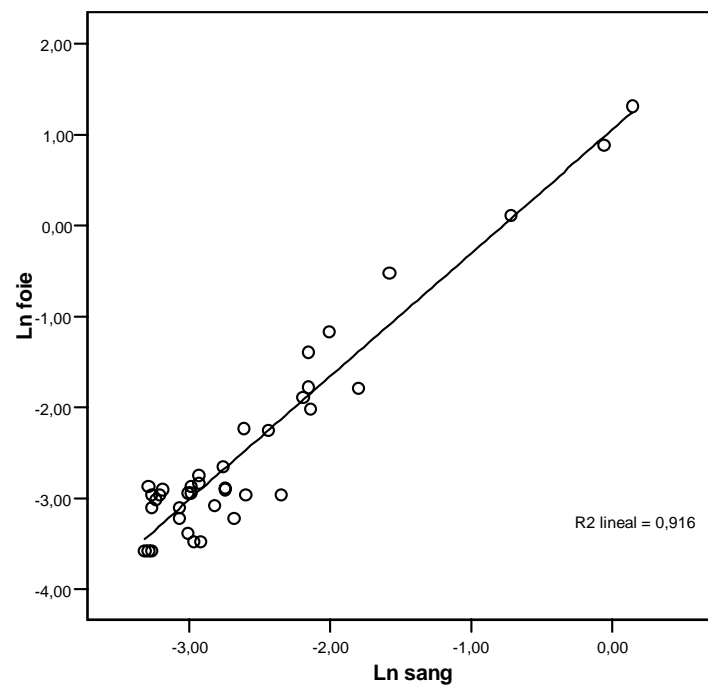
Pour évaluer la valeur de diagnostique entre la plombémie et l'analyse du foie nous disposons de 79 oiseaux, la concordance entre les deux méthodes est de 61%. La sensibilité de l'analyse de foie sur la plombémie est de 53,8% et sa spécificité de 81,5%. Des valeurs d'exposition sanguine ont été détectées chez tous les individus qui présentaient des niveaux de Pb hépatique

### **2) Corrélation entre la plombémie et les concentrations de Pb dans les tissus.**

Une excellente corrélation apparaît entre la plombémie et les concentrations de Pb dans le foie des oies tuées avec du fer doux (Figure 17,  $R^2 = 0,916$ ), mais pas entre la concentration dans les tissus d'individus chassés avec de la grenaille de plomb (Figure 16,  $R^2 = 0,389$ ).



**Figure 16. Corrélation entre la plombémie et les concentrations de Pb dans le foie chez les oies tuées au plomb.**



**Figure 17. Corrélation entre la plombémie et les concentrations de Pb dans le foie chez les oies tuées au fer doux.**



## CHAPITRE V – PRÉVALENCE DES PLOMBS DE CHASSE INCRUSTÉS DANS LE CORPS DES OIES.

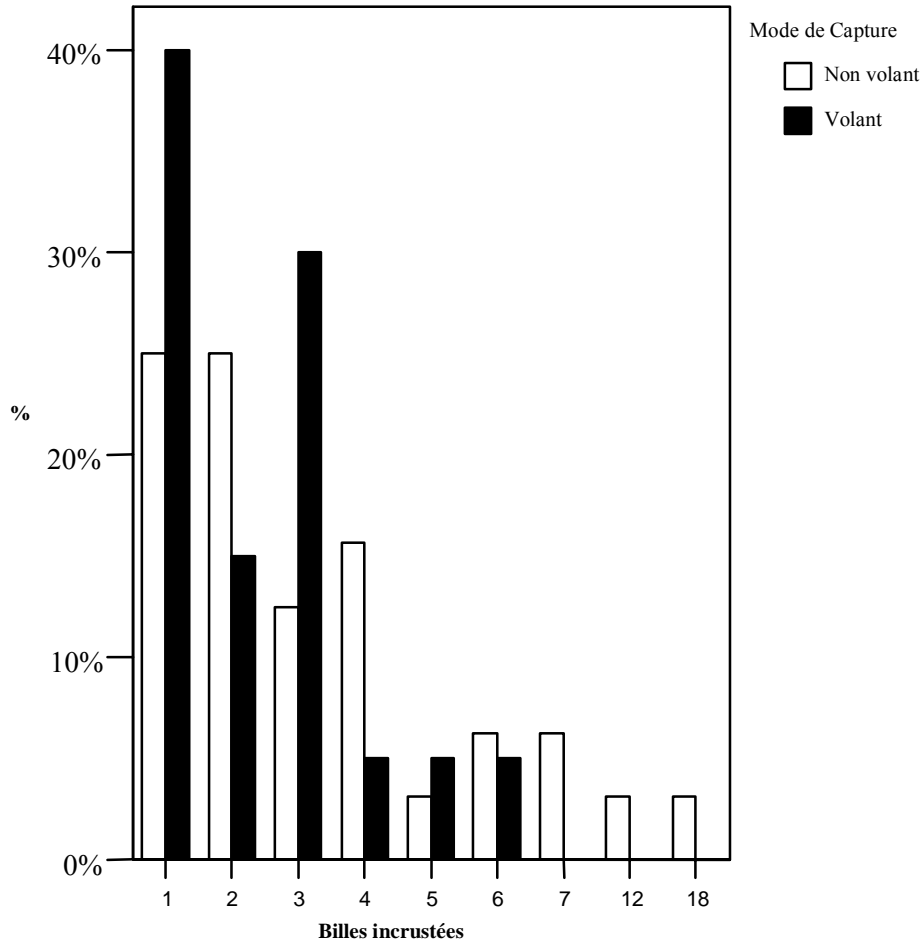
### 1) Prévalence des plombs incrustés selon la méthode de capture.

La prévalence de projectiles, décelés dans les muscles des oies cendrées (Tableau 17) trouvées mortes, ou malades (65,3% n = 49), est plus élevée que celle relevée chez les oies capturées aux canons lance filets et chassées (44,4% n = 45), mais en limites de la signification ( $\chi^2 = 4,13$  gl = 1 p = 0,042).

**Tableau 17. Prévalence d'individus avec des plombs de chasse dans le corps selon le mode de capture.**

Méthode de capture	N total	Plombs incrustés (%)		Nombre de Plombs		
		Non	Oui	Mini.	Moy.	Maxi.
Trouvés morts, ou malades	49	17 (34,7)	32 (65,3)	1	3,66	18
Chassés, ou capturés	45	25 (55,6)	20 (44,4)	1	2,35	6

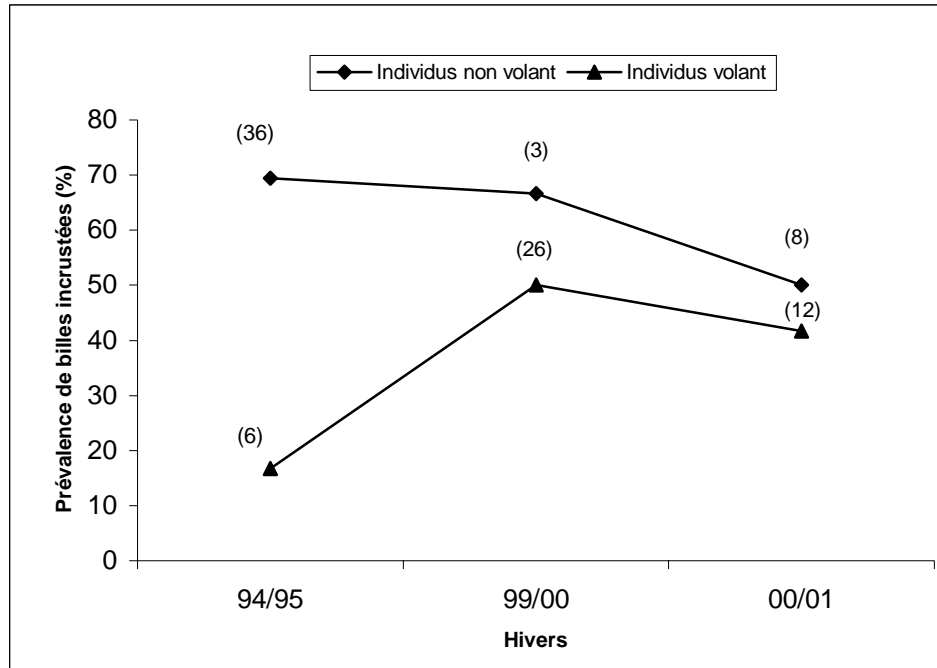
Aucune différence significative n'est établie sur le nombre moyen de billes incrustées entre les deux méthodes ( $Z = -1,330$  p = 0,184). Jusqu'à six plombs de chasse ont été détectés dans le corps d'un individu toujours capable de voler au moment de sa capture et un maximum de 18 billes dans les muscles chez un oiseau trouvé mort.



**Figure 18. Intensité de la présence de plombs incrustés selon le mode de capture.**

## 2) Prévalences annuelles des billes dans les muscles.

Aucune différence significative de la prévalence interannuelle n'a pu être mise en évidence, ni chez les individus trouvés morts (non volants ; Fisher  $gl = 2$   $p = 0,645$   $n = 47$ ), ni chez les spécimens chassés, ou capturés (volants ;  $\chi^2$   $gl = 2$   $p = 0,360$   $n = 44$ ).



**Figure 19. Prévalences annuelles de billes incrustées dans les muscles des oies selon le mode de capture.**

### 3) Différence selon le sexe et l'âge.

Aucune différence significative n'a été trouvée sur la probabilité d'avoir des plombs de chasse dans le corps entre les mâles et les femelles, qu'ils soient non volants ( $\chi^2 = 0,041$  gl = 1 p = 0,839 n = 39), ou volants ( $\chi^2 = 1,322$  gl = 1 p = 0,250 n = 46).

Malgré une prévalence plus élevée chez les adultes capable de voler au moment de leur capture (51,9%, n = 27) la différence avec les jeunes (30,8% n = 13) n'est pas significative ( $\chi^2 = 2,184$  gl = 1 p = 0,209). Même cas de figure pour les oiseaux trouvés morts, la prévalence des adultes (71% n = 31) bien qu'elle soit supérieure à celle des jeunes (56,3% n = 16) elle n'est pas statistiquement différente ( $\chi^2 = 1,018$  gl = 1 p = 0,313).

#### 4) Comparaison avec d'autres espèces aquatiques.

Il a été retrouvé de la grenaille de plombs dans cinq espèces de gibier d'eau capturées dans les Marais du Guadalquivir (Tableau 18). A signaler la différence significative qui existe entre la prévalence de *Anser anser* (44,4% n = 45) et celle de *Anas platyrhynchos* (21,7% n = 46), les seules espèces qui ont plus de 10 individus capturés vivants et chassés scientifiquement ( $\chi^2 = 5,31$  gl = 1 p < 0,05).

**Tableau 18. Prévalence et nombres de billes enkystées chez plusieurs oiseaux d'eau capturés dans les Marais du Guadalquivir.**

Espèces	Billes enkystées			Nombre de billes		
	Oui n (%)	Non n (%)	Total N	Mini.	Moy.	Maxi.
<i>Anser anser</i>	20 (44,4)	25 (55,6)	45	1	2,35	6
<i>Anas platyrhynchos</i>	10 (21,7)	36 (78,3)	46	1	2,6	4
<i>Aythya ferina</i>	1 (50)	1 (50)	2	3	3	3
<i>Anas acuta</i>	3 (33,3)	6 (66,7)	9	2	2,6	4
<i>Anas strepera</i>	1 (25)	3 (75)	4	2	2	2
<i>Fulica atra</i>	0 (0)	5 (100)	5			
<i>Anas clypeata</i>	0 (0)	4 (100)	4			
<i>Anas crecca</i>	0 (0)	1 (100)	1			

Parmi les individus trouvés morts à l'intérieur des Marais du Guadalquivir (Tableau 19), nous avons trouvé du plomb de chasse incrusté dans seulement trois espèces. Là aussi, la prévalence de plombs incarnés est nettement supérieure ( $\chi^2$  test, p < 0,001) entre les oies cendrées (65,3% n = 49) et le colvert (14,3% n = 35), ou avec le canard souchet (0% n = 17) et la foulque (0% n = 20).

**Tableau 19. Prévalence et nombres de billes enkystées chez plusieurs oiseaux d'eau trouvés morts dans les Marais du Guadalquivir.**

Espèces	Billes enkystées				Nombre de billes			
	Oui		Non		Total N	Mini.	Moy.	Maxi.
	n	(%)	n	(%)				
<i>Anser anser</i>	32	(65,3)	17	(34,7)	49	1	3,66	18
<i>Anas platyrhynchos</i>	5	(14,3)	30	(85,7)	35	1	2	5
<i>Anas penelope</i>	2	(100)	0	(0)	2	1	2,5	4
<i>Fulica atra</i>	0	(0)	20	(100)	20			
<i>Anas clypeata</i>	0	(0)	17	(100)	17			
<i>Netta rufina</i>	0	(0)	4	(100)	4			
<i>Anas strepera</i>	0	(0)	3	(100)	3			
<i>Anas crecca</i>	0	(0)	3	(100)	3			
<i>Aythya ferina</i>	0	(0)	2	(100)	2			
<i>Anas acuta</i>	0	(0)	1	(100)	1			

##### 5) Comparaison avec d'autres études sur *Anser anser*.

Le phénomène de projectiles incrustés dans le corps des oies de Doñana est significativement supérieur à celui détecté en Grande-Bretagne (Tableau 20,  $\chi^2 = 7,91$  p <0,004) et au Danemark ( $\chi^2 = 6,16$  p <0,013).

Contrairement à nos résultats, des différences significatives selon l'âge des individus capturés et radiographiés sont mises en évidence par Elder, 1955 ( $\chi^2 = 39,14$  p <0,001) et Noer *et al.*, 2001 ( $\chi^2 = 9,67$  p <0,001).

**Tableau 20. Comparaison entre différentes études européennes sur la prévalence de plombs de chasse incrustés selon l'âge des individus.**

Études	Pays	Adulte		Jeune		Total	
		n	(%)	n	(%)	n	(%)
Elder, 1955	Grande Bretagne	161	(37,26)	99	(3)	260	(24,23)
Noer <i>et al.</i> 2001	Danemark	99	(32,3)	41	(7,3)	140	(25)
Notre travail	Espagne	27	(51,9)	13	(30,8)	40	(45)

L'exposition des adultes capturés, ou chassés scientifiquement dans les Marais du Guadalquivir est plus élevée que celle des deux autres études, mais sans atteindre la signification statistique ( $\chi^2$  p >0,05). Au contraire, la prévalence trouvée chez les jeunes à Doñana est significativement supérieure à celle des deux autres travaux cités (*Ibid.*) ( $\chi^2$  Fisher <0,05).

#### **6) Risque d'ingestion pour les consommateurs d'oies cendrées.**

À propos du risque d'ingérer des billes de plomb lors de l'alimentation, pour les prédateurs et les charognards, la probabilité de se nourrir d'une oie avec des plombs à l'intérieur du gésier, ou dans le corps est 9 fois plus grande (8,9) que celle de consommer une oie sans traces de l'activité cynégétique (odds ratio = <2,89 o.r. <29,14).

**Tableau 21. Table de contingences sur le risque d'ingestion pour les consommateurs d'oies cendrées.**

	Présence de plombs ingérés et/ou enkystés		Total
	Oui	Non	
<b>Non volants</b>	<b>43</b>	<b>6</b>	<b>49</b>
<b>Volants</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>45</b>
<b>Total</b>	<b>63</b>	<b>31</b>	<b>94</b>

Il a été retrouvé des billes de chasse dans 87,7% des individus morts, ou malades, contre 44,4% chez les individus volants, soit deux fois plus (1,97) de probabilité d'avaler un plomb pour un oiseau de proie qui s'alimenterait à partir de charognes (risque relatif = <1,40 r.r.<2,78).

Le risque d'ingérer des projectiles est significativement plus grand (Mann-Whitney  $Z = -2,447$   $p = 0,014$ ) lors de la consommation d'oies mortes, ou malades ( $\bar{X} = 5,88$   $n = 43$ ) en comparaison à un oiseau capturé au vol ( $\bar{X} = 2,35$   $n = 20$ ).

## DISCUSSION

### 1) Ingestion de Plombs de chasse dans les Marais du Guadalquivir.

L'ingestion de grenaille de plomb chez les oies cendrées est, dans les Marais du Guadalquivir, la principale source d'exposition à ce métal et la seule responsable de la mortalité saturnine.

Le taux d'ingestion de plombs de chasse est une valeur utilisée par de nombreux travaux afin d'estimer l'ampleur de l'exposition de l'avifaune à la grenaille. Cependant, nous avons démontré que, selon la méthode de capture employée, les résultats obtenus variaient de manière significative. La prévalence calculée à partir d'oiseaux trouvés morts est significativement supérieure à celle des oiseaux capturés vivants et chassés. L'évaluation du saturnisme dans une population calculée à partir d'individus trouvés morts, ou malades surestime les taux d'ingestion (voir Mudge, 1983). Finalement, ces oiseaux faciles à capturer ne sont pas représentatifs de la population ; en revanche, les individus prélevés à la chasse, ou bien capturés aux canons lance-filets sont échantillonnés de manière aléatoire. Même si certaines études ont mis en évidence que les oiseaux chassés avaient une probabilité de 1,6 à 3,8 fois supérieure d'ingérer des plombs en comparaison aux individus capturés par les chercheurs (Heitmeyer *et al.* 1993), les oiseaux chassés et ceux capturés aux filets caractérisent le mieux l'ensemble des oies cendrées hivernant dans les Marais du Guadalquivir.

Les variations annuelles de la prévalence d'ingestion peuvent s'expliquer par la distribution des oies qui change tous les ans en fonction des conditions d'inondation du marais. Les années de sécheresse, la majorité des oies se dispersent pour s'alimenter sur les rizières et les champs de céréales. Les individus qui sortent du Parc National ont plus de risque d'ingérer des plombs, car ils se nourrissent sur des zones chassées. En Grande-Bretagne, Mudge (1983) a observé que *Anser brachyrhynchus* et *Anser anser* avaient davantage de possibilité d'ingérer des munitions de plomb sur terrains secs que sur les zones humides. Si les conditions climatiques sont défavorables, les oies peuvent occuper des zones insolites, ou bien faire face à des situations inhabituelles. Entre 1986 et 1987 sur le lac Spynie en Ecosse, plus de 300 oies cendrées moururent de saturnisme lors de circonstances singulières. La vidange du lac, provoquant la baisse du niveau



d'eau de 50 cm, a donné aux oies l'accès à une source inattendue de grit, mais également à une grande quantité de plombs de chasse (Spray & Milnes 1988).

Quand le marais est inondé, les oies se cantonnent à l'intérieur du Parc National où elles s'alimentent des tubercules de *Scirpus maritimus* et *S. lacustris*. Pour pouvoir les broyer, les oies ont besoin d'une grande quantité de grit. Durant les années de fortes inondations, « el Cerro de los Ansares » reste la seule source de sable disponible pour leur besoin en gastrolites. Cette dune de l'intérieur du Parc National de Doñana doit son nom aux milliers d'oies cendrées qui quotidiennement s'y déplacent. La chasse a été permise sur cette dune jusqu'en 1983, engendrant une accumulation importante de grains de plomb. La densité des plombs de chasse en surface de la dune tourne autour de cinq billes/m<sup>2</sup> mais atteint 16,2 billes au m<sup>2</sup> entre les premiers 20 cm de profondeur (Mateo *et al.* 2000). La densité est plus grande près de la base de la dune, qu'autour de la crête. Le diamètre des plombs (1,5 mm) correspond à celui des particules de grit le plus fréquent à l'intérieur des gésiers de cette espèce (Mateo *et al.* 2000). Cette taille de particules, recherchée activement par les oies, est rare sur la dune, ce qui rend plus attrayant les billes de plomb, visibles à la surface du site.

Durant l'été 1999 et 2000 des volontaires ont nettoyé manuellement une partie de la dune, retirant environ 100 kg de plombs. Vraisemblablement, cette opération a contribué lors des hivers suivants à réduire le risque d'ingestion, cependant, un nettoyage mécanique des 150 hectares serait plus efficace. Pourtant, nous avons informé l'organisme gestionnaire du Parc National de l'existence d'engins capables de nettoyer 2 500m<sup>2</sup> à l'heure et d'un prix raisonnable, or jusqu'à ce jour, nous n'avons eu aucune réponse. Malgré une densité relativement basse des plombs de chasse et une source inépuisable de grit, « la colline des oies » représente encore un sérieux danger d'exposition au plomb pour les oies, vingt ans après l'interdiction de la chasse.

Selon notre étude comparative avec les autres espèces capturées dans les Marais du Guadalquivir, *Anser anser* est l'espèce la plus exposée à l'ingestion de grenailles. Parmi les 11 autres espèces examinées durant ces cinq dernières années, seulement 18 individus entre 676 examinés, présentaient des billes de plomb à l'intérieur de leur gésier. Tous les cas ont été détectés sur des individus morts, ou malades, aucun plomb de chasse n'a été décelé dans le ventricule des individus capturés vivants (n = 98). Il a été démontré que les espèces ayant un taux d'ingestion élevé sont celles qui consomment préférentiellement une taille de grit supérieure à 2 mm de diamètre, c'est-à-dire semblable à la taille des plombs (Hall & Fisher 1985, Pain 1990a, Mateo *et al.*

2000b), cependant nos résultats sont si bas qu'il n'a pas été possible de vérifier cette affirmation. Les taux d'ingestion des anatidés obtenus dans les Marais du Guadalquivir sont nettement inférieurs à ceux trouvés sur d'autres zones humides espagnoles, ou françaises (voir Schricke & Lefranc 1994, Mateo *et al.* 1998 & 2000b, Mondain-Monval *et al.* 2002). Nos données indiquent finalement que, l'ingestion de grenaille à Doñana est un phénomène pratiquement exclusif aux oies cendrées. Par déductions, les zones à risques sont les lieux utilisés seulement par cette espèce, avec la condition préalable de la pratique de la chasse actuelle, ou passée. Seuls « el Cerro de los Ansares » à l'intérieur du Parc et les champs céréaliers en bordures, réunissent ces conditions.

Seulement 3,7% des 161 oies capturées vivantes, ou tirées montraient des plombs de chasse ingérés. Uniquement les individus trouvés morts, ou malades présentaient une prévalence élevée (27,7% n = 101), mais pour les mêmes raisons exposées antérieurement, ils ne sont pas représentatifs de la population. Le taux d'ingestion obtenu dans les Marais du Guadalquivir à partir d'individus chassés, ou capturés au filet est plus bas que celui trouvé pour la même espèce en Grande-Bretagne, mais sans être significatif (Mudge 1983). A la vue de nos résultats, le risque d'ingérer des plombs de chasse dans les Marais du Guadalquivir est sensiblement plus faible en comparaisons à d'autres régions.

Historiquement l'activité cynégétique se pratiquait essentiellement sur les 25 000 hectares de marais de l'actuel Parc National. A partir des années 80, à la suite d'une sécheresse exceptionnelle, pour la première fois les oies sortirent de la zone protégée pour s'alimenter dans les rizières et sur les champs de céréales et y revenir les années suivantes. Avec l'augmentation de la fréquentation des oies hors du parc, la chasse de l'oie cendrée se popularisa (Amat 1986<sup>a</sup>). Aujourd'hui, la chasse du gibier d'eau, autour de Doñana, est restrictive. L'ouverture de l'activité cynégétique commence à partir du deuxième samedi du mois de novembre et la fermeture s'effectue le dernier dimanche de janvier. Uniquement le samedi, le dimanche et les jours fériés la chasse est possible, mais exclusivement de jour. Au total, dans les Marais du Guadalquivir on chasse le gibier d'eau seulement 28 jours par an (Calderon *et al.* 1996). La pression de chasse est inférieure à la majorité des secteurs connus et elle peu paraître dérisoire si nous la comparons aux 180 jours de chasse possible sur les zones humides françaises. Malgré l'impossibilité d'avoir des informations fiables autour du nombre de chasseurs, la pression de chasse relativement basse dans la région peut être une

explication aux faibles taux d'ingestion enregistrés chez les oiseaux d'eau hivernant dans les Marais du Guadalquivir. Depuis la saison 2002, l'utilisation des munitions au plomb est partiellement interdite autour du Parc National ; Cette interdiction est un pas obligatoire vers la disparition définitive de l'ingestion de plombs de chasse à Doñana.

## **2) Intoxication et mortalité des oies cendrées.**

Nos résultats sur l'analyse de Pb dans les tissus confirment que l'ingestion de billes de chasse est la principale source d'exposition au plomb et la seule pouvant causer la mort. La pollution provoquée par l'accident minier n'a pas eu d'effets significatifs sur les concentrations de plomb observées dans les tissus des oies cendrées.

La prévalence d'individus ayant des concentrations toxiques de plombémie (>0,2 ppm) relevée l'hiver juste après l'accident (1998/1999) est proche à celle de l'hiver suivant, bien que peu d'oies aient été observées à l'intérieur de la zone contaminée d'« Entremuros », une centaine d'individus face aux 20 000 l'année de la catastrophe. En comparaison aux autres années, la part d'individus trouvés morts, ou blessés durant l'hiver 1998/1999 a été plus grande dans notre échantillon (32%). Notre résultat pour cet hiver est sans doute surestimé en raison de la probabilité à prélever des individus victimes de saturnisme parmi les oies mortes, ou incapables de voler est supérieure à celle des individus capables de voler. Il est vraisemblable que les deux individus ayant ingérés 20 et 39 plombs de chasse, ont pesé sur la valeur moyenne de la plombémie obtenue lors de l'hiver 1998/1999.

Au sujet des concentrations de plomb dans le foie, il n'y a pas de différence significative entre l'année de la pollution minière (1998/1999) et les années suivantes. Aucune différence significative n'a été repérée vis-à-vis des données de Mateo *et al.* (1998) prises cinq ans auparavant. La concentration hépatique recueillie durant l'hiver 1998/1999 est l'une des plus basse avec la saison 2002/2003.

L'année de l'accident minier, des analyses de sols ont été effectuées sur toute la zone contaminée (4 600 ha) peu avant l'arrivée des oies cendrées (septembre-octobre 1998). Les plus fortes concentrations furent localisées dans les sédiments de la partie haute, près de la mine. Sur la zone fréquentée par les oies (Entremuros), les concentrations relevées dans le sol ne dépassèrent pas les 20 mg/kg de Pb, contre 200 mg/kg en amont de la rivière (Meharg *et al.* 2002). Les niveaux de plomb, relativement bas (20 mg/kg), sont toutefois supérieurs aux valeurs résiduelles trouvées

au sein du Parc National de Doñana et dans le Parc Naturel (Pain *et al.* 1998 ; Garralon *et al.* 1999).

La concentration totale des éléments toxiques du sol est un paramètre habituellement utilisé pour la caractérisation de la magnitude de la pollution. L'étude de la distribution des métaux selon différentes fractions (interchangeable, carbonate, soluble, matière organique et résiduelle) apporte une information correspondant à leur bioconcentration (concentration dans les tissus) et biomagnification (transfert successif dans la chaîne trophique) et par conséquent sur leur absorption (Ramos *et al.* 1994). La plupart des métaux décelés dans les sédiments de la rivière Guadamar étaient sous la forme de sulfures insolubles (Simon *et al.* 1999). La forme ionique du Pb (assimilable directement par les organismes) n'a pas été détectée en grande quantité (Achterberg *et al.* 1999).

Mais l'ingestion de sédiment peut être considérée comme une voie principale d'exposition au plomb chez les oiseaux aquatiques (Beyer *et al.* 1996). L'action des jus gastriques transforme le plomb inorganique en sels biodisponibles et facilement absorbable via l'organisme. Des cas de mortalité d'oiseaux aquatiques causée par l'ingestion de sédiment contaminé furent signalés pour la première fois aux Etats-Unis (Chupp & Dalke 1964). Les concentrations de plomb trouvées dans les sédiments de la rivière Cœur d'Alène aux E.U., atteignaient entre 3000 et 5000 mg/kg, soit 150 et 250 fois plus grandes que les valeurs détectées sur Entremuros. Beyer *et al.* (2000) ont montré qu'à partir de 530 ppm de Pb dans le sol, on commence à observer des effets sub-cliniques de l'empoisonnement chez les oiseaux qui ont ingéré des sédiments pollués, la mort des individus apparaîtrait à partir de 1800 ppm de Pb dans le sol, soit 26,5 et 90 fois supérieures aux concentrations sur la zone fréquentée par les oies.

L'analyse des isotopes du plomb permet de déterminer avec certitude l'origine de l'exposition (Scheuhammer & Templeton 1998b). Les premiers résultats indiquent que les oies en hivernage dans les Marais du Guadalquivir sont exposées presque exclusivement à la pollution des munitions, mais non à celle de l'accident minier (Green *et al.* 2003). Les concentrations trouvées dans les sédiments d'Entremuros sont insignifiantes et ne permettent pas d'expliquer les niveaux d'exposition cliniques et létaux détectés parmi les oies l'année de la catastrophe. Cependant, la pollution a pu contribuer à une augmentation des concentrations mesurées chez les oies, sans pour autant atteindre les niveaux d'empoisonnement graves. Les opérations de nettoyage de la zone contaminée par les boues toxiques ont, sans doute, contribué à réduire le risque

d'exposition au plomb pour la population d'oies cendrées et pour les autres organismes qui fréquentent cette partie des Marais du Guadalquivir.

Les concentrations de Pb dans les tissus des oies trouvées mortes, ou blessées sont significativement plus hautes que celles dans les tissus des oiseaux capturés vivants, ou chassés. Nos résultats confirment, à l'instar de l'ingestion de plombs de chasse, que la probabilité d'échantillonner des individus exposés au plomb parmi les oiseaux incapables de voler est plus forte que celle des individus volants au moment de leur capture. Cependant, les oiseaux non volants sont utiles à l'heure d'établir les causes de mortalité, ou de maladies qui peuvent affecter les oies cendrées de Doñana, mais faussent la réalité sur la situation du saturnisme dans les Marais du Guadalquivir.

Parmi les oiseaux trouvés blessés, ou moribonds, la prévalence d'individus avec des niveaux d'exposition saturnine dans les tissus était nettement supérieure. Trente-trois virgule quatre pour cent des individus analysés indiquaient des concentrations notables de Pb dans le sang ( $>0,5$  ppm) et 34,8% dans le foie ( $>6$  ppm), valeurs qui pourraient causer leur incapacité à voler, ou provoquer leur mort ; 57,8% des ces individus avaient ingéré un à 47 plombs de chasse.

Les données obtenues à partir des oiseaux volants au moment de leur capture vont mieux nous renseigner sur la situation du saturnisme dans la population d'oies cendrées des Marais du Guadalquivir. Selon nos résultats, l'exposition au plomb de la population d'oies qui hivernent à Doñana est appréciable, mais elle n'atteint pas des seuils pouvant provoquer une mortalité massive d'individus. Des niveaux d'exposition sanguine ( $>0,2$  ppm) ont été décelés pour les oies capturées et chassées (44%  $n = 103$ ), prévalence largement supérieure à celle obtenue à partir de l'analyse des foies où seulement 9,6% des individus ( $n = 114$ ) présentaient des valeurs  $>1,5$  ppm. Des concentrations sévères, pouvant altérer sérieusement la santé, ont été remarquées dans le sang de 12,6% des oies analysées, en revanche, dans aucun des foies examinés.

La prévalence élevée d'individus exposés au plomb calculée à partir du sang et la différence avec les résultats obtenus pour les foies, nous ont surpris, car un taux d'ingestion de plombs de chasse si bas (3,7%), ne présageait pas une exposition considérable des animaux capturés, ou chassés. Nos résultats sont fort distincts à ceux obtenus par DeStefano *et al.* (1991) au cours d'une étude sur *Branta canadensis* où le taux d'ingestion (6,8%) était semblable à la prévalence d'intoxication sanguine ( $>0,18$  ppm, 6,54%).

Selon nos résultats, l'analyse du sang est le paramètre le plus sensible pour détecter une exposition récente au plomb, mais elle ne reflète pas la quantité totale de métal absorbé par l'organisme. De nombreux facteurs influencent sans doute l'absorption du plomb en circulation dans le sang vers les autres tissus. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer les différences trouvées entre les estimateurs d'exposition au saturnisme, comme le temps de rétention des billes à l'intérieur du gésier, l'existence d'une source de pollution résiduelle, ou bien encore un biais au cours de notre échantillonnage.

La rétention des plombs de chasse dans le gésier, ou leur excrétion par la voie intestinale va en grande mesure déterminer la quantité de plomb en circulation au sein de l'organisme. Selon nos résultats la présence et le nombre de plombs ont un effet significatif et le plus influent sur les concentrations hépatiques, mais pourtant 72% des individus qui montraient des niveaux d'exposition, aucun plomb de chasse n'a été détecté à l'intérieur de leur gésier.

Lors d'une étude expérimentale sur l'ingestion chez *Branta canadensis*, de fortes teneurs en Pb dans le sang ont été détectés malgré l'absence de grenaille ingérée ; le Pb circulait encore dans le sang pendant plusieurs semaines après l'ingestion et l'élimination des billes (Cook & Trainer 1966). Nous savions que le temps de résidence des plombs à l'intérieur des gésiers pouvait varier sensiblement d'un individu à l'autre, les plombs pouvaient être expulsés le jour même de leur ingestion, ou bien rester plusieurs semaines avant leur disparition complète (Jordan & Bellrose 1951, Cook & Trainer 1966). Le temps de rétention dépend de la disponibilité de grit, si les petites pierres et le sable viennent à manquer toutes les particules ingérées qui forment les gastrolites seront davantage retenues. Si parmi ces particules se trouve un plomb de chasse, le risque de produire et de prolonger l'empoisonnement sera plus grand (Trost 1981).

Les oies cendrées de Doñana ont besoin d'une quantité volumineuse et d'un renouvellement rapide de grit pour le broyage des rudes tubercules de cypéracées. La preuve intuitive de la vitesse de rechange des particules est le transit journalier des milliers d'oies vers la dune de « el Cerro de los Ansares » durant tout l'hiver. Ces besoins périodiques de sable font augmenter le risque d'ingestion de plombs, mais paradoxalement, réduisent l'intoxication. En effet, le risque d'ingestion augmente en raison de l'abondance de plombs à la superficie de la dune, mais l'intoxication est moindre, car la rétention des particules à l'intérieur des gésiers est plus courte, grâce au

renouvellement rapide du grit. L'absence de grenaille dans les gésiers des individus pourtant intoxiqués pourrait s'expliquer par une élimination rapide des plombs, rendant difficile leur détection à la radiographie.

Apparemment les cas d'ingestion seraient détectables lors d'une ingestion massive de billes, qui aurait rapidement provoqué les effets de l'empoisonnement avant leur excrétion. Parmi les individus trouvés morts avec des niveaux hépatiques excessifs (>6 ppm), une majorité d'entre eux avaient ingéré des plombs (57,8%).

Une légère pollution de fond pourrait être une autre explication au désaccord entre nos estimateurs d'exposition au plomb. Outre l'accident minier qui a contribué faiblement à l'exposition des oies au Pb, il faut rappeler aussi, l'existence d'autres sources de pollution résiduelle dans les Marais du Guadalquivir qui peuvent être une menace pour les oiseaux, par exemple les matières plastiques brûlées autour du Parc National, les engrais contaminés jetés sur les sols agricoles et les pesticides employés sur les rizières.

D'autres hypothèses sont à considérer comme l'existence de biais dans notre protocole, ou encore la possible contamination par le plomb de nos échantillons prélevés sur des individus chassés avec des munitions de ce même métal

La fixation du plomb dans les organes provoque un phénomène d'accumulation vers les os, déterminant ainsi l'existence d'une réserve de métal susceptible de se libérer dans le sang. Cette redistribution peut se produire plusieurs années après une exposition sévère, pendant des événements qui ont entraîné une modification du squelette. Selon une étude médicale, les ruptures d'os entraînent un relargage sanguin du plomb accumulé dans le squelette et augmentent le risque d'empoisonnement (Berlin *et al.* 1995). La libération du plomb accumulé dans les os à la suite des fractures provoquées par les tirs peut être à l'origine de diagnostics erronés à une exposition récente. Pendant les chasses scientifiques les prises de sang sur les oiseaux sont faites plus tard, ainsi, plusieurs individus blessés ont été saignés au cours des heures qui suivirent leur capture. Pareille pour les oies trouvées mortes, ou blessées par les chasseurs et non récupérées immédiatement, ce qui laisse largement le temps au Pb accumulé dans le corps de se redistribuer dans le sang et, si les animaux sont récupérés vivants plusieurs jours après qu'ils soient abattus, le Pb en circulation peu sans doute atteindre le foie. Aucune donnée n'existe sur ce phénomène chez les animaux, mais vraisemblablement le relargage du plomb dans le sang à partir des os doit se faire dès les premières heures de

la fracture. Si les prélèvements sanguins tardent plusieurs minutes après le tir, les concentrations obtenues pourraient refléter une autre réalité, celle d'une exposition historique, mais pas celle de l'exposition en cours.

A l'inverse, extraire le sang aux oiseaux plusieurs heures après leur mort, peu avoir biaisé les résultats. Havera *et al.* (1989) ont mis en évidence que la plombémie varie de manière significative entre le sang pris au moment de l'euthanasie et le sang extrait quatre, huit et 24 heures après la mort de l'animal, malgré tout, les concentrations observées étaient toujours révélatrices d'une forte exposition.

Lors d'études expérimentales, au cours desquelles les oiseaux étaient euthanasiés (non chassés), une forte corrélation apparaissait entre les concentrations sanguines et celles du foie (Custer *et al.* 1984, García-Fernández *et al.* 1997, Henny *et al.* 2000) rendant possible l'estimation des concentrations dans le foie à partir des échantillons de sang et *vice versa* (Heinz *et al.* 1999). Notre travail est le premier ayant analysé le Pb dans le sang et dans le foie d'individus chassés et, mesuré leur corrélation. Nous avons vérifié l'existence d'une forte relation ( $R^2 = 0,91$ ) entre le Pb présent dans le foie et celui présent dans le sang, pour les oiseaux chassés aux munitions de fer doux, en revanche, une relation plus mauvaise ( $R^2 = 0,38$ ) entre les tissus des oiseaux chassés à la grenaille de plomb. Cette dernière corrélation est la plus mauvaise de toute la bibliographie consultée. Nos résultats indiquent qu'échantillonner avec des billes de plomb pourrait conduire à de graves erreurs de diagnostic. Quelques travaux ont démontré la contamination des prélèvements due à l'utilisation de munitions au plomb. Frank (1986) et Scheuhammer *et al.* (1998) ont observé des concentrations suspectes de Pb dans les tissus d'oiseaux tués au fusil. Ils ont confirmé, grâce à la radiographie, l'existence de fragments de plomb imperceptibles à l'œil nu, incrustés dans les muscles et dans les foies, qui allaient du millimètre jusqu'aux poussières microscopiques. De la même manière, les fragments et surtout les poussières ont pu contaminer le sang extrait des cœurs broyés par les tirs.

L'année de l'utilisation des munitions non toxiques, durant les chasses scientifiques, 13,3% des oies cendrées présentaient des niveaux d'exposition au Pb, mais seulement deux individus (6,6%), maintenaient des concentrations de plombémie qui indiquaient une intoxication sévère. La prévalence d'individus avec des valeurs d'exposition dans le foie a été de 5,4%, mais aucun individu n'indiquait des concentrations élevées. Des 37 oies analysées pour cette année 2002/2003 aucune n'avait ingéré des plombs de chasse. Les valeurs obtenues durant cette saison nous



paraissent plus réalistes et reflètent mieux la situation de l'exposition au plomb pour cette espèce. Finalement, nous estimons que la mortalité des oies cendrées due à l'ingestion de plombs de chasse est <1% de la population hivernant dans les Marais du Guadalquivir. Cependant nous ignorons les effets des faibles doses de Pb sur la reproduction, ou sur la condition physique de ce migrateur qui doit entreprendre un périple de plus de 2 500 km.

Les concentrations hépatiques et la plombémie sont indépendantes de l'âge et du sexe, mais il existe un effet du sexe sur la plombémie en fonction de la méthode de capture. Visiblement, les femelles métabolisent mieux et accumulent plus rapidement le Pb que les males. Ce phénomène est sans doute en relation avec les besoins en calcium plus important chez les femelles au moment de la formation des œufs (Finley et Dieter 1978). La distribution et l'absorption du plomb sont étroitement associées au métabolisme du calcium, car la forme ionique du Plomb ( $Pb^{2+}$ ) a la particularité de « mimer » l'ion calcique ( $Ca^{2+}$ ).

### **3) Plombs dans les muscles, survie des oies et saturnisme des prédateurs.**

Selon nos résultats, la prévalence de plombs enkystés dans les muscles des oies est supérieure à celle des plombs ingérés. Ce taux est si grand que la présence de plombs dans le corps des oies représente plus de risque vis-à-vis de la population d'oie cendrée que le saturnisme.

Peu d'études se sont intéressées aux effets des billes incarnées sur la survie des individus volants, apparemment en bonne santé, et leurs possibles conséquences sur la population (Kirby *et al.* 1983, Madsen & Noer 1996). Pourtant ce phénomène est bien documenté. Les prévalences de plombs incarnés sont élevées spécialement parmi les ansérinés (cygnes et oies), où elles peuvent atteindre 42% chez certaines espèces (Scheuhammer & Norris 1996). La présence de plombs était plus fréquente entre les adultes que parmi les juvéniles. Madsen & Noer (1996) estimèrent que les oies à bec court (*Anser brachyrhynchus*), porteuses de billes dans le corps, avaient une survie inférieure à 10% en comparaison aux oies sans plombs. Tavecchia *et al.* (2001) ont confirmé cet effet négatif sur la survie des canards colvert (*Anas platyrhynchos*). Aucune différence significative ne paraît, dans nos résultats, entre les males et les femelles pour la propension à porter des billes de chasses dans leur corps, et

contrairement aux nombreuses études, aucun effet de l'âge n'est observé, seulement un taux supérieur chez les adultes par rapport aux jeunes.

Dans les Marais du Guadalquivir, les oies cendrées sont significativement plus exposées aux plombs enkystés que les 11 autres espèces aquatiques examinées. Vraisemblablement, cette différence est en relation avec la taille des oiseaux. Lorsque plus volumineuse est l'espèce, plus forte est la probabilité de trouver des billes dans le corps des individus. Etant donné le mode de chasse exclusivement diurne à Doñana, les canards plus actifs la nuit, surtout en hiver, sont peut-être moins exposés aux tirs que les oies, qui, en revanche, subissent toute la pression cynégétique.

La prévalence d'individus porteurs de billes de plomb chez les oies capturées (aux filets, ou bien chassées scientifiquement) est particulièrement élevée (44,4%), un des taux les plus hauts de la littérature et significativement supérieur aux résultats de Elder (1955) et de Noer *et al.* (2001) pour la même espèce. Nos résultats indiquent une pression de chasse excessive sur l'oie cendrée, depuis leur site de reproduction, tout au long de la route migratoire atlantique et jusque dans leur quartier d'hiver au sud de l'Espagne. À partir de la formule de Madsen & Noer (1996), nous estimons que 4,4% de la population de *Anser anser* à Doñana meure à cause des billes incrustées dans leur corps. La mort n'est pas due au saturnisme, car il est rare que les plombs incarnés provoquent une intoxication, mais leur présence invalide certainement les individus porteurs, ce qui les rend plus vulnérables aux prédateurs, aux maladies et surtout à la chasse. Cette mortalité additionnelle est due en grande partie à la *mala praxis* des chasseurs. Des études balistiques ont montré que la portée effective des fusils ne dépassait pas les 50 m, or trop souvent les chasseurs tirent les oiseaux bien au-delà de cette limite, estropiant plus d'individus qu'ils n'en dérivent (Mooij 1991).

La présence de billes incrustées dans la chair des oies peut aussi provoquer l'empoisonnement de ses prédateurs, qui pour la plus part d'entre eux, sont déjà des espèces à la population fragile, en particulier les rapaces (Patte et Hennes 1983). Selon Hennes (1985) entre 75 et 85% des grenailles sont accessibles aux oiseaux de proie. Dans les Marais du Guadalquivir, des projectiles de plomb ont été trouvés dans 11% des pelotes de rejection de l'aigle impérial et dans 5,5% de celles du milan royal (Mateo *et al.* 2001a). Ces mêmes auteurs mettent en rapport la présence de plombs dans les pelotes de rapaces avec la consommation d'anatidés, signalant en particulier les oies cendrées. Les variations annuelles observées sur la prévalence de plombs dans les

pelotes de rejection de l'aigle impérial sont en relation direct avec les fluctuations saisonnières de la pression cynégétique exercée sur les oies (Mateo *et al.* Submitted).

Grâce à nos résultats, nous avons caractérisé le risque d'ingestion de grenailles de plomb pour les consommateurs d'oies cendrées. La probabilité de se nourrir d'une oie qui contient au moins une bille de plomb est neuf fois supérieure à celle de consommer une oie sans traces de l'activité cynégétique. Le risque d'ingérer des projectiles est deux fois plus grand quand il s'agit d'un cadavre que d'un oiseau capturé au vol. Cette situation est d'autant plus préoccupante pour l'aigle impérial, espèce en danger d'extinction, car l'oie cendrée représente plus de 50% de son régime alimentaire en hiver (Ferrer, 1993).

#### **4) Recommandations.**

De nombreuses sources d'erreurs peuvent modifier significativement les estimations d'exposition au plomb. Il existe une forte probabilité d'échantillonner des animaux intoxiqués en fonction de la méthode de capture employée, les oiseaux chassés versus oiseaux capturés, ou encore les oiseaux trouvés morts et malades en comparaison aux oiseaux chassés et capturés. L'examen du gésier peut sous-estimer la prévalence de plombs de chasse ingérés étant donné l'élimination rapide des billes. A l'inverse, la radiographie peut surestimer le taux d'ingestion dû à la pénétration de projectiles lors du tir, à l'intérieur du ventricule. La prise de sang sur les oiseaux capturés vivant à l'aide des canons lance filets nous paraît la méthode la plus représentative face aux nasses agrainées où il existe la possibilité de capturer des oiseaux plus confiants en raison d'une modification de leur condition physique (maladies), ou d'une impossibilité de voler (tirs). Pour les oiseaux prélevés au fusil, il faut utiliser uniquement des munitions non toxiques et proscrire l'usage de la grenaille de plomb, l'emploi de ces munitions peut contaminer les échantillons et donner une évaluation erronée du saturnisme. Pour les oiseaux abattus, il faut de préférence recourir aux analyses de foie plutôt qu'aux prises de sang, en raison du risque de relargage dans le sang du plomb accumulé dans les os.

Récemment de nouvelles techniques permettent l'étude de l'exposition au Pb à travers de l'analyse des excréments d'oiseaux (Beyer *et al.* 1994, Hui & Beyer 1998). Ces techniques, non invasives, offrent beaucoup d'avantages, puisqu'elles évitent la

nécessité de capturer les oiseaux, ou de les tuer. Pendant notre étude, nous avons développé une technique innovatrice et utile pour suivre la contamination des oies aux métaux lourds grâce à l'examen de leurs excréments (Mateo *et al.* in press). Cette méthode est beaucoup plus facile et répétable que les études traditionnelles.

Outre la poursuite du suivi de l'exposition au plomb des oies cendrées à l'aide des excréments, nous recommandons le nettoyage de la dune (zone de grit) contaminée par les plombs de chasse, le suivi de la prévalence des projectiles de plomb dans les pelotes de rejection des rapaces et enfin un contrôle sur l'usage des munitions non toxiques dans les Marais du Guadalquivir.

Je conclus ce travail en espérant qu'il servira à convaincre les derniers sceptiques sur l'importance de prohiber l'utilisation du plomb pour la chasse comme pour le tir sportif et d'utiliser les munitions non toxiques.

## BIBLIOGRAPHIE

**Achterberg E.P., Braungardt C., Morley N.H. Elbaz Poulichet F. & Leblanc M. (1999).** Impact of Los Frailes mine spill on riverine, estuarine and coastal waters in southern Spain. *Water Research*. 33(16) : 3387-3394.

**Amat J.A. (1986a).** Numerical trends, habitat use, and activity of Greylag Geese wintering in south-western Spain. *Wildfowl*. 37 : 35-45.

**Amat J.A. (1986b).** Some aspects of the foraging ecology of a wintering Greylag Goose *Anser anser* population. *Bird Study*. 33 : 74-80.

**Amat J.A. (1995).** Effects of wintering greylag geese *Anser anser* on their *Scirpus* food plants. *Ecography*. 18 : 55-63.

**Amat J.A., Garcia-Criado B. & Garcia-Ciudad A. (1991).** Food, feeding behaviour and nutritional ecology of wintering Greylag Geese *Anser anser*. *Ardea*. 79 : 271-282.

**Anderson W.L., Havera S.P. & Zercher B.W. (2000).** Ingestion of lead and non-toxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi Flyway. *Journal of Wildlife Management*. 64 : 848-857.

**Arambarri P., Cabrera F. & González-Quesada R. (1996).** Quality evaluation of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment*. 191 : 185-196.

**Bagley G.E., Locke L.N. & Nightingale G.T. (1967).** Lead poisoning in Canada Geese in Delaware. *Avian Diseases*. 11 : 601-608.

**Bakker L., van der Wal R., Esselink P. & Siepel A. (1999).** Exploitation of a new staging area in the Dutch Wadden Sea by Greylag Geese *Anser anser* : the importance of food-plant dynamics. *Ardea*. 87 : 1-13.

**Baos R., Chans J.J., Lefranc H., Mañez M. & Delgado P. (2001).** Impact of hunting activities in greylag goose (*Anser anser*) population wintering in the Guadalquivir Marshes. En : GOOSE 2001, 6th annual Meeting of the goose specialist group of wetlands international, Estonie. Abstract.

**Beer J.V. & Stanley P. (1965).** Lead poisoning in the Slimbridge wildfowl collection. *The Wildfowl Trust Annual Report*. 16 : 30-34.

**Behan M.J., Kinraide T.B. & Selser W.I. (1979).** Lead accumulation in aquatic plants from metallic sources including shot. *Journal of Wildlife Management*. 43(1) : 240-244.

**Bellrose F.C. (1959).** Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Illinois Nat. Hist. Surv. Bull.* 27 : 235-288.

**Bendell-Young L.I. & Bendell J.F. (1999).** Grit ingestion as a source of metal exposure in the spruce grouse, *Dendragapus canadensis*. *Environment Pollution*. 106 : 405-412.

**Benito V., Devesa V., Muñoz O., Suñer M.A., Montoro R., Baos R., Hiraldo F., Ferrer M., Fernández M. & González M.J. (1999).** Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Doñana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine. *The Science of the Total Environment*. 242 : 309-323.

**Berlin K., Gerhardsson L., Borjesson J., Lindh E., Lundstrom N., Schutz A., et al. (1995).** Lead intoxication caused by skeletal disease. *Scand. J. Work. Environ. Health*. 21 : 296-300.

**Bernis F. (1964).** La invernada y migración de nuestros Ánsares (*Anser anser* y *Anser fabalis*). *Ardeola*. 9 : 67-109.

**Beyer W.N., Connor E.E. & Gerould S. (1994).** Estimates of soil ingestion by wildlife. *Journal of Wildlife Management* 58 : 375-382.

**Beyer W.N., Franson J.C., Locke L.N., Stroud R.K. & Sileo L. (1998).** Retrospective study of the diagnostic criteria in a lead-poisoning survey of waterfowl. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35 : 506-512.

**Beyer W.N., Audet D.J., Heinz G.H., Hoffman D.J. & Day D. (2000).** Relation of waterfowl poisoning to sediment lead concentrations in the Coeur d'Alene River Basin. *Ecotoxicology*. 9 : 203-214.

**Blus L.J., Henny C.J., Hoffman D.J. & Grove R.A. (1991).** Lead toxicosis in tundra swans near a mining and smelting complex in northern Idaho. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21 : 549-555.

**Buchsbaum R., Wilson J. & Valiela I. (1986).** Digestibility of plant constituents by Canada Geese and Atlantic Brant. *Ecology*. 67 : 386-393.

**Bull K.R., Avery W.J., Freestone P., Hall J.R., Osborn D., Cooke A.S. & Stowe T. (1983).** Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey estuary, UK, 1979-1981. *Environment Pollution*. 31(A) : 239-259.

**Burger J., Díaz-Barriga F., Marafante E., Pounds J., & Robson M. (2003).** Methodologies to examine the importance of host factors in bioavailability of metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 56 : 20-31.

**Cabrera F., Toca C.G., Díaz E. & Arambarri P. (1984).** Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadamar river, south west Spain). *Water Research*. 18 : 1469-1482.

**Calderon J., Ramo C., Chans J.J. & Garcia L. (1996).** Plan de gestión cinegética para el ansar común en las Marismas del Guadalquivir. Estación Biológica de Doñana, Sevilla, Spain, 157p.

**Chupp N.R. & Dalke P.D. (1964).** Waterfowl mortality in Coeur d'Alene River Valley, Idaho. *Journal of Wildlife Management*. 28 : 692-702.

**Clark R.G., Greenwood H. & Sugden L.G. (1986).** Influence of grain characteristics on optimal diet of field-feeding Mallards, *Anas platyrhynchos*. *J. Appl. Ecol.* 23 : 763-771.

**Cook R.S. & Trainer D.O. (1966).** Experimental lead poisoning of Canada Geese. *Journal of Wildlife Management*. 30 : 1-8.

**Custer T., Franson J. & Pattee O. (1984).** Tissue distribution and hematologic effects in American kestrels (*Falco sparverius* L.) fed biologically incorporated lead. *Journal of Wildlife Disease*. 20 : 39-43.

**DeStefano S., Brand C.J, Rusch D.H., Finley D.L. & Gillespie M.M. (1991).** Lead exposure in Canada geese of the Eastern Prairie population. *Wildlife Society Bulletin*. 19 : 23-32.

**Duranel A. (1999).** Effet de l'ingestion de plomb de chasse sur le comportement alimentaire et la condition corporelle du Canard colvert. Thèse Vet. Nantes, 95 p.

**Elder W.H. (1955).** Fluoroscopic measures of hunting pressure in Europe and North America. *Transactions 20th North American Wildlife Conference*. 298-321.

**Esselink P., Helder G.J.F, Aerts B.A. & Gerdes K. (1997).** The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany*. 55 : 261-279.

**Falandysz J., Yamashita N., Tanabe S., Tatsukawa R., Rucińska L., Mizera T. & Jakuczun B. (1994).** Congener-specific analysis of polychlorinated biphenyls in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* collected in Poland. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 26 : 13-22.

**Fernández M.A., Hernández L.M., González M.J. & Tabera M.C. (1992).** Organochlorinated compounds and selected metals in waters and soils from Doñana National Park (Spain). *Water Air Soil Pollution*. 65 : 293-305.

**Ferrer M. (2001).** The Spanish Imperial Eagle. Lynx Editions, Barcelona, Spain.

**Figuerola J., Mateo R., Green A., Mondain-Monval J-Y., Lefranc H. & Mentaberre G.** Interspecific and spatial variability in the ingestion of grit & lead shot by waterfowl. *Environmental Conservation*. (In press).

**Finley M.T. & Dieter M.P. (1978).** Influence of laying on lead accumulation in bone of mallard ducks. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 4 : 123-129.

**Frank A. (1986).** Lead fragments in tissues from wild birds : a cause of misleading results. *The Science of Total Environment*. 54 : 275-281.

**Franson J.C. (1996).** Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl. In : Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W. (eds). Environmental contaminants in wildlife interpreting tissue concentrations. CRC Press, Boca Raton, FL, 265-281.

**Frenzel R.W. & Anthony R.G. (1989).** Relationship of diets and environmental contaminants in wintering bald eagles. *Journal of Wildlife Management*. 53 : 792-802.

**Garralon A., Gomez P., Turrero M.J., Benito A., Prio J.M. & Regues D. (1999).** The geochemical aspects of toxic waters retained in the Entremuros area (Spain). *The Science of Total Environment*. 242 :27-40.

**Garcia-Fernandez A.J., Navas I., Maria-Mojica P., Luna A. & Sanchez-Garcia J.A. (1997).** Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in south-eastern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 33 : 76-82.

**Godin A.J. (1967).** Test of grit types in alleviating lead poisoning in mallards US Fish & Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. 107 : 9p.

**Gonzalez J.L. (1991).** El aguilucho lagunero *Circus aeruginosus* en España. ICONA-CSIC, Madrid. 216 pp.

**Gonzalez M.J., Hernandez L.M., Rico M.C. & Baluja G. (1984).** Residues of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and heavy metals in the Doñana National Park (SW Spain). 1980-1983. *Journal of Environmental Science and Health*. B19 (8/9) : 759-772.

**Gonzalez M.J., Hernandez L.M., Hernan A. & Baluja G. (1985).** Multivariate analysis of water contamination by heavy metals at Doñana National Park. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 35 : 266-271.

**González M.J., Fernández M. & Hernández L.M. (1990).** Influence of acid mine water in the distribution of heavy metals in soils of Doñana National Park. Application of multivariate analysis. *Environmental Technology*. 11 : 1027-1038.

**Green A.J., Mateo R., Lefranc H., Figuerola J. & Taggart M. (2003).** El estudio del plumbismo en Doñana y otros humedales andaluces. Consejería de Medio Ambiente. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Sevilla, Spain. 154p

**Grimalt J.O., Ferrer M. & McPherson E. (1999).** The mine tailing accident in Aznacollar. *The Science of the Total Environment*. 242 : 3-12.

**Grinnell G.B. (1894).** Lead poisoning. *Forest and Stream*. 42 : 117-118

**Grue C.E., O'Shea T.J., & Hoffman D.J. (1984).** Lead concentrations and reproduction in highway nesting barn swallows. *Condor*. 86 : 383-389.



**Hall S.L. & Fisher F.M. (1985).** Heavy metal concentration of duck tissues in relation to ingestion of spent shot. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 35 : 163-172.

**Havera S.P., Anderson W.L. & Wood S.G. (1989).** Use of blood from dead Mallards to monitor lead poisoning. *Wildlife Society Bulletin*. 17(3) : 241-244.

**Havera S.P., Hine C.S. & Georgi M.M. (1994).** Waterfowl hunter compliance with non-toxic shot regulations in Illinois. *Wildlife Society Bulletin*. 22 : 454-460.

**Heinz G.H., Hoffman D.J., Sileo L., Audet D.J. & LeCaptain L.J. (1999).** Toxicity of lead contaminated sediment to mallards. *Archives of Environment Contamination and Toxicology*. 36 : 323-333.

**Heitmeyer M.E., Fredrickson L.H. & Humburg D.D. (1993).** Further evidence of biases associated with hunter-killed mallards. *Journal of Wildlife Management*. 57(4) : 733-740.

**Henny C.J., Blus L.J., Hoffman D.J., Sileo L., Audet D.J. & Snyder M.R. (2000).** Field evaluation of lead effects on Canada geese and mallards in the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 39 : 97-112.

**Hernandez L.M., Rico M.C., Gonzalez M.J., Hernan M.A & Fernandez M.A. (1986).** Presence and time trends of organochlorine pollutants and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain. *Journal of Field Ornithology*. 57(4) : 270-282.

**Hernandez L.M., Rico M.C., Gonzalez M.J., Montero M.C. & Fernandez M.A. (1987).** Residues of organochlorine chemicals and concentrations of heavy metals in Ciconiforme eggs in relation to diet and habitat. *Journal of Environmental Science and Health*. B22 (2) : 245-258.

**Hernandez L.M., Gonzalez M.J., Rico M.C., Fernandez M.A. & Aranda A. (1988).** Organochlorine and heavy metal residues in falconiforme and ciconiforme eggs (Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 40(1) : 86-93.

**Hernández L.M., Gómara B., Fernández M., Jiménez B., González M.J., Baos R., Hiraldo F., Ferrer M., Benito V., Suñer M.A., Devesa V., Muñoz O. & Montoro R. (1999).** Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcóllar toxic spill. *The Science of the Total Environment*. 242 : 293-308.

**Hiraldo F., Blanco J.C. & Bustamante J. (1991).** Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study*. 38(3) : 200-207.

**Hoffman D.J., Pattee O.H., Wiemeyer S.N. & Mulhern B. (1981).** Effects of lead shot ingestion on aminolevulinic acid dehydratase activity, hemoglobin concentration, and serum chemistry in bald eagles. *Journal of Wildlife Diseases*. 17 : 423-431.

**Hui C.A. & Beyer W.N. (1998).** Sediment ingestion of two sympatric shorebird species. *The Science of the Total Environment*. 224 : 227-233.

**I.N.S.E.R.M. (1999).** Institut National de la Santé et de la Recherche Médical. Plomb dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? Rapport 364 pp.

**I.W.R.B. (1990).** International Waterfowl & Wetlands Research Bureau. Lead poisoning in wild birds. Slimbridge, United Kingdom. 1-20 pp.

**Jacobson E., Carpenter J.W. & Novilla M. (1977).** Suspected lead toxicosis in a bald eagle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 171 : 952-954.

**Jordan J. S. & Bellrose F.C. (1951).** Lead poisoning in wild waterfowl. *Illinois Nat. Hist. Surv. Div. Biol. Notes* 26. 27 pp.

**Jorgensen S.S. & Willems M. (1987).** The fate of lead in soils : The transformation of lead pellets in shooting-range soils. *Ambio*. 16 : 11-15.

**Kear J. (1966).** The food of geese. *International Zoological Year Book*. 6 : 96-103.

**Kendall R.J., Lacher T.E., Bunck C., Daniel B., Driver C., Grue C.E., Leighton F., Stansley W., Watanabe P.G. & Whitworth M. (1996).** An ecological risk assessment of lead shot exposure in non-waterfowl avian species : upland game birds and raptors. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15 : 4-20.

**Kirby R.E., Obrecht III H.H. & Perry M.C. (1983).** Body shot in Atlantic brant. *Journal of Wildlife Management*. 47 : 27-530.

**Lin Z., Comet B., Qvarfort U. & Herbert R. (1995).** The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environmental Pollution*. 89 : 303-309.

**Locke L.N. & Friend M. (1992).** Lead poisoning of avian species other than waterfowl. In Lead poisoning in waterfowl, D. J. Pain. Ed. Intl. Waterfowl and Wetland Res. Bureau, Slimbridge. 16 : 19-22.

**Ma W. (1989).** Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18 : 617-622.

**Madsen J. & Noer H. (1996).** Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. *Wildlife Biology*. 2(2) : 75-83.

**Mateo R., Martínez-Vilalta A., Dolz J.C., Belliure J., Aguilar Serrano J.M. & Guitart R. (1994).** Estudio de la problemática del plumbismo en aves acuáticas de diferentes humedales españoles. M.M.A. 153pp.

**Mateo R., Molina R., Grifols J. & Guitart R. (1997).** Lead poisoning in a free ranging griffon vulture *Gyps fulvus*. *Veterinary Records*. 140 : 47-48.

**Mateo R. (1998a).** Estudio de la intoxicación por ingestión de pedregones de plomo en aves silvestres en España. Tesis doctoral. Universidad Autónoma Barcelona.

**Mateo R., Belliure J., Dolz J.C., Aguilar-Serrano J.M. & Guitart R. (1998b).** High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 35 : 342-347.

**Mateo R., Estrada J., Paquet J-Y., Riera X., Dominguez L., Guitart R. & Martín-Vilalta A. (1999).** Lead shot ingestion by marsh harriers *Circus aeruginosus* from the Ebro delta, Spain. *Environmental Pollution*. 104 : 435-440.

**Mateo R., Bonet A., Dolz J.C. & Guitart R. (2000a).** Lead shot densities in a site of grit ingestion for greylag geese *Anser anser* in Doñana Spain. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*. 3: 76-80.

**Mateo R., Guitart R. & Green A.J. (2000b).** Determinants of lead shot, rice, and grit ingestion in ducks and coots. *Journal of Wildlife Management*. 64 : 939-947.

**Mateo R., Cadenas R., Mañez M. & Guitart R. (2001a).** Lead shot ingestion in two raptor species from Doñana, Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 48 : 6-10.

**Mateo R., Green A.J., Jeske C.W., Urios V. & Gerique C. (2001b).** Lead poisoning in the globally threatened Marbled Teal and White-headed Duck in Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20 : 2860-2868.

**Mateo R., Taggart M. & Meharg A.A. (2003).** Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environmental Pollution*. 126 : 107-114.

**Mateo R., Taggart M.A., Green A., Cristofol C., Ramis A., Lefranc H., Figuerola J. & Meharg A.** Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir marshes, SW Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*. (In press).

**Mateo R., Green A.J., Lefranc H., Baos R. & Figuerola J.** Lead poisoning in wild birds from southern Spain : a comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. (Submitted).

**Mattocks J.G. (1971).** Goose feeding and cellulose digestion. *Wildfowl*. 22 : 107-113.

**Mauvais G. & Pinault L. (1993).** Le saturnisme des anatidés (Anatidae) sur le site du Lac de Grand-Lieu (LoireAtlantique). *Gibier Faune Sauvage*. 10 : 85-101.

**Meharg A.A., Pain D.J., Ellam R.M., Baos R., Olive V., Joyson A., Powell N., Green A.J. & Hiraldo F. (2002).** Isotopic identification of the sources of lead contamination for white storks *Ciconia ciconia*. In a marshland ecosystem Doñana, S.W. Spain. *The Science of the Total Environment*. 300 : 81-86.

**Ménanteau L. (1982).** Les Marismas du Guadalquivir, exemple de transformation d'un paysage alluvial au cours du Quaternaire récent. Ph. D. Thesis, Université Paris-Sorbone. 252 pp.

- Miller M.J.R., Wayland M.E. & Bortolotti G.R. (2001).** Exposure of migrant bald eagles to lead in prairie Canada. *Environmental Pollution*. 112 (2) : 153-162.
- Mondain-Monval J.Y., Desnouhes L. & Taris J.P. (2002).** Lead shot ingestion in waterbirds in the Camargue (France). *Game and Wildlife Science*. 19(3) : 237-246.
- Mooij J.H. (1991).** Hunting - a questionable method of regulating goose damage. *Ardea*. 79 : 219-225.
- Moore S.J. (1998).** Use of an artificial gizzard to investigate the effect of grit on the breakdown of grass. *Journal of Zoology*. 246 : 119-124.
- Morehouse K. (1992).** Crippling loss and shot-type : The United States experience. In Pain D.J. (ed) 1992. Lead poisoning in waterfowl. Proc. IWRB Work-shop, Brussels, Belgium, 1991. *IWRB Spec. Publ.* 16 : 32-37.
- Morzer M.F. (1975).** Las marismas del Guadalquivir como área de invernada de Ganso Común (Anser anser.). *Ardeola*. 21 : 127-131.
- Mudge G.P. (1983).** The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. *Biological Conservation*. 27 : 333-372.
- Newton, I. & Campbell, C.R.G. (1973).** Feeding of geese on farmland in east-central Scotland. *Journal of Applied Ecology*. 10 : 781-801.
- Newton I., Campbell C.R.G. & Allison A. (1974).** Gut analyses of Greylag and Pink-footed Geese. *Bird Study*. 21 : 255-262.
- Nilsson L., Follestad A., Koffijberg K., Kuijken E., Madsen J., Mooij J., Mouronval J.B., Persson H., Schricke V. & Voslamber B. (1999).** Greylag goose *Anser anser* : Northwest Europe. In : Madsen J., Cracknell G. & Fox A.D. (Eds.) Goose populations of the western Palearctic. A review of status and distribution. *Wetlands International Publication*. 48 : 182-201.
- Noer H., Hartmann P., Madsen J., Christensen T.K., Kanstrup N. & Simonsen N.H. (2001).** Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Afdeling for Kystzoneøkologi og Danmarks 44 Jægerforbund, Kalø. 45 s. *Faglig rapport fra DMU* 367. 47pp.
- Pain D.J. (1990a).** Lead shot ingestion by waterbirds in the Camargue, France : an investigation of levels and interspecific differences. *Environmental Pollution*. 66 : 273-285.
- Pain D.J. (1990b).** Lead poisoning of waterfowl : a review. In Matthews, G.V.T. ed. Managing waterfowl Populations. *IWRB Special Publication*. 12 : 172-181.
- Pain D.J. (1991a).** L'intoxication Saturnine de l'avifaune : Une synthèse des travaux français. *Gibier et Faune Sauvage*. 8 : 79-92.

**Pain D.J. (1991b).** Lead shot densities and settlement rates in Camargue Marshes, France. *Biological Conservation*. 57 : 273-286.

**Pain D. J. (1991c).** Why are lead-poisoned waterfowl rarely seen ? The disappearance of waterfowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl*. 42 : 118-122.

**Pain D.J. (1992).** A review of lead poisoning in waterfowl. In Proceedings of the IWRB Lead Poisoning In Waterfowl Workshop, Brussels, Belgium. D. Pain, ed. 16 : 7-13.

**Pain D.J. & Amiard-Triquet C. (1993b).** Lead poisoning in raptors in France and elsewhere. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 25 : 183-192.

**Pain D.J. (1996).** Lead in waterfowl. In : Beyer W.N., Heinz G.H., Redmond-Norwood A.W. (eds) Environmental contaminants in wildlife : interpreting tissue concentrations. Lewis, Boca Raton, FL, 251-264.

**Pain D.J., Sanchez A. & Meharg A.A. (1998).** The Doñana ecological disaster : contamination of a World Heritage estuarine marsh ecosystem with acid pyrite mine waste. *The Science of Total Environment*. 222 : 45-54.

**Pain D.J., Meharg A.A., Ferrer M., Taggart M. & Penteriani V. (2005).** Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish imperial eagle. *Biological Conservation*. 121 : 603–610.

**Pattee O.H. & Hennes S.K. (1983).** Bald eagle and waterfowl : the lead shot connection. In 48th North American Wildlife Conference 1983. The Wildlife Management Institute, Washington, DC. 230-237.

**Ramo C., Sanchez C. & Hernandez Saint-Aubin L. (1992).** Lead poisoning of greater flamingos *Phoenicopterus ruber*. *Wildfowl*. 43 : 220-222.

**Ramos L., Hernandez L.M. & Gonzalez M.J. (1994).** Sequential fractioning of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Doñana National Park. *Journal of Environmental Quality*. 23 : 50-57.

**Rico M.C., Hernandez L.M. & Gonzalez M.J. (1989).** Water contamination by heavy metals (Hg, Cd, Pb, Cu and Zn) in Doñana National Park (Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 42(4) : 582-588.

**Rodriguez R. & Hiraldo F. (1975).** Régimen alimenticio del calamón *Porphyrio porphyrio* en las Marismas del Guadalquivir. *Doñana Acta Vertebrata*. 2 : 201-213.

**Roscoe D.E., Nielsen S.W., Lamola A.A. & Zuckerman D. (1979).** A simple, quantitative test for erythrocytic protoporphyrin in lead-poisoned ducks. *Journal of Wildlife Diseases*. 15 : 127-136.

**Sanderson G.C. & Bellrose F.C. (1986).** A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. *Ill. Nat. Hist. Surv. Spec. Publ.* 4 : 1-34.

**Sanderson G.C., Anderson W.L., Foley G.L., Havera S.P., Skowron L.M., Brawn J.W., Taylor G.D. & Seets J.W. (1998).** Effects of lead, iron, and bismuth alloy shot embedded in the breast muscles of game-farm mallards. *Journal of Wildlife Diseases*. 34 : 688-697.

**Scheuhammer A.M. & Norris S.L. (1996).** The ecotoxicology of Lead shot y Lead fishing weights. *Ecotoxicology*. 5 : 279-295.

**Scheuhammer A.M., Perrault J.A., Routhier E., Braune B.M. & Campbell G.D. (1998a).** Elevated lead concentrations in edible portions of game birds harvested with lead shot. *Environmental Pollution*. 102 : 251-257.

**Scheuhammer A.M. & Templeton D.M. (1998b).** Use of stable isotope ratios to distinguish sources of lead exposure in wild birds. *Ecotoxicology*. 7 : 37-42.

**Schricke V. & Lefranc H. (1994).** Enquête sur le saturnisme des Anatidés en France métropolitaine. Bilan de la saison 1992/1993. *Bull. Mens. ONC*. 192 : 2-15.

**Siegel S. (1985).** Estadística no paramétrica. Ed. Trillas

**Siljestrom P., Garcia L.V., Clemente L. & Segura F.J. (1990).** Estudio multitemporal de las marismas del Guadalquivir. Reconocimiento del medio físico. IIº Reunión del Grupo Español de Trabajos de Teledetección. 51-58.

**Simon M., Ortiz I., Garcia I., Fernandez E., Fernandez J., Dorronsoro C. & Aguilar J. (1999).** Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *The Science of the Total Environment*. 242 : 105-115.

**Smit T., Bakhuizen T. & Moraal L.G. (1988).** Metallisch lood als bron van loodvergiftiging in Nederland. *Limosa*. 61: 175-178.

**Spray C.J. & Milne H. (1988).** The incidence of lead poisoning among whooper and mute swans *Cygnus cygnus* and *C. olor* in Scotland. *Biology Conservation*. 44 : 265-281.

**Szymczak M.R. & Adrian W.J. (1978).** Lead poisoning in Canada Geese in South-east Colorado. *Journal of Wildlife Management*. 42 : 299-306.

**Tavecchia G., Pradel R., Lebreton J.D., Johnson A.R. & Mondain-Monval J.Y. (2001).** The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *Journal of Applied Ecology*. 38 : 1197-1207.

**Thomas G.J., Owen M. & Richards P. (1977).** Grit in waterfowl at the Ouse Washes, England. *Wildfowl*. 28 : 136-138.

**Trost R.E. (1981).** Dynamics of grit selection and retention in captive mallards. *Journal of Wildlife Management*. 45 : 64-73.

LE SATURNISME DES OIES CENDRÉES  
DANS LES MARAIS DU GUADALQUIVIR  
(Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques)

Hugues LEFRANC

Résumé :

Notre étude a porté sur l'intoxication par le plomb des oies cendrées (*Anser anser*) qui hivernent dans les Marais du Guadalquivir, au sud de l'Espagne et sur les différentes voies (cynégétique ou minière) et formes (ingestion et incrustation) de l'exposition. Au total 308 oiseaux ont été capturés, chassés, trouvés morts, ou malades. Nous les avons examinés aux rayons X afin de détecter les plombs de chasse ingérés à l'intérieur de leur gésier, ou incrustés dans leur corps. Les concentrations de Pb ont été mesurées dans le foie et dans le sang des oies cendrées. Des plombs de chasse ont été trouvés chez 3,7% des individus volants et 27,7% des spécimens non volants. La prévalence de billes dans les gésiers est significativement différente selon le mode de capture et selon les années. C'est l'espèce aquatique la plus touchée par ce phénomène dans les Marais du Guadalquivir, mais les taux observés sont moindres comparés à d'autres études. En revanche, les résultats de plombémie sont très élevés, 44% des individus volants et 57,1% des oiseaux non volants ont des concentrations anormales de plombémie. Des valeurs d'exposition au Pb dans le foie ont été vues dans 9,6% des oies volantes et dans 39,1% des non volantes. Ces différences entre les estimateurs d'exposition pourraient être dues à une contamination de nos échantillons issus d'individus prélevés avec des munitions au plomb. La méthode de capture et le type de projectile utilisé peuvent être la cause de graves erreurs de diagnostics. L'accident minier de 1998 ne semble pas être à l'origine des niveaux létaux atteints, car il n'y a pas eu de différence entre la moyenne des concentrations de Pb dans les tissus l'année de l'accident minier avec les résultats obtenus avant et après la pollution. Nous estimons la perte due au saturnisme à moins de 1% de la population d'oie cendrée hivernant dans les Marais. Contre toute attente, ce sont les plombs de chasse incrustés dans le corps des oies cendrées qui posent le plus de problèmes à Doñana. Des projectiles ont été retrouvés dans 44,4% des individus volants et 65,3% des oies mortes. Chaque année, environ 4,4% des oies meurent dues aux plombs anciens enkystés dans leur corps. La présence de billes dans les chairs, ou dans le gésier des oies cendrées est aussi une voie d'exposition pour ses prédateurs, surtout pour l'aigle impérial, espèce en voie de disparition, qui se nourrit principalement en hiver de cadavres d'oies cendrées.

Mots-clés : *Anser anser*, Plomb, Chasse, Mines, Ingestion, Plombémie, Tissus, Intoxication, Incrustés, Mortalité, Prédateurs, Biais, Méthodologie.