

**VETAGRO SUP**  
**CAMPUS VETERINAIRE DE LYON**

Année 2016 - Thèse n° 086

***L'INTOXICATION PAR LE PLOMB CHEZ LES RAPACES, ETUDE  
EPIDEMIOLOGIQUE DE LA PLOMBEMIE CHEZ DES RAPACES  
VICTIMES DE TIR***

**THESE**

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I  
(Médecine - Pharmacie)  
et soutenue publiquement le 18 novembre 2016  
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

*MAS Etienne*  
Né le 15 avril 1990  
à Saint Martin d'Hères (38)





**VETAGRO SUP**  
**CAMPUS VETERINAIRE DE LYON**

Année 2016 - Thèse n° 086

***L'INTOXICATION PAR LE PLOMB CHEZ LES RAPACES, ETUDE  
EPIDEMIOLOGIQUE DE LA PLOMBEMIE CHEZ DES RAPACES  
VICTIMES DE TIR***

**THESE**

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I  
(Médecine - Pharmacie)  
et soutenue publiquement le 18 novembre 2016  
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

*MAS Etienne*  
Né le 15 avril 1990  
à Saint Martin d'Hères (38)



VetAgro Sup





## LISTE DES ENSEIGNANTS DU CAMPUS VÉTÉRIINAIRE DE LYON

Mise à jour le 09 juin 2015

Civilité	Nom	Prénom	Unités pédagogiques	Grade
M.	ALOGNINOIWA	Théodore	UP Pathologie du bétail	Professeur
M.	ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
Mme	ARCANGIOLI	Marie-Anne	UP Pathologie du bétail	Maître de conférences
M.	ARTOIS	Marc	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
M.	BARTHELEMY	Anthony	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences Contractuel
Mme	BECKER	Claire	UP Pathologie du bétail	Maître de conférences
Mme	BELLUCO	Sara	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Maître de conférences
Mme	BENAMOU-SMITH	Agnès	UP Equine	Maître de conférences
M.	BENOIT	Etienne	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	BERNY	Philippe	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
Mme	BERTHELET	Marie-Anne	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
Mme	BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
Mme	BOULOCHER	Caroline	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
M.	BOURDOISEAU	Gilles	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
M.	BOURGOIN	Gilles	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
M.	BRUYERE	Pierre	UP Biotechnologies et pathologie de la reproduction	Maître de conférences
M.	BUFF	Samuel	UP Biotechnologies et pathologie de la reproduction	Maître de conférences
M.	BURONFOSSE	Thierry	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	CACHON	Thibaut	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
M.	CADORE	Jean-Luc	UP Pathologie médicale des animaux de compagnie	Professeur
Mme	CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
M.	CAROZZO	Claude	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
M.	CHABANNE	Luc	UP Pathologie médicale des animaux de compagnie	Professeur
Mme	CHALVET-MONFRAY	Karine	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	COMMUN	Loic	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
Mme	DE BOYER DES ROCHES	Alice	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
Mme	DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	DEMONT	Pierre	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
Mme	DESJARDINS PESSON	Isabelle	UP Equine	Maître de conférences Contractuel
Mme	DJELOUADJI	Zorée	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
Mme	ESCRIOU	Catherine	UP Pathologie médicale des animaux de compagnie	Maître de conférences
M.	FAU	Didier	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Professeur
Mme	FOURNEL	Corinne	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Professeur
M.	FREYBURGER	Ludovic	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
M.	FRIKHA	Mohamed-Ridha	UP Pathologie du bétail	Maître de conférences
Mme	GILOT-FROMONT	Emmanuelle	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
M.	GONTHIER	Alain	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
Mme	GRAIN	Françoise	UP Gestion des élevages	Professeur
M.	GRANCHER	Denis	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
Mme	GREZEL	Delphine	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
M.	GUERIN	Pierre	UP Biotechnologies et pathologie de la reproduction	Professeur
Mme	HUGONNARD	Marine	UP Pathologie médicale des animaux de compagnie	Maître de conférences
M.	JUNOT	Stéphane	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
M.	KECK	Gérard	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	KODJO	Angeli	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
Mme	LAABERKI	Maria-Halima	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
M.	LACHERETZ	Antoine	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
Mme	LAMBERT	Véronique	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
Mme	LATTARD	Virginie	UP Biologie fonctionnelle	Maître de conférences
Mme	LE GRAND	Dominique	UP Pathologie du bétail	Professeur
Mme	LEBLOND	Agnès	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
Mme	LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	UP Equine	Maître de conférences
M.	LEPAGE	Olivier	UP Equine	Professeur
Mme	LOUZIER	Vanessa	UP Biologie fonctionnelle	Maître de conférences
M.	MARCHAL	Thierry	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Professeur
M.	MOUNIER	Luc	UP Gestion des élevages	Maître de conférences
M.	PEPIN	Michel	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur
M.	PIN	Didier	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Maître de conférences
Mme	PONCE	Frédérique	UP Pathologie médicale des animaux de compagnie	Maître de conférences
Mme	PORTIER	Karine	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
Mme	POUZOT-NEVORET	Céline	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
Mme	PROUILLAC	Caroline	UP Biologie fonctionnelle	Maître de conférences
Mme	REMY	Denise	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Professeur
Mme	RENE MARTELLET	Magalie	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences stagiaire
M.	ROGER	Thierry	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Professeur
M.	SABATIER	Philippe	UP Biologie fonctionnelle	Professeur
M.	SAWAYA	Serge	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences
M.	SCHRAMME	Serge	UP Equine	Professeur associé
Mme	SEGARD	Emilie	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences Contractuel
Mme	SERGESET	Delphine	UP Santé Publique et Vétérinaire	Maître de conférences
Mme	SONET	Juliette	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Maître de conférences Contractuel
M.	THIEBAULT	Jean-Jacques	UP Biologie fonctionnelle	Maître de conférences
M.	TORTEREAU	Antonin	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Maître de conférences stagiaire
M.	VIGUIER	Eric	UP Anatomie Chirurgie (ACSAI)	Professeur
Mme	VIRIEUX-WATRELOT	Dorothée	UP Pathologie morphologique et clinique des animaux de compagnie	Maître de conférences Contractuel
M.	ZENNER	Lionel	UP Santé Publique et Vétérinaire	Professeur



# Remerciements

A Monsieur le Professeur **Philippe VANHEMS**  
De la Faculté de Médecine de Lyon,  
Qui nous a fait l'honneur d'accepter la présidence de notre jury de thèse,  
Hommages respectueux.

A Monsieur le Professeur **Philippe BERNY**  
De VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon,  
Qui a initié puis encadré ce travail,  
Pour sa disponibilité et son accompagnement,  
Toute ma gratitude et mes sincères remerciements.

A Monsieur le Professeur **Michel PEPIN**  
De VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon  
Qui nous a fait l'honneur de bien vouloir prendre à part à ce jury,  
Pour sa pédagogie tout au long de ces cinq années,  
Sincères remerciements.

Aux docteurs vétérinaires **Yannick LAMBERT** et **Jean-Louis MARY**, à **Aurélie AMIAULT**,  
**Chloé HUGONNET**, **Mireille LATTIER**, **Manon TISSIDRE** et à leurs équipes respectives,  
Pour m'avoir accueilli en stage, pour tout ce que vous m'avez appris,  
Sans vous ce travail n'aurait pas pu voir le jour.

A Madame **Danièle VEY**  
Du laboratoire de toxicologie de VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon  
Pour son précieux travail.

# Remerciements

## **A ma famille,**

Qui m'a toujours encouragé, qui a toujours été là pour moi,  
Le voyage touche à sa fin mais un nouveau commence,  
Si j'ai pu arriver jusque là c'est aussi grâce à vous.

## **A Pauline,**

J'espère que nous continuerons encore longtemps à parcourir le même chemin.

## **A mes amis,**

D'ici et d'ailleurs, d'hier et d'aujourd'hui,  
Pour tous ces échanges, pour tous ces bons moments partagés.  
Vous revoir est toujours un plaisir.



# Table des matières

Table des Annexes .....	9
Table des Figures .....	10
Table des Tableaux .....	11
Liste des Abréviations .....	12
Introduction .....	13
<b>I. Toxicologie du plomb chez les Oiseaux .....</b>	<b>15</b>
A. Effets du plomb .....	15
i. Présentation clinique .....	15
a) Cas cliniques .....	15
b) Aspects subcliniques de l'exposition au plomb .....	17
c) Possibilités de traitements .....	19
ii. Etudes expérimentales des effets de l'exposition au plomb .....	22
B. Prélèvements et seuils de toxicité .....	28
i. Sang .....	28
ii. Foie et reins .....	29
iii. Os .....	29
iv. Plumes .....	31
C. Voies d'intoxication .....	34
i. Voie orale .....	34
a) Particularités gastro-entérologiques des rapaces en lien avec l'intoxication par le plomb .....	34
b) Influence du calcium alimentaire sur l'absorption intestinale du plomb .....	35
ii. Diffusion à partir de plomb enkysté dans l'organisme .....	36
<b>II. Sources identifiées de plomb chez les Oiseaux .....</b>	<b>39</b>
A. Munitions à base de plomb .....	41
i. Grenaille de plomb .....	41
ii. Fragments de balle à base de plomb .....	43

B.	Utilisation des rapports isotopiques stables du plomb pour déterminer son origine	47
i.	Les rapports isotopiques du plomb	47
ii.	Application toxicologique	47
C.	Bilan de la mise en évidence des munitions comme source de plomb	50
D.	Sources anecdotiques de plomb	52
i.	Peintures additionnées de plomb	52
ii.	Rejets d'activités minières	53
<b>III.</b>	<b>Etude épidémiologique de la plombémie chez des rapaces victimes de tir</b>	<b>55</b>
A.	Objectifs	55
B.	Matériel et méthode	55
i.	Centres de sauvegarde et définition des groupes d'étude	55
ii.	Utilisation des DBS et méthode de dosage	57
iii.	Outils d'analyse statistique	59
C.	Résultats	60
i.	Espèces rencontrées	60
ii.	Répartition des données	61
iii.	Comparaison des groupes Plombé et Non-plombé	64
iv.	Influence du caractère de vie diurne ou nocturne au sein du groupe Non plombé	65
v.	Résultats des suivis de plombémie	65
D.	Discussion	66
i.	Espèces rencontrées	66
ii.	Susceptibilité de confusion avec une exposition par voie orale en fonction de la biologie de l'espèce	67
iii.	Au sein du groupe Non plombé : lien entre biologie de l'espèce et plombémie	69
iv.	Etude de la diffusion de plomb enkysté chez les Mammifères	71
v.	Travaux comparatifs en médecine humaine	75
vi.	Discussion autour des suivis	77
	Conclusion	79
	Bibliographie	81
	Annexes	93

# Table des Annexes

---

<b>Annexe I.</b> Correspondance entre nom commun français, nom latin et nom commun anglo-saxon des espèces de rapaces citées .....	93
<b>Annexe II.</b> Représentation graphique des plombémies associées à l'analyse des ratios isotopiques du plomb chez le Grand corbeau (LEGAGNEUX et al., 2014) .....	95
<b>Annexe III.</b> Protocole de prise en charge des rapaces envoyé aux Centres de sauvegarde de la faune sauvage .....	96
<b>Annexe IV.</b> Protocole de dosage du plomb des DBS par spectroscopie d'absorption atomique en four graphite au laboratoire de toxicologie de VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon .....	97
<b>Annexe V.</b> Distribution des plombémies du groupe Non-plombé par espèces .....	99
<b>Annexe VI.</b> Distribution des plombémies du groupe Plombé par espèces .....	100

# Table des Figures

---

<b>Figure 1.</b> Radiographies de deux Pygargues à tête blanche qui présentent des fragments de projectiles dans le gésier .....	19
<b>Figure 2.</b> Schéma du tractus digestif des rapaces diurnes (exemple de la Buse à queue rousse <i>Buteo jamaicensis</i> ) .....	20
<b>Figure 3.</b> Visualisation endoscopique d'un projectile (entre les flèches) dans le gésier d'un faucon .....	21
<b>Figure 4.</b> Résultats d'une analyse séquentielle de plume chez un Condor de Californie .....	33
<b>Figure 5.</b> Radiographie de l'Urubu à tête rouge pris en charge par PLATT et al., 1999 .....	36
<b>Figure 6.</b> Radiographies d'un chevreuil abattu avec une munition à base de plomb .....	44
<b>Figure 7.</b> Radiographie d'un Spermophile de Richardson abattu avec un projectile à base de plomb .....	45
<b>Figure 8.</b> Représentation graphique des ratios isotopiques du plomb de Milans royaux et de différentes sources potentielles .....	48
<b>Figure 9.</b> Représentation graphique d'un ratio isotopique du plomb pour les Condors de Californie, leur nourriture et les munitions utilisées dans cette région en fonction des plombémies .....	49
<b>Figure 10.</b> Représentation graphique des teneurs en plomb et du ratio isotopique des segments de plumes en fonction des jours précédant le prélèvement .....	50
<b>Figure 11.</b> Localisation géographique des trois Centres de sauvegarde (Isère, Gironde et Vaucluse) qui participent à l'étude .....	56
<b>Figure 12.</b> Photographies d'un DBS vierge .....	57
<b>Figure 13.</b> Photographie d'un DBS contenant une prise de sang .....	58
<b>Figure 14.</b> Distribution des plombémies en fonction des Centres de sauvegarde .....	62
<b>Figure 15.</b> Représentation graphique globale des plombémies .....	63
<b>Figure 16.</b> Représentation graphique des quantiles des deux séries de plombémies par rapport aux quantiles de la loi normale .....	64
<b>Figure 17.</b> Distribution des plombémies au sein du groupe Non plombé en fonction du caractère diurne ou nocturne des rapaces .....	65
<b>Figure 18.</b> Evolution de la plombémie ( $\mu\text{g/L}$ ) en fonction du temps de convalescence (jours) chez des rapaces .....	66
<b>Figure 19.</b> Distribution des plombémies chez la Buse variable et le Faucon crécerelle en fonction de la présence de plomb .....	68
<b>Figure 20.</b> Exemple de dissection d'une pelote de réjection de Hibou Grand duc .....	70
<b>Figure 21.</b> Radiographies de l'épaule du patient pris en charge par DEMARTINI et al., 2001 illustrant la fragmentation du projectile dans l'articulation .....	72
<b>Figure 22.</b> Radiographie du genou d'un chien de l'étude de MANTON et THAL, 1986 6 mois après l'implantation chirurgicale des disques de plomb .....	74

## Table des Tableaux

---

<b>Tableau I.</b> Cas cliniques d'intoxication par le plomb chez des rapaces .....	15
<b>Tableau II.</b> Etudes expérimentales de l'effet du plomb sur les paramètres biochimiques et sanguins chez des rapaces .....	23
<b>Tableau III.</b> Récapitulatif des dosages effectués dans le cadre de la prise en charge des cas d'intoxication cliniques (Tableau I) .....	30
<b>Tableau IV.</b> Récapitulatif des seuils de toxicité du plomb (les teneurs pour le foie, les reins, les os et les plumes sont exprimées par gramme de poids sec d'organe considéré) .....	33
<b>Tableau V.</b> Revue de la littérature des cas rapportés d'exposition et/ou d'intoxication par le plomb chez différentes espèces de rapaces dans leur environnement naturel .....	39
<b>Tableau VI.</b> Récapitulatif des espèces de rapaces présentes dans l'étude (les chiffres entre parenthèses correspondent aux prises de sang réalisées lors des suivis) .....	60
<b>Tableau VII.</b> Données statistiques chez les deux groupes de rapaces .....	64
<b>Tableau VIII.</b> Cas cliniques d'intoxication par le plomb chez l'Homme provoquée par un fragment de munition dans l'organisme .....	71
<b>Tableau IX.</b> Etudes Cas-Témoins rapportées en médecine humaine suite à des rétentions de fragments de munitions dans l'organisme (n = nombres de patients inclus dans chaque groupe d'étude) .....	76

# Liste des Abréviations

---

ALAD : Acide delta-AminoLévulinique Déshydratase

CaBP : Calcium Binding Protein

DBS : Dry Blood Spot

DMSA : Acide DiMercaptoSuccinique

EDTA : Ethylène Diamine Tétra-Acétique

IC 95 % : Indice de Confiance à 95 % autour d'une valeur

LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux

PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur

# Introduction

Chez l'Homme, le plomb est un élément toxique reconnu qui fait l'objet d'une réglementation afin de minimiser l'exposition des personnes à cet élément. Parmi les mesures qui ont permis de réduire l'exposition au plomb figurent notamment l'interdiction des carburants et des peintures additionnés de plomb ainsi que l'abandon du plomb comme composant des canalisations d'eau potable.

Concernant les Oiseaux, les premières études qui rapportent des cas d'intoxications par le plomb chez les Anatidés datent de la fin du 19<sup>ème</sup> siècle. Après une analyse de risque minutieuse, l'impact négatif de l'exposition au plomb chez les populations d'Anatidés a été avéré (BURGER, 1995). Cela abonde dans le sens d'une interdiction des munitions à base de plomb dans les zones humides et du plomb utilisé comme lest pour la pêche.

Le cas des Anatidés a été largement étudié et leur environnement est actuellement l'objet de mesures de protection vis à vis du plomb (BEINTEMA, 2001). Outre l'exposition des Anatidés, des études nord-américaines ont montré que des Oiseaux qui vivent à l'écart des zones humides sont susceptibles d'être exposés au plomb. Cela concerne principalement des espèces qui recherchent leur nourriture au niveau du sol mais, à un niveau supérieur de la chaîne alimentaire, la question de l'exposition au plomb des rapaces est soulevée. Et particulièrement la question du lien entre une exposition au plomb chez les rapaces et les activités cynégétiques.

En France, l'ensemble des rapaces a été victime de persécutions (tirs et empoisonnement notamment) en raison de superstitions et du qualificatif de « nuisibles » qui leur a longtemps été attribué. Actuellement toutes les espèces de rapaces sont protégées en France, cependant les Centres de sauvegarde de la faune sauvage déplorent régulièrement la prise en charge d'individus victimes de blessures par arme à feu. Ces blessures lorsqu'elles sont récentes requièrent des soins relevant de la traumatologie mais il arrive que des munitions enkystées soient découvertes de manière fortuite à l'occasion d'une radiographie réalisée dans un autre but. C'est ce type d'observations radiographiques qui a engendré cette thèse dont un des buts est d'évaluer l'impact de ces munitions enkystées sur la santé des individus concernés.

Lors d'une première partie nous nous intéresserons aux effets du plomb chez les Oiseaux, en nous focalisant sur les rapaces bien sûr lorsque leur cas a été étudié. Ces observations regroupent à la fois des rapports d'intoxications sur le terrain chez des rapaces sauvages ou captifs et des études d'intoxications expérimentales. Et l'importance relative des diverses voies d'exposition au plomb objectivées sera évaluée.

Dans une seconde partie, les différentes sources d'exposition au plomb chez les rapaces seront discutées, ainsi que les moyens mis en œuvre pour les identifier. Le risque d'exposition au plomb pour les différentes espèces de rapaces en fonction de leur biologie sera alors envisagé.

Enfin la troisième partie de cette thèse est constituée par une étude épidémiologique de la plombémie chez des rapaces qui présentent des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions enkystés dans l'organisme en comparaison avec des rapaces indemnes afin de déterminer l'existence d'une éventuelle diffusion du plomb métallique enkysté vers le reste de l'organisme et si c'est le cas, à quel niveau d'exposition ils sont soumis.





# I. Toxicologie du plomb chez les Oiseaux

## A. Effets du plomb

### i. Présentation clinique

#### a) Cas cliniques

Sans être courants, les cas d'intoxications de rapaces par le plomb sont régulièrement rapportés dans la littérature. Le tableau suivant regroupe les cas avérés d'intoxication par le plomb chez des rapaces pour lesquels une description précise des symptômes a été faite individuellement (Tableau I).

**Tableau I.** Cas cliniques d'intoxication par le plomb chez des rapaces.

Etude	Espèce	Symptômes	Lésions
LOCKE et al., 1969	Condor des Andes ( <i>Vultur gryphus</i> )	Dépression, chétif, infesté par des ectoparasites, régurgitations, anorexie, mort	Atrophie musculaire, distension de la vésicule biliaire, lésions d'aspergillose dans les sacs aériens thoraciques et abdominal gauche et les poumons
BENSON et al., 1974	Faucon crécerelle d'Amérique ( <i>Falco sparverius</i> )	Difficultés à voler, ataxie, mort	Accumulation d'un liquide séreux dans la cavité crânienne, coloration verte du contenu intestinal
JANSSEN et al., 1986	Condor de Californie ( <i>Gymnogyps californianus</i> )	Sans objet	Maigreur modérée
		Faiblesse, muqueuses pâles, mort	Maigreur, dilatation de l'œsophage rempli d'un contenu nauséabond
		Diminution de l'activité, dilatation du jabot persistante, maigreur modérée, légère anémie, mort	Contenu nauséabond dans le jabot
GILL et LANGELIER, 1994	Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> )	Dépression, ailes tombantes, mort	Distension de la vésicule biliaire

MATEO et al., 1997	Vautour fauve ( <i>Gyps fulvus</i> )	Maigreur, faiblesse, anorexie, déshydratation, troubles neurologiques, amaurose, diarrhée verdâtre, mort	Stase du jabot, distension du gésier et de la vésicule biliaire
PLATT et al., 1999	Urubu à tête rouge ( <i>Cathartes aura</i> )	Décubitus, mauvais état corporel, tétraparésie, déficits proprioceptifs des membres pelviens, anémie, dyspnée, régurgitations, anorexie, mort	Gaine de myélines vacuolisées, axones gonflés
MATEO et al., 2003	Milan royal ( <i>Milvus milvus</i> )	Déshydratation, diarrhée, dépression, paralysie des membres pelviens, mort	Atrophie du myocarde, reins pâles, accumulation d'urate dans le cloaque
WYNNE et STRINGFIELD, 2007	Condor de Californie ( <i>Gymnogyps californianus</i> )	Déshydratation, stase du jabot, parésie des membres pelviens	Sans objet

Selon ces cas rapportés dans la littérature, le plomb affecte typiquement l'appareil locomoteur et l'appareil digestif. PLATT et al., 1999, ont mis en évidence chez un Urubu à tête rouge à l'aide d'électromyogramme un ralentissement de la vitesse de la conduction nerveuse qui laisse supposer une altération des gaines de myéline. Cette atteinte des gaines de myéline a été mise en évidence par la suite lors d'un examen histologique des nerfs sciatiques et ulnaires qui a permis de montrer une vacuolisation des gaines de myéline ainsi que des axones gonflés, voire fragmentés. Les auteurs ont conclu à une neuropathie périphérique responsable de la parésie et des déficits proprioceptifs observés du vivant de l'individu. C'est cet effet du plomb qui est potentiellement responsable des troubles locomoteurs observés chez les autres rapaces mentionnés dans le Tableau I. Il est aisé de comprendre que, souffrant de tels troubles qui affectent leur mobilité, ces rapaces deviennent rapidement incapable de chasser efficacement et sont alors retrouvés au sol dans un état de faiblesse extrême. Concernant l'atteinte du tractus digestif, le plomb interfère avec la motilité du tractus digestif, provoquant les stases décrites précédemment. L'observation seule d'une diarrhée verdâtre ou simplement la coloration des plumes du pourtour du cloaque par des fientes verdâtres est fortement évocatrice d'une intoxication par le plomb chez les Oiseaux (DE FRANCISCO et al., 2003 ; REDIG et ARENT, 2008).

Le plomb atteint aussi le système hématopoïétique en interférant avec la synthèse de l'hémoglobine, ce qui est responsable d'une anémie (VIALA, 2005). Cette anémie est due à une fixation du plomb sur les groupements thiols de l'acide delta-aminolévulinique déshydratase (ALAD) une enzyme impliquée dans la chaîne de biosynthèse de l'hémoglobine (REDIG et al., 1991). La mesure de l'activité enzymatique de l'ALAD est de ce fait parfois utilisée pour mettre en évidence une exposition au plomb, qui est soupçonnée lors d'une diminution de l'activité enzymatique de l'ALAD (REDIG et ARENT, 2008).

Le cas d'aspergillose rapporté chez un Condor des Andes est, selon les auteurs, vraisemblablement secondaire à l'intoxication de cet individu par le plomb (LOCKE et al., 1969). Ceci les laisse supposer qu'il existerait un état de baisse d'immunité associé à l'intoxication par le plomb et aggravé par les manipulations à l'origine de stress chez le condor pour lui fournir des

soins. En effet, une immunodépression est le principal facteur qui prédispose les Oiseaux à développer une aspergillose et il s'agit de l'affection respiratoire la plus fréquente chez les Oiseaux sauvages maintenus en captivité, elle est due au développement de spores d'*Aspergillus fumigatus* la plupart du temps dans l'organisme (FRIEND et FRANSON, 1999 ; DAHLHAUSEN, 2006).

Des modifications comportementales chez les rapaces exposés au plomb sont aussi décrites. Ainsi des Gypaètes barbus (*Gypaetus barbatus*), qui ont été diagnostiqués par la suite comme souffrant d'une intoxication par le plomb, ont été observés à proximité des habitations dans les Alpes, amorphes et peu enclins à fuir (FREY H., International Symposium on lead poisoning 28/09/2015 Annecy, France). Cette proximité avec les infrastructures humaines, les rapproche notamment des lignes électriques et des routes, diminuant ainsi leurs chances de survie. En effet, avec les empoisonnements divers, les collisions avec des infrastructures humaines sont les principales causes de mortalité chez le Gypaète barbu (MARGALIDA et al., 2008).

Afin de statuer sur une intoxication aiguë ou chronique, les muscles pectoraux et les tissus adipeux sont examinés. Ainsi un faible état corporel permet d'orienter le clinicien vers une intoxication chronique (MATEO et al., 1997 ; PLATT et al., 1999) alors qu'un état corporel correct oriente d'avantage vers une intoxication aiguë (BENSON et al., 1974 ; GILL et LANGELIER, 1994).

L'ensemble des symptômes évoqués précédemment chez les rapaces sont, en grande majorité, identiques à ceux rapportés chez les Anatidés qui constituent une autre population d'Oiseaux particulièrement touchée par l'intoxication par le plomb (BELLROSE, 1959). Ainsi, une réticence à l'envol, un vol maladroit, une difficulté à replier leurs ailes, des fientes teintées de vert et de la maigreur sont des signes décrits par FRIEND et FRANSON, 1999 en faveur d'une intoxication par le plomb chez les Anatidés. Ils évoquent de plus les lésions suivantes, atrophie musculaire, rareté du tissu adipeux viscéral, impaction de l'œsophage ou du proventricule, vésicule biliaire distendue, contenu du gésier teinté de bile, croupion souillé de fientes vertes. La même dichotomie concernant le caractère aiguë ou chronique de l'intoxication par le plomb est faite chez ces espèces.

## b) Aspects subcliniques de l'exposition au plomb

Outre l'intoxication clinique par le plomb bien caractérisée chez les rapaces, se pose la question d'effets subcliniques insidieux souvent suspectés mais difficiles à mettre en évidence. Seront abordés ici les effets subcliniques rapportés lors d'études dans le milieu naturel, de plus amples investigations ont été réalisées expérimentalement et seront discutées dans le paragraphe Etudes expérimentales (I. A. ii.).

Des altérations du comportement ont été évoqués par BERNY et al., 2015, lors d'une étude sur les causes de mortalité des rapaces charognards (le Gypaète barbu, le Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), le Milan royal et le Vautour fauve) dans les Pyrénées où il a été montré qu'il y avait une association significative entre des teneurs en plomb élevées dans l'organisme et une mort par traumatisme ou électrocution. Bien que les dosages tissulaires du plomb chez ces individus n'aient pas mis en évidence de teneurs en plomb révélatrices d'une atteinte clinique, ces observations suggèrent qu'une exposition au plomb même à un faible niveau contribue à une mortalité accrue dans ces populations de rapaces.

Dans une population de Vautours chasséfientes (*Gyps coprotheres*) maintenue captive en Afrique du Sud dans le cadre d'un programme de conservation *ex situ* et malencontreusement

exposée au plomb de manière continue, NAIDOO et al., 2012, ont observé des affections dans le domaine de la reproduction telles que des œufs infertiles, de la mortalité embryonnaire et de la mortalité durant la première semaine de vie des oisillons. Les auteurs suspectent fortement l'exposition au plomb d'être responsable des affections en termes de reproduction dont cette population est victime. De plus, de jeunes Vautours chasse-fientes de quelques semaines présentaient des fractures spontanées et des lésions d'ostéodystrophie alors même qu'une complémentation adéquate était réalisée. Ces troubles de la minéralisation osseuse ont été attribués à l'exposition au plomb des jeunes individus.

Des troubles de la minéralisation osseuse ont aussi été décrits chez le Vautour percnoptère par GANGOSO et al., 2009. Les auteurs ont mis en évidence une corrélation négative significative entre le degré de minéralisation osseuse et la teneur en plomb des os. Ce déficit de minéralisation à l'origine d'une fragilité des os pourrait expliquer le pourcentage de fractures élevé observé dans cette population exposée au plomb.

McLELLAND et al., 2011 ont suspecté l'exposition au plomb d'être responsable d'un syndrome comprenant la crispation des serres et la parésie des membres pelviens observé chez le Busard de Gould (*Circus approximans*). Toutefois, l'étude est équivoque car le traitement, bien qu'il entraîne une diminution de la plombémie, ne permet pas une amélioration des symptômes. De plus ce syndrome ne touche pas tous les individus avec des plombémies élevées, les auteurs avancent l'hypothèse d'une exposition au plomb plus régulière des individus atteints par ce syndrome. La question est soulevée concernant le caractère réversible d'éventuelles lésions nerveuses, l'altération des gaines de myéline a en effet été mise en évidence par PLATT et al., 1999. Les auteurs concluent à la possible existence d'autres facteurs concomitants de l'exposition au plomb pour expliquer cette manifestation clinique. Chez l'Homme, la faiblesse des muscles extenseurs de la main est évoquée comme un symptôme précurseur de l'état d'intoxication clinique (VIALA, 2005), et une étude montrant l'altération de la conductivité des fibres nerveuses motrices et sensitives (BLEEKER et al., 2005) insiste sur caractère chronique et la fréquence des expositions au plomb comme facteurs de risque, rejoignant ainsi l'hypothèse de McLELLAND et al., 2011.

Une étude visant à étudier le lien entre plombémie et activité de l'ALAD a été conduite chez deux rapaces, le Vautour fauve et le Hibou grand duc (*Bubo bubo*) ainsi que chez deux oiseaux marins, le Goéland railleur (*Chroicocephalus genei*) et le Goéland d'Audouin (*Ichthyaetus audouinii*) par ESPIN et al., 2015. En séparant les populations étudiées selon des classes de plombémies, les auteurs ont mis en évidence que les individus des classes de plombémies élevée ont une activité enzymatique de l'ALAD significativement plus faible que les individus des classes de plombémies faibles, ce qui concorde avec de précédents dosages effectués chez le Condor de Californie (FINKELSTEIN et al., 2012) et chez l'Epervier de Cooper (*Accipiter cooperii*) (McBRIDE et al., 2004). De plus, chez les deux espèces de rapaces étudiées, ces travaux montrent une corrélation négative significative entre la plombémie et l'activité enzymatique de l'ALAD à partir de valeur de plombémies très faibles, 50 µg/L chez le Hibou grand duc et 80 µg/L chez le Vautour fauve.

Enfin, NAM et al., 2012 se sont intéressés aux effets des métaux lourds et notamment du plomb sur le système nerveux central du Pygargue à tête blanche et particulièrement aux voies GABAergique et glutamatergique. Des concentrations en plomb élevées sont associées à des modifications dans ces deux voies, or elles sont impliquées dans des phénomènes neurocomportementaux et dans la reproduction chez les Vertébrés. Selon les auteurs cela mérite une attention particulière car ces effets subcliniques sont susceptibles d'être délétères au niveau des populations tout en étant complexes à étudier.

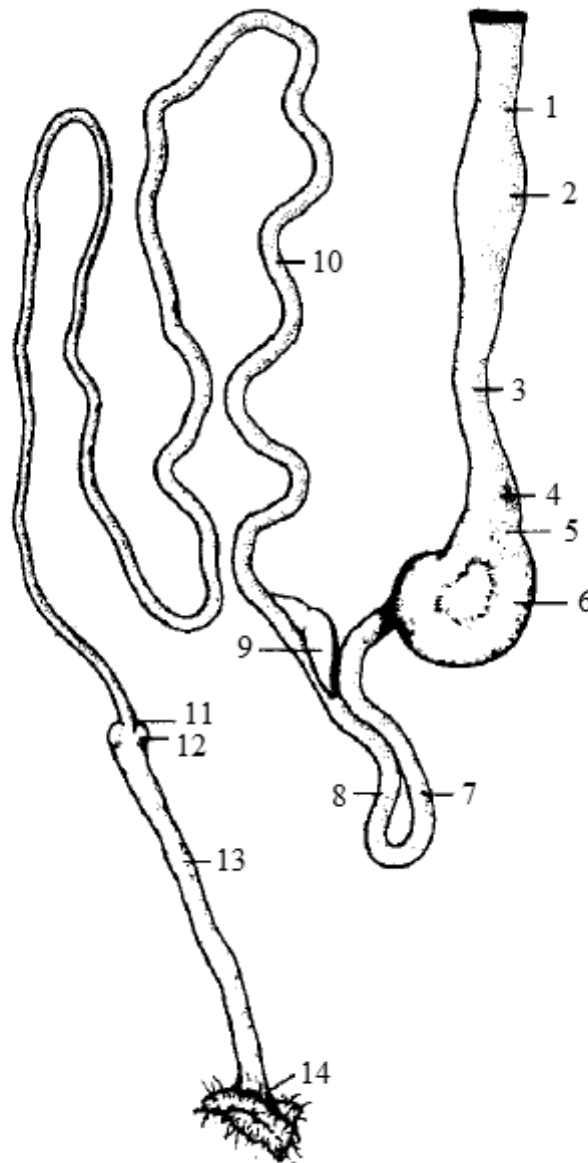
### c) Possibilités de traitements

Les symptômes d'une intoxication par le plomb chez les rapaces ne sont pas toujours aussi caractéristiques que ceux décrits dans la littérature, notamment en cas d'atteinte subclinique. La mesure de la plombémie est alors particulièrement indiquée pour affiner le diagnostic (DE FRANCISCO et al., 2003) et l'intérêt de la radiographie est capital (MATEO et al., 1997 ; FORD, 2010) car elle permet de mettre en évidence la présence éventuelle de fragments de plomb dans le tractus digestif (exemples en Figure 1 chez deux Pygargues à tête blanche) dont le retrait constitue la première étape du traitement de l'intoxication par le plomb (DE FRANCISCO et al., 2003 ; SAMOUR et al., 2005). MATEO et al., 1997 soulignent l'importance de la radiographie dans le cadre de la prise en charge du Vautour fauve qu'ils ont décrit pour orienter le diagnostic. En effet lors de son admission, face aux symptômes peu évocateurs qu'il présentait (maigreur, faiblesse, anorexie, déshydratation, troubles neurologiques, amaurose, diarrhée verdâtre) cet individu n'a reçu que des soins de support qui n'ont pas permis de le guérir car un fragment de plomb se trouvait dans le gésier et n'a été mis en évidence que lors d'une radiographie post-mortem.

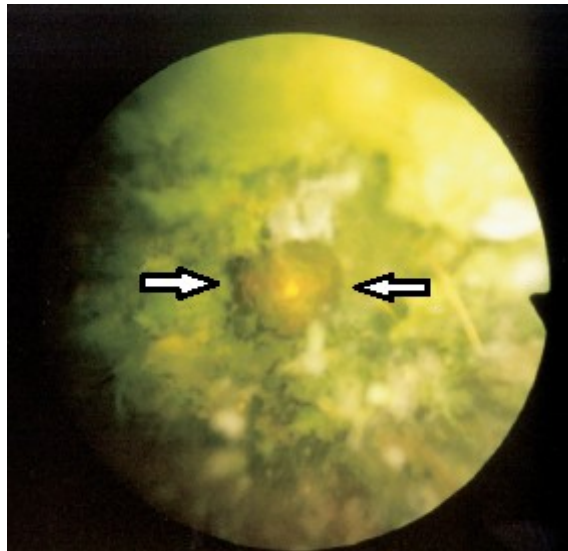


**Figure 1.** Radiographies de deux Pygargues à tête blanche qui présentent des fragments de projectiles dans le gésier. Chez ces deux individus les analyses ont révélées des teneurs en plomb élevées dont l'origine est la diffusion dans l'organisme du plomb des fragments de munition ingérés (d'après CRUZ-MARTINEZ et al., 2012).

Une méthode de retrait des fragments de plomb est décrite par SAMOUR et al., 2005. Le rapace est anesthésié puis l'appareil digestif supérieur (jabot, œsophage, pro-ventricule et gésier, numéros 1 à 6 sur la Figure 2) est rincé afin de pouvoir être exploré à l'aide d'un endoscope souple permettant de visualiser le ou les fragment(s) de plomb (Figure 3) et de pouvoir les retirer.



**Figure 2.** Schéma du tractus digestif des rapaces diurnes (exemple de la Buse à queue rousse *Buteo jamaicensis*). 1. Œsophage antérieur 2. Jabot 3. Œsophage postérieur 4. Pro-ventricule 5. Isthme 6. Gésier 7. Duodénum proximal 8. Duodénum distal 9. Pancréas 10. Iléon 11. Jonction iléo-cæcale 12. Cæcum 13. Rectum 14. Cloaque (adapté d'après DUKE, 1997).



**Figure 3.** Visualisation endoscopique d'un projectile (entre les flèches) dans le gésier d'un faucon (adapté d'après SAMOUR et al., 2005).

La suite du traitement consiste à administrer à l'individu intoxiqué une molécule chélatrice du plomb qui permet de capter le plomb sous forme ionisé présent dans l'organisme qui a diffusé à partir du plomb métallique ingéré. Les molécules disponibles sont l'EDTA calcique (éthylène diamine tétra-acétique) qui est la plus couramment utilisée, le DMSA (acide dimercaptosuccinique) ou la pénicillamine (DE FRANCISCO et al., 2003).

Un avantage du DMSA est qu'il est administrable par voie orale alors que l'EDTA calcique nécessite une injection intra-musculaire. La comparaison de l'effet de ces deux molécules a été étudiée chez des Calopsittes élégantes (*Nymphicus hollandicus*) expérimentalement intoxiquées par le plomb (DENVER et al., 2000). Cette étude a mis en évidence que le traitement avec le DMSA provoque une chute plus rapide de la plombémie que celui avec l'EDTA calcique mais qu'il n'y a pas de différence significative en ce qui concerne les taux de survie dans les deux groupes. De plus ces auteurs ont constaté que la marge de sécurité du DMSA est relativement faible, avec apparition d'effets adverses au double de la dose.

Ces deux molécules ont été utilisées en alternance pour traiter des Condors de Californie avec des résultats satisfaisants (WYNNE et STRINGFIELD, 2007 ; WALTERS et al., 2010) et SAMOUR et al., 2005 rapportent une bonne efficacité de l'EDTA calcique utilisée seule pour traiter des faucons.

Enfin les traitements de soutien de l'individu ne sont pas à négliger, ils comprennent notamment une alimentation assistée et une fluidothérapie (DE FRANCISCO et al., 2003) et peuvent être nécessaire pendant une longue période, jusqu'à une centaine de jours (WYNNE et STRINGFIELD, 2007).

## ii. Etudes expérimentales des effets de l'exposition au plomb

Afin de connaître plus précisément les effets cliniques et subcliniques d'une exposition au plomb chez les rapaces, de nombreuses études ont suivi des individus intoxiqués expérimentalement en se focalisant sur certains effets. La plupart concernent les rapaces mais certaines ont été réalisées sur d'autres Oiseaux.

Cinq Pygargues à tête blanche ont été exposés au plomb via l'ingestion forcée de plombs de chasse, quatre d'entre eux sont décédés entre 10 et 125 jours et le dernier a été euthanasié car il souffrait de cécité (PATTEE et al., 1981). Chaque individu était suivi et pour chaque plomb qui a été régurgité, en général entre 24 et 48 heures après l'ingestion forcée, un nouveau a été administré. Cette étude montre que malgré la production de pelotes de réjection contenant les éléments non digérés, des expositions répétées s'avèrent fatales. D'autant plus que les auteurs ont remarqué l'arrêt de la production de pelotes de réjection quelques jours avant la mort, ce qui laisse supposer une accélération de l'intoxication. C'est une hypothèse qui a été développée par LOCKE et THOMAS, 1996 selon laquelle une fois que suffisamment de plomb a été absorbé par l'organisme les effets sur la motilité du tractus digestif sont tels que la régurgitation cesse et par conséquent l'individu ne bénéficie plus de la protection relative procurée par la production de pelotes de réjection contre l'intoxication par les fragments de plomb. Cependant, en raison du faible nombre d'individus étudiés, de la variabilité individuelle en termes de régurgitation des plombs et du fait que c'est vraisemblablement la surface totale de plomb qui est en cause dans la toxicité plus que leur poids, les auteurs restent prudents quant à la définition formelle d'une dose létale 50 % (DL50) en gramme de plomb par kilogramme de poids corporel.

Selon un protocole similaire six Urubus à tête rouge ont été intoxiqués expérimentalement (CARPENTER et al., 2003). Les signes cliniques d'une intoxication par le plomb ont été observés (incoordination, anorexie, faiblesse, amaigrissement) mais contrairement à l'étude de PATTEE et al., 1981 les premiers décès ont eu lieu après 143 et 148 jours d'exposition. Les auteurs ont conclu à une sensibilité vraisemblablement plus importante à l'intoxication par le plomb chez le Pygargue à tête blanche que chez l'Urubu à tête rouge, du moins dans le cadre de ces expériences réalisées sur de petits effectifs.

Lors d'une autre expérience PATTEE et al., 2006 se sont intéressés à la sensibilité du Condor des Andes (*Vultur gryphus*) à l'intoxication par le plomb. Ils ont constaté une apparition rapide des symptômes au bout de 20 jours, se manifestant principalement par une incoordination et une léthargie. De plus, à une exception près, les auteurs n'ont jamais observé de régurgitation des plombs administrés aux condors et l'ensemble des plombs ont été retrouvés lors des autopsies.

Dans l'ensemble de ces trois études, il a été montré que de nombreux individus succombaient à l'intoxication après avoir exprimé des symptômes classiques de l'intoxication par le plomb ainsi qu'une dégradation de l'état corporel avec une perte comprise entre 28 % (PATTEE et al., 2006) et 46,7 % du poids initial (CARPENTER et al., 2003).



D'autres études ont porté un intérêt particulier à l'influence du plomb sur les paramètres sanguins et/ou biochimiques. Les résultats de ces études sont rassemblés dans le Tableau II.

**Tableau II.** Etudes expérimentales de l'effet du plomb sur les paramètres biochimiques et sanguins chez des rapaces.

<b>Etude</b>	<b>Espèce</b>	<b>Paramètres hématologiques</b>	<b>Paramètres biochimiques</b>
HOFFMAN et al., 1981	Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> )	Hématocrite : diminution de 20-25 % Taux d'hémoglobine : diminution de 20-25 %	Activité enzymatique de l'ALAD : diminution de 80 % Créatinine : augmentation de 40 %
HOFFMAN et al., 1985b	Faucon crécerelle d'Amérique ( <i>Falco sparverius</i> )	Hématocrite : diminution de 14-31 % Taux d'hémoglobine : diminution de 12-48 %	Activité enzymatique de l'ALAD : diminution de 45-59 % Activité enzymatique de la créatine phospho-kinase (CPK) : diminution de 25-30 %
REDIG et al., 1991	Buse à queue rousse ( <i>Buteo jamaicensis</i> )	Hématocrite et taux d'hémoglobine : pas de différences significatives	Activité enzymatique de l'ALAD : diminution
CARPENTER et al., 2003	Urubu à tête rouge ( <i>Cathartes aura</i> )	Hématocrite : diminution Taux d'hémoglobine : non étudié	Activité enzymatique de l'ALAD : diminution
PATTEE et al., 2006	Condor des Andes ( <i>Vultur gryphus</i> )	Hématocrite : diminution Taux d'hémoglobine : non étudié	Activité enzymatique de l'ALAD : diminution Bilirubine : diminution

L'ensemble de ces résultats indiquent que l'activité enzymatique de l'ALAD est particulièrement sensible à l'exposition au plomb et que l'hématocrite est régulièrement diminué chez des espèces variées de rapaces, ce qui concorde avec des cas d'intoxication (PLATT et al., 1999) ou d'exposition (ESPIN et al., 2015) se traduisant par un affaiblissement général de l'individu atteint. L'augmentation de la créatinine observée par HOFFMAN et al., 1981 chez le Pygargue à tête blanche serait le témoin des lésions de dégénérescence des tubules rénaux remarquées par PATTEE et al., 1981 lors des examens post-mortem.

Par analogie avec une sensibilité plus marquée chez les enfants que chez les adultes pour l'Homme (VIALA, 2005), HOFFMAN et al., 1985b ont étudié la croissance et la survie lors d'exposition au plomb chez des oisillons de Faucons crécerelles d'Amérique. Des décès ont eu lieu parmi les oisillons des groupes exposés expérimentalement au plomb. Et dans ces groupes exposés, le poids et la taille des oisillons sont significativement plus faibles que ceux des oisillons du groupe témoin. Il existe peu d'autres manipulations concernant l'évaluation de la croissance en cas d'exposition au plomb chez des oisillons. FAIR et RICKLEFS, 2002 n'ont pas mis en évidence d'effet du plomb sur la croissance d'oisillons de Cailles Japonaises (*Coturnix japonica*) mais les

doses de plomb sont plus faibles que celles de l'étude précédente et le plomb a été administré sous forme de billes alors que HOFFMAN et al., 1985b avaient utilisé de la poudre de plomb diluée dans de l'huile, ce qui rend la comparaison peu pertinente.

Une série d'investigations consécutive, dont la revue a été réalisée par BURGER et GOCHFELD, 2000, a été menée chez des oisillons de Goéland argenté (*Larus argentatus*) afin d'étudier l'atteinte résultant d'une exposition au plomb au niveau comportemental en sélectionnant des comportements directement liés à la survie dans cette espèce et en veillant à exposer les oisillons à des concentrations en plomb cohérentes avec celles subies par cette espèce dans son environnement naturel.

La capacité de l'oisillon à réclamer de la nourriture est capitale dans cette espèce, en effet il y a une compétition entre les deux à trois poussins de la couvée pour la nourriture rapportée par les adultes, ils doivent toucher un point rouge présent sur le côté du bec des adultes pour qu'ils régurgitent et ce sont les demandes répétées qui encouragent les adultes à partir à la recherche de nourriture. Or les oisillons exposés au plomb présentent moins d'habileté pour toucher ce point rouge et réclament de la nourriture avec moins d'entrain que les oisillons témoins (BURGER, 1990 ; BURGER et GOCHFELD, 2005). De plus les oisillons non exposés au plomb sont plus habiles dans leur capacité à ingurgiter une quantité importante de nourriture (BURGER, 1990). En outre, le Goéland argenté niche en colonie, les oisillons doivent donc être capables de reconnaître leurs parents car les autres adultes se montrent agressifs envers les oisillons des autres couples. Les oisillons non exposés au plomb acquièrent cette capacité de reconnaissance plus rapidement et avec une meilleure fiabilité que les oisillons exposés (BURGER, 1990 ; BURGER et GOCHFELD, 2005).

Concernant la mobilité, évaluée par l'aisance dans le déplacement et la capacité à se redresser, les oisillons exposés au plomb présentent des scores inférieurs aux oisillons non exposés (BURGER, 1990 ; BURGER et GOCHFELD, 2005). La mobilité a aussi été évaluée en lien avec l'apprentissage en proposant aux oisillons de se déplacer sur un tapis roulant (BURGER et GOCHFELD, 2005) ou en association avec des variations du milieu visant à estimer la perception de la profondeur chez les oisillons (BURGER, 1990). Dans ces deux cas les auteurs ont mis en évidence que les individus exposés au plomb présentaient des scores de mobilité plus faibles que les individus non exposés. Ces différences dans la mobilité affectent aussi la thermorégulation des oisillons exposés au plomb dans la mesure où ils mettent plus de temps à trouver de l'ombre lorsqu'ils sont soumis à une élévation de température que les oisillons non exposés (BURGER, 1990 ; BURGER et GOCHFELD, 2005).

A la fin des manipulations, c'est à dire 43 jours après l'exposition au plomb, les oisillons exposés présentent toujours un retard par rapport aux oisillons non exposés (BURGER et GOCHFELD, 2005). Les auteurs concluent qu'une faible exposition au plomb est responsable chez les oisillons de Goéland argenté d'altérations dans le développement neurologique et comportemental à l'origine de subtiles différences comportementales mais susceptibles de résulter en une baisse du taux de survie des oisillons en cas d'exposition (BURGER, 1990 ; BURGER et GOCHFELD, 2005).

Ces résultats obtenus dans le cadre d'un travail de laboratoire sont confortés par des observations réalisées dans la nature après qu'un oisillon par nid a été exposé au plomb (BURGER, 1994). Tout d'abord les auteurs ont constaté un taux de survie à 14 jours et un poids à 16 jours plus faibles chez les oisillons exposés que chez les non exposés au plomb. Une explication avancée est liée à la capacité à réclamer la nourriture évoquée précédemment qui est moindre chez les oisillons exposés au plomb. Les observations de laboratoire sont en accord avec les observations de terrain où il a été mis en évidence que les adultes s'investissent effectivement moins dans l'élevage des oisillons exposés au plomb qui sont moins enclins à encourager leur parents à rapporter de la nourriture que les autres oisillons de la couvée non exposés au plomb. De plus les observateurs sur le terrain ont constaté que les oisillons exposés au plomb nettoient leur plumage avec moins d'intensité que les

oisillons non exposés, or à partir de 20 jours de vie ce toilettage est primordial pour assurer l'isolation thermique et l'imperméabilité du plumage (BURGER, 1994). Selon les auteurs, l'altération de ce type de comportement par l'exposition au plomb est responsable d'une diminution de la survie chez les oisillons.

Toutefois, l'ensemble des observations réalisées chez les oisillons de Goéland argenté a été fait sur des individus exposés à une dose unique de plomb, ce qui est difficilement transposable pour l'étude d'une exposition chronique. Cependant il est tout à fait possible que des oisillons de rapaces soient soumis à une dose ponctuelle de plomb via leur alimentation, ces résultats restent donc pertinents pour l'étude des effets de l'exposition au plomb chez les rapaces.

A l'origine de ces altérations du développement comportemental, DEY et al., 2000 ont recherché au niveau d'encéphales d'oisillons de Goéland argentés des différences d'expression de molécules d'adhésion cellulaire (NCAM, N-cadherin et L1) dont la présence, régissant la mise en place du tissu nerveux et son fonctionnement, est d'une importance critique. Les auteurs ont mis en évidence que l'exposition au plomb retarde la transformation de la forme embryonnaire de NCAM à la forme adulte et que chez les oisillons exposés au plomb il y a moins d'expression de la N-cadherin que chez les oisillons non exposés au plomb. D'après les auteurs, les différences observées lors de cette étude sont susceptibles d'expliquer les déficits comportementaux mis en évidence par BURGER, 1990 et BURGER et GOCHFELD, 2005 tels que l'altération de la reconnaissance parentale chez les oisillons.

Dans le but d'évaluer les effets d'une exposition chronique au plomb sur la reproduction et la qualité des œufs des rapaces PATTEE, 1984 a analysé la taille des couvées et l'épaisseur de la coquille des œufs chez des couvées de Faucons crécerelles d'Amérique expérimentalement exposés au plomb pendant sept mois. Il a été mis en évidence que les femelles absorbent plus de plomb que les mâles durant la période de ponte ce qui serait lié à l'intensité du métabolisme du calcium à cette période, mais ce plomb n'est apparemment pas transmis aux œufs. L'analyse de la taille des couvées et celle de l'épaisseur des coquilles n'a pas permis de mettre en évidence de différence entre les couples exposés au plomb et ceux non exposés, du moins aux doses de plomb administrées et durant la période d'étude. En effet, une population de Vautours chasseflottes exposée chroniquement à des niveaux de plomb plus élevés que dans l'étude de PATTEE, 1984 avait souffert d'altération de la reproduction sans que soient rapportées d'anomalies dans la solidité des coquilles des œufs (NAIDOO et al., 2012) de même pour une population de Canards colverts (*Anas platyrhynchos*) chez qui l'étude n'a pas montré de corrélation entre l'épaisseur des coquilles et la teneur en plomb des coquilles des œufs mais, en revanche la mortalité des oisillons issus d'œufs avec des coquilles présentant des teneurs en plomb élevées était accrue (VALLVERDU-COLL et al., 2015). Il semble donc que les effets sur la reproduction des rapaces se fassent ressentir uniquement à partir de doses relativement élevées de plomb et/ou sur des périodes plus longues.

Connaissant les effets imputés au plomb sur la motilité du système digestif et les stases en résultant lors d'intoxication aiguë par le plomb (MATEO et al., 1997 ; WYNNE et STRINGFIELD, 2007) des travaux ont été menés chez la Buse à queue rousse soumise à des doses sublétales de plomb (LAWLER et al., 1991). Les auteurs ont étudié le rythme de production des pelotes de réjection ainsi que la contractilité du gésier à l'aide de l'implantation de capteurs dans la paroi de cet organe. Cette étude n'a pas objectivé de différences significatives en termes d'intensité et de fréquence des contractions du gésier, ni en termes de rythme de production des pelotes de réjection entre le groupe exposé au plomb et le groupe non exposé. La question reste ouverte quant aux possibles différences de sensibilité entre les espèces de rapaces et à des doses de plomb plus élevées, car PATTEE et al., 1981 ont observé que des Pygargues à tête blanche expérimentalement intoxiqués avec des billes de plomb présentaient un arrêt de la production de pelotes de réjection au stade aiguë d'une intoxication par le plomb.

En raison de l'effet suspecté du plomb en tant qu'agent immunodépresseur, la réponse immunitaire de la Buse à queue rousse séparées en groupes de niveaux d'exposition croissante au plomb a fait l'objet d'une étude (REDIG et al., 1991). La réponse immunitaire humorale a été explorée en sensibilisant les individus avec des érythrocytes de Moutons (*Ovis aries*) puis en évaluant la production d'anticorps dirigés contre les érythrocytes de mouton par une technique de micro-hémagglutination. La réponse immunitaire cellulaire a été explorée par stimulation lymphocytaire. Les résultats n'ont pas permis de mettre en évidence de différence significative de production d'anticorps anti érythrocytes de Mouton entre les individus exposés et non exposés au plomb. L'analyse des stimulations lymphocytaires montre qu'il n'y a pas de différence significative au bout de trois semaines entre le groupe témoin et le groupe exposé, mais qu'un groupe plus exposé au plomb que le précédent présente une diminution de la réponse à la stimulation lymphocytaire au bout de 10 semaines par rapport au groupe non exposé. Les auteurs jugent que cette diminution de la réponse à la stimulation lymphocytaire mise en évidence au bout de 10 semaines parmi les individus du groupe de second niveau d'exposition laisse supposer une dépendance à la durée et/ou au niveau d'exposition des capacités immunitaires mais qu'une exposition brève et à une faible dose de plomb n'engendre pas d'effets significatifs sur le système immunitaire.

Deux autres études se sont interrogées sur les effets du plomb sur le système immunitaire des Oiseaux. SNOEIJS et al., 2005 ont conduit des manipulations chez le Diamant mandarin (*Taeniopygia guttata*) pour étudier les effets combinés de l'exposition au plomb et d'une carence en calcium sur le système immunitaire. L'étude de la réponse immunitaire à médiation cellulaire n'a pas mis en évidence de différences significatives entre les groupes. En revanche, la réponse immunitaire à médiation humorale évaluée de manière semblable à l'étude de REDIG et al., 1991 par immunisation avec des érythrocytes étrangers a permis de montrer que les femelles exposées au plomb et carencées calcium présentaient un déficit significatif dans leur réponse immunitaire humorale en comparaison avec le groupe exposé au plomb et non carencé et du groupe témoin. Cette différence pourrait être expliquée par la carence en calcium mais selon les auteurs cela est peu vraisemblable car des analyses tissulaires ultérieures des teneurs en calcium n'ont pas mis à jour de différences entre les groupes. Par contre, les teneurs tissulaires en plomb sont significativement plus élevées dans le groupe exposé au plomb et carencé en calcium que dans les autres groupes, le déficit en matière de réponse immunitaire à médiation humorale est donc prioritairement attribué à l'exposition au plomb.

YOUSSEF et al., 1996 ont évalué la qualité de la réponse immunitaire mise en place à la suite de la vaccination contre le virus de la maladie de Newcastle chez Poule domestique (*Gallus gallus domesticus*) dans le cadre d'une exposition au plomb nulle, faible ou forte avec une subdivision en un groupe vacciné et un groupe non vacciné pour chaque niveau d'exposition au plomb. En ce qui concerne les individus vaccinés, les titrages en anticorps dirigés contre le virus de la maladie de Newcastle sont significativement plus faibles chez les individus exposés au plomb que chez les individus non exposés. Suite à un challenge viral avec inoculation du virus de la maladie de Newcastle, les auteurs constatent qu'au sein des groupes non vaccinés, seuls des individus du sous groupe non exposé au plomb survivent avec un taux de survie de 14 %. Et au sein des groupes vaccinés, le taux de survie décroît en fonction d'une exposition nulle, faible ou forte, avec respectivement 92,9 %, 78,6 % et 64,3 % de survie.

D'après les conclusions des ces auteurs, une exposition environnementale au plomb est susceptible d'affecter le système immunitaire des Oiseaux, rendant ainsi un individu exposé au plomb vraisemblablement moins apte à résister aux infections. Ceci expliquerait le cas d'aspergillose rapporté par LOCKE et al., 1969 chez un Condor des Andes.

Même si ces études ne sont pas toutes concluantes en regard des suspicions qu'elles souhaitaient démontrer, elles présentent la confirmation des effets cliniques du plomb en cas d'intoxication aiguë. Elles apportent des preuves ou des tendances intéressantes des effets du plomb à faible niveau d'exposition chez les rapaces et chez certaines espèces d'Oiseaux et concordent sur les effets délétères du plomb dans ces espèces. Toutefois l'impact du plomb sur les populations de rapaces sauvages est particulièrement difficile à chiffrer sur le terrain car les effets subcliniques du plomb sont susceptibles d'accroître leur sensibilité à d'autres causes de mortalité et leur décès ne sera alors pas attribué au plomb (SCHEUHAMMER et NORRIS, 1996). Cependant, particulièrement chez les rapaces dont l'espérance de vie est longue (GEROUDET, 2013 p. 33), des expériences visant à mettre en évidence des effets subtils d'une exposition chronique au plomb sont difficilement réalisables. La question est notamment évoquée à propos des éventuels effets d'une exposition chronique au plomb sur les paramètres de reproduction du Condor de Californie, chez ces individus qui vivent de 18 à 23 ans et dont la maturité sexuelle est atteinte à huit ans (CADE, 2007).

De plus, au moins chez les rapaces, les auteurs soupçonnent des différences de sensibilité entre les espèces, ainsi l'Urubu à tête rouge est réputé relativement moins sensible aux effets du plomb que les autres rapaces qui ont fait l'objet d'études (CARPENTER et al., 2003). A l'origine des ces différences, il est possible d'envisager prioritairement des variabilités en matière de comportement, mais une étude chez l'Homme a mis en évidence qu'il pourrait exister une susceptibilité d'origine génétique concernant la sensibilité à l'intoxication par le plomb (ONALAJA et CLAUDIO, 2000). Ces auteurs ont étudié les teneurs en plomb tissulaires en lien avec la présence d'isoformes particulières de protéines, notamment l'ALAD et le récepteur à la vitamine D. Toutefois les différences observées demeurent sujettes à interrogations car elles impliquent vraisemblablement des mécanismes plus complexes que la seule variation d'une isoforme de protéine.

Les effets individuels de l'exposition au plomb ont largement été étudiés et des auteurs s'interrogent depuis plusieurs années sur les effets d'une exposition au plomb à l'échelle d'une population entière de rapaces dans leur milieu naturel (KENDALL et al., 1996 ; WAYLAND et BOLLINGER, 1999 ; KENNTNER et al., 2001). En raison des moyens considérables à mettre en œuvre pour assurer un tel suivi, peu de rapports existent et ils concernent principalement la population de Condors de Californie aux Etats Unis. Après qu'un programme de conservation *ex situ* a été mis en place, des individus ont été relâchés afin d'installer une nouvelle population sauvage. Les Condors de Californie sont régulièrement re-capturés afin de mesurer leur plombémie et de leur administrer un traitement chélateur si besoin, de plus des plateformes de nourrissage fournies en carcasses indemnes de plomb sont mises en place (CHURCH et al., 2006 ; FINKELSTEIN et al., 2012 ; RIDEOUT et al., 2012). Les comptes rendus de ces programmes sont éloquentes, en effet la nouvelle population sauvage n'est pas considérée comme viable en raison de l'exposition au plomb qu'elle subit dans son environnement (GREEN et al., 2009 ; WALTERS et al., 2010). Toujours dans le cadre d'un programme de réintroduction, c'est aussi l'exposition au plomb qui est suspectée d'être responsable du développement lent d'une population pérenne de Gypaètes barbus dans les Alpes à partir d'individus élevés en captivité (FREY H., International Symposium on lead poisoning 28/09/2015 Annecy, France).

## B. Prélèvements et seuils de toxicité

Selon les études, différentes matrices biologiques sont utilisées pour déterminer des teneurs en plomb, notamment le sang, le foie, les reins, les os et/ou les plumes. L'adaptation de la matrice aux conditions d'études ainsi que les limites et les intérêts de chacune seront discutés dans les paragraphes suivants, ainsi que les seuils de toxicité définissant l'absence de toxicité, une exposition élevée associée à des effets subcliniques ou une intoxication accompagnée de signes cliniques.

### i. Sang

La mesure de la plombémie, usuellement exprimée en  $\mu\text{g/L}$  en Europe, est utilisée chez des Oiseaux vivants notamment lors de captures visant à obtenir le statut d'individus sauvages vis à vis du plomb (PAIN et al., 1997 ; GARCIA-FERNANDEZ et al., 2005) ou pour assurer des suivis soit lors d'expériences (REDIG et al., 1991 ; PATTEE et al., 2006), soit lors de contrôles de la plombémie après le traitement et durant la convalescence d'un individu intoxiqué par le plomb (WYNNE et STRINGFIELD, 2007 ; NAIDOO et al., 2012). La plombémie est classiquement mesurée sur du sang total sous forme non coagulée, préalablement récolté dans un tube pourvu d'un anti-coagulant, de l'éthylène diamine tétra-acétique (EDTA) en général. Une alternative existe sous la forme d'un support de prélèvement en papier buvard qu'il suffit d'imprégner de sang (LEHNER et al., 2013). L'avantage de cette technique est qu'elle ne nécessite qu'une faible quantité de sang (60  $\mu\text{L}$ ), un intérêt indéniable pour étudier des rapaces de petite taille. C'est cette technique qui a été choisi pour l'étude présentée en troisième partie.

Le temps de demi-vie du plomb dans le sang est compris entre 31 et 41 jours d'après une étude de cinétique chez l'Homme (RABINOWITZ et al., 1976) qui fait consensus dans le domaine vétérinaire. La mesure de la plombémie révèle donc l'historique récent de l'individu en matière d'exposition au plomb. D'après FRANSON, 1996, une plombémie inférieure à 200  $\mu\text{g/L}$  est sans conséquence pour l'individu est n'est que le reflet d'un bruit de fond environnemental. Une plombémie comprise entre 200  $\mu\text{g/L}$  et 500  $\mu\text{g/L}$  est révélatrice d'une exposition élevée au plomb pour laquelle les rapaces sont susceptibles de souffrir d'effets subcliniques. Enfin une plombémie supérieure à 500  $\mu\text{g/L}$  est diagnostique d'une intoxication clinique par le plomb avec des effets avérés sur la santé de l'individu.

Le seuil d'intoxication clinique de 500  $\mu\text{g/L}$  est reconnu est utilisé pour conforter les symptômes observés. Mais le seuil de 200  $\mu\text{g/L}$  qui définit la limite supérieure de plombémie liée à un bruit de fond environnemental est remis en cause par certains auteurs (CHURCH et al., 2006 ; WALTERS et al., 2010). En effet, des mesures de plombémies réalisées dans le cadre du programme de sauvegarde du Condor de Californie ont permis de mettre en évidence des plombémies particulièrement faibles, de l'ordre de 37  $\mu\text{g/L}$  en moyenne (CHURCH et al., 2006), chez des individus maintenus en captivité dans un milieu indemne de source de plomb avant d'être relâchés. Les auteurs supposent qu'il est possible d'abaisser ce seuil car suite à des mesures législatives interdisant le plomb dans les carburants et les peintures, ce dernier est moins présent dans notre environnement. Toujours dans le cadre de la surveillance de la fragile population sauvage de Condor de Californie, WALTERS et al., 2010, proposent d'abaisser ce seuil à 100  $\mu\text{g/L}$  en raison d'une part, des incertitudes qui subsistent sur les effets chroniques du plomb à faible niveau chez des Oiseaux à longue durée de vie (CADE, 2007) et d'autre part car à partir de 100  $\mu\text{g/L}$ , le plomb est connu pour avoir des répercussions sur la santé de l'enfant chez l'Homme et pour réduire

l'activité enzymatique de l'ALAD (VIALA, 2005). C'est aussi à partir de ce seuil de plombémie de 100 µg/L que VALLVERDU-COLL et al., 2015 ont observé un poids plus faible et une diminution de la survie chez des oisillons de Canards colverts exposés au plomb par rapport à des oisillons de la même population mais non exposés au plomb.

## ii. Foie et reins

A partir du sang, un équilibre s'établit rapidement avec les tissus mous comme le foie et les reins et le temps de demi-vie du plomb dans ces organes est évalué entre 30 et 55 jours (RABINOWITZ et al., 1976). De même que le sang, le dosage du plomb dans ces organes témoigne donc d'une exposition récente. Lors des études post-mortem visant à connaître la part des rapaces exposés voire intoxiqués parmi un ensemble d'individus décédés, le plomb est usuellement dosé dans ces organes (HELANDER et al., 2009 ; BERNY et al., 2015), les résultats sont exprimés en µg/g de poids sec afin de s'affranchir de l'erreur inhérente à la variation du taux d'humidité des organes. Les seuils présentés par la suite seront exprimés en µg/g de poids sec. Cependant il est important de noter que suite à l'évolution des techniques de dosage, de nombreux laboratoires l'expriment aujourd'hui en µg/g de poids frais.

Les seuils largement utilisés dans les études sont ceux définis par PAIN et al., 1995. Une teneur en plomb inférieure 6 µg/g est imputée à un bruit de fond environnemental, de 6 µg/g à 20 µg/g cela traduit une exposition élevée au plomb et des teneurs supérieures à 20 µg/g signent une intoxication clinique.

## iii. Os

Les os constituent un compartiment où le temps de demi-vie du plomb est très élevé, plusieurs années selon RABINOWITZ et al., 1976. Ils permettent ainsi d'obtenir un indice d'exposition chronique au plomb. De même que pour le foie et les reins, les teneurs en plomb dans les os sont exprimées en µg/g de poids sec.

Des teneurs en plomb inférieures à 10 µg/g traduisent un bruit de fond environnemental, si elles sont comprises entre 10 µg/g et 20 µg/g cela est en faveur d'une exposition élevée au plomb, et l'intoxication est révélée par des teneurs dépassant le seuil de 20 µg/g (FRANSON, 1996).

La plupart du temps, le nom de l'os utilisé pour l'analyse n'est pas précisé par les auteurs. Cependant, MATEO et al., 2003, ont mis en évidence une corrélation significative entre les teneurs en plomb du fémur et celles de l'humérus chez la Buse variable (*Buteo buteo*), il s'agit de la seule étude chez les rapaces. Mais d'éventuelles différences ont aussi été évaluées entre radius, ulna, humérus, fémur et tibia chez l'Eider à duvet (*Somateria mollissima*) et entre radius-ulna, fémur et tibia chez la Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*) par ETHIER et al., 2007, qui n'ont pas mis en évidence de différences significatives entre les teneurs en plomb des différents os analysés.

L'interprétation des teneurs en plomb dans les os est plus complexe que pour le sang, le foie ou les reins du fait de l'accumulation progressive de plomb dans les os durant la vie de l'individu et de son temps de demi-vie élevé dans ce compartiment. En effet, un résultat élevée est révélateur d'une intoxication chronique mais un résultat faible est difficilement interprétable dans la mesure où

l'individu a pu décéder suite à une intoxication aiguë par le plomb qui n'a pas laissé le temps à un équilibre de se mettre en place avec le compartiment osseux. Le dosage du plomb dans les os est plus facilement interprétable en relation avec le dosage du plomb dans le foie ou les reins que seul. Ainsi, une teneur en plomb élevée dans les os associée à une teneur faible en plomb dans le foie témoigne d'une intoxication chronique. En revanche, une teneur faible en plomb dans les os associée à une teneur élevée en plomb dans le foie est en faveur d'une intoxication aiguë (MARTIN et al., 2008). Le fait de coupler les dosages entre foie (ou reins) et os permet d'obtenir des informations plus amples sur le mode d'exposition au plomb de l'individu étudié.

Compte tenu des seuils présentés précédemment, le Tableau III ci-dessous liste les analyses de plomb qui ont été effectués chez les rapaces du Tableau I afin de pouvoir apprécier la situation de ces individus vis à vis des seuils de toxicité.

**Tableau III.** Récapitulatif des dosages effectués dans le cadre de la prise en charge des cas d'intoxication cliniques (Tableau I).

Etude	Espèce	Sang	Foie (poids sec)	Reins (poids sec)	Os (poids sec)
LOCKE et al., 1969	Condor des Andes ( <i>Vultur gryphus</i> )		114 µg/g		
BENSON et al., 1974	Faucon crécerelle d'Amérique ( <i>Falco sparverius</i> )		17,4 µg/g		
JANSSEN et al., 1986	Condor de Californie ( <i>Gymnogyps californianus</i> )	1800 µg/L	105 µg/g		
			69 µg/g		
GILL et LANGELIER, 1994	Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> )		95,7 µg/g	82,5 µg/g	
MATEO et al., 1997	Vautour fauve ( <i>Gyps fulvus</i> )		52 µg/g		
PLATT et al., 1999	Urubu à tête rouge ( <i>Cathartes aura</i> )	2770 µg/L			
MATEO et al., 2003	Milan royal ( <i>Milvus milvus</i> )				38,34 µg/g
WYNNE et STRINGFIELD, 2007	Condor de Californie ( <i>Gymnogyps californianus</i> )	2914 µg/L			



## iv. Plumes

L'idée de pouvoir utiliser les plumes pour pouvoir évaluer l'exposition d'un rapace au plomb est particulièrement attrayante car cela constitue un prélèvement minimalement invasif et donc potentiellement moins stressant qu'une prise de sang pour un animal sauvage. Le plomb présent dans le sang est en effet intégré à la plume au cours de son développement, l'analyse de la plume fournit donc une image de l'exposition de l'individu au plomb durant la phase de croissance de la plume. Cette méthode a été utilisée par LAMBERTUCCI et al., 2011 afin de connaître le statut d'exposition au plomb d'une population de Condors des Andes dans son milieu naturel en Argentine.

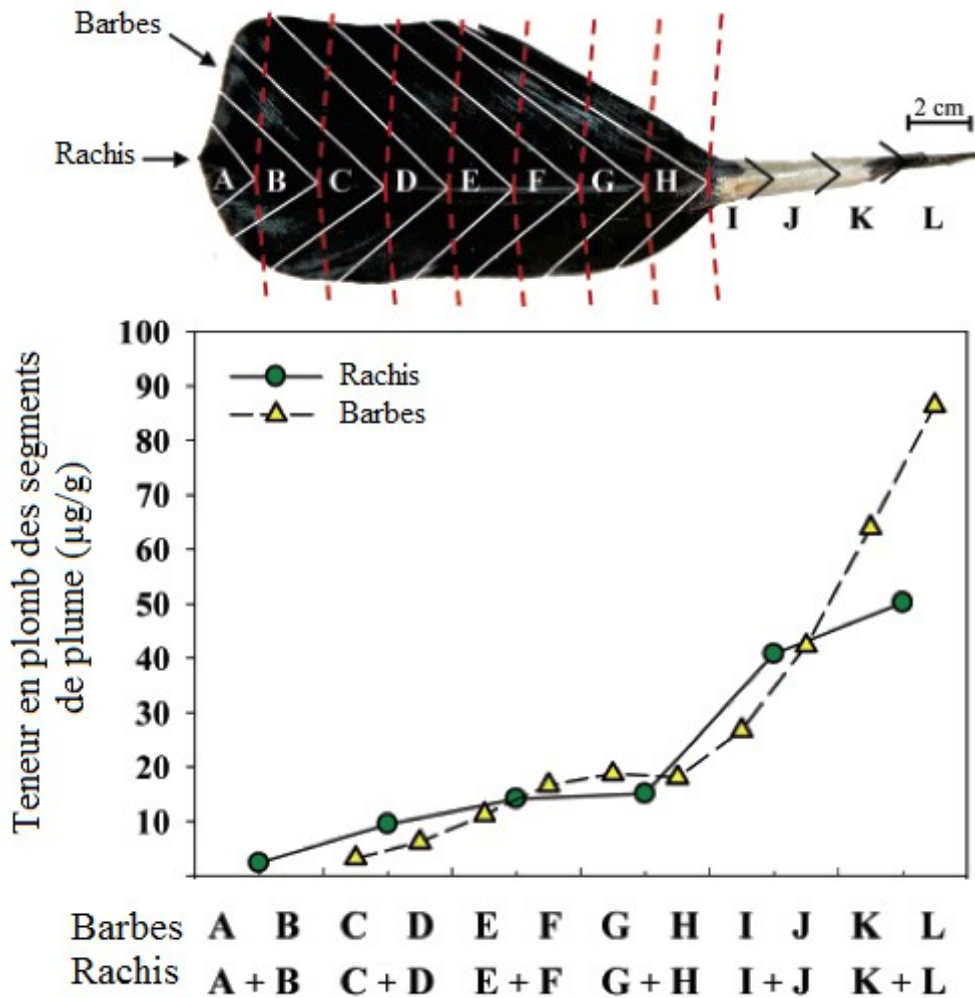
Un seuil a été fixé à 4 µg/g lors d'une étude d'exposition expérimentale au plomb chez le Goéland argenté et permet simplement une dichotomie entre non exposé et exposé (BURGER et GOCHFELD, 1994).

Concernant l'interprétation de l'analyse des prélèvements, la possibilité d'une contamination exogène est rapportée par PAIN et al., 2005, mais cette étude a été réalisée dans un cadre particulier de dosage du plomb dans les plumes d'Aigles ibériques (*Aquila adalberti*) naturalisés appartenant à une collection de muséum. Pour s'affranchir du biais lié à un dépôt externe de plomb au niveau des plumes car les techniques de nettoyage des plumes avant analyse ne sont pas infaillibles, CARDIEL et al., 2011 ont couplé le dosage du plomb avec celui de l'aluminium dans les plumes chez des rapaces. En effet cet élément est très peu absorbé au niveau intestinal et de ce fait pourrait constituer un indicateur d'une contamination externe des plumes d'origine environnemental. Ces analyses ont été effectuées au niveau des barbes et du rachis des plumes (schéma d'une plume en Figure 4), les barbes constituant une plus grande surface que le rachis elles sont supposées être plus sensibles à une contamination externe que le rachis. Les analyses couplées ont montré que l'aluminium est systématiquement non détectable dans les rachis et qu'il existe une corrélation au niveau des barbes entre la teneur en plomb et la teneur en aluminium. Pourtant l'analyse des teneurs en plomb du rachis et des barbes des plumes de Condors de Californie par CHURCH et al., 2006 met en évidence des teneurs similaires dans ces deux éléments. De plus une exception concerne l'analyse du plomb dans les plumes d'oisillons qui a montré des résultats pertinents (BURGER et GOCHFELD, 1994). Ces résultats recevables dans ce cas particulier seraient dus au fait qu'il s'agit de plumes récentes qui n'ont pas eu le temps d'être contaminées via le milieu extérieur. En ce qui concerne l'analyse de plumes d'adultes, et plus particulièrement de plumes totalement développées, CARDIEL et al., 2011 considèrent que l'analyse du rachis de la plume est plus pertinent que l'analyse des barbes pour le plomb et ils fixent un seuil d'exposition à 1,5 µg/g car le rachis représenterait véritablement le plomb circulant dans l'organisme au moment de la croissance de la plume. Cependant ils insistent sur le fait que les auteurs d'études utilisant les plumes pour évaluer l'exposition au plomb par voie orale chez les rapaces doivent s'interroger sur l'environnement dans lequel l'étude a lieu. S'il s'agit d'une région où l'environnement est susceptible d'être pollué par du plomb (activités industrielles ou mines de plomb) alors l'analyse des barbes sera biaisées par cette contamination externe des plumes, il est alors plus prudent d'utiliser les rachis des plumes, en revanche s'il n'y a pas de sources de plomb diffuses susceptibles d'avoir polluées la région d'étude alors l'analyse des plumes entières est acceptable.

DEBEN et al., 2012, ont utilisés des plumes de couverture afin de doser le plomb chez l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*) et la Chouette hulotte (*Strix aluco*), mais les résultats se sont avérés décevants et difficilement interprétables. Lors d'une étude où les teneurs en plomb de foie, des reins et des plumes ont été mesurées, CASTRO et al., 2011 ont mis en évidence une corrélation significative entre les teneurs en plomb hépatiques et celles des plumes chez la Buse variable. Cependant le coefficient de corrélation est jugé trop faible par les auteurs pour que cette

corrélation puisse être utilisée. En revanche, une corrélation significative entre la plombémie et la teneur en plomb des plumes a été mise en évidence chez l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) par HARMATA et RESTANI, 2013. Il est, de plus, nécessaire de tenir compte de la mue annuelle complète du plumage (GEROUDET, 2013 p. 27 et p. 322) car des plumes prélevées chez plusieurs individus peuvent ne pas avoir le même âge, ce qui rend les comparaisons délicates.

Il semble certes possible d'utiliser le dosage de plomb dans les plumes afin de déterminer simplement l'exposition des individus comme cela a été fait pour le Condor des Andes (LAMBERTUCCI et al., 2011) mais CHURCH et al., 2006 et FINKELSTEIN et al., 2010 ont utilisé le fait que le plomb soit incorporé dans la plume au fur et à mesure de sa croissance pour développer une analyse plus poussée que le simple dosage du plomb dans une plume entière, l'analyse séquentielle de plume. Cela consiste à analyser la teneur en plomb des segments de plumes et en connaissant la vitesse moyenne de croissance de la plume, il est alors possible d'établir un véritable historique de l'exposition au plomb de l'individu sur le temps de croissance de la plume. L'analyse séquentielle de plume permet ainsi de connaître l'exposition au plomb d'un individu sur une période comprise entre 80 et 100 jours précédant le prélèvement alors qu'une mesure de plombémie n'est que le reflet d'une exposition très récente et ne permet pas d'obtenir un tel historique (Figure 4).



**Figure 4.** Résultats d'une analyse séquentielle de plume chez un Condor de Californie. Le rachis et les barbes de la plume sont analysés séparément. Les lignes en pointillés rouges représentent les lignes de croissance isochrones de la plume. Cette plume, prélevée sur un individu décédé, suggère une intoxication aiguë par le plomb qui a été confirmée par l'analyse des teneurs en plomb du foie et des reins (adapté d'après CHURCH et al., 2006).

L'ensemble des seuils de toxicité relatifs à l'intoxication par le plomb chez les rapaces discutés précédemment sont résumés dans le Tableau IV suivant.

**Tableau IV.** Récapitulatif des seuils de toxicité du plomb (les teneurs pour le foie, les reins, les os et les plumes sont exprimées par gramme de poids sec d'organe considéré).

Prélèvement	Exposition environnementale présumée sans conséquences	1 <sup>er</sup> seuil	Exposition élevée associée à des effets subcliniques	2 <sup>nd</sup> seuil	Intoxication clinique
Sang		200 µg/L		500 µg/L	
Foie ou reins		6 µg/g		20 µg/g	
Os		10 µg/g		20 µg/g	
Plumes		4 µg/g		-	

## C. Voies d'intoxication

La voie orale d'intoxication par le plomb est celle qui fait actuellement consensus pour les rapaces (LOCKE et THOMAS, 1996 ; REDIG et ARENT, 2008 ; PAIN et al., 2009). Elle est supportée par le fait que la radiographie (JANSSEN et al., 1986 ; MATEO et al., 1997 ; SAMOUR et al., 2005) ou l'autopsie (LOCKE et al., 1969 ; JANSSEN et al., 1986 ; GILL et LANGELIER, 1994) permettent régulièrement de mettre en évidence des fragments de plomb dans le tractus digestif d'individus intoxiqués par le plomb. C'est par la voie orale que sont reproduites la quasi-totalité des expositions expérimentales par le plomb (*cf* paragraphe Etudes expérimentales p. 22). Toutefois, il arrive qu'un rapace intoxiqué par le plomb présente à la radiographie des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions enkystés dans l'organisme qui sont mentionnés par les auteurs mais sont considérés comme sans importance significative dans le cadre de l'intoxication (JANSSEN et al., 1986 ; PLATT et al., 1999).

Nous ferons le point sur l'intoxication par le plomb par voie orale puis le cas des munitions enkystées dans l'organisme sera discuté.

### i. Voie orale

#### a) Particularités gastro-entérologiques des rapaces en lien avec l'intoxication par le plomb

Les rapaces sont en grande majorité des carnivores (GEROUDET, 2013 p. 30-31 et p. 324) bien que la consommation d'Insectes ou d'invertébrés puisse constituer une part non négligeable de l'alimentation de certains petits rapaces comme le Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) ou le Hibou petit duc (*Otus scops*) (GEROUDET, 2013 p. 311 et p. 367) ou son intégralité dans le cas d'espèces spécialisées comme la Bondrée apivore (*Pernis apivorus*) (GENSBOL, 2014 p. 47).

Relativement à la taille du rapace, les petites proies sont avalées entières alors que les plus grosses sont découpées avant d'être ingurgitées. Le jabot consiste en un simple élargissement de l'œsophage chez les rapaces diurnes et il est absent chez les rapaces nocturnes. Les aliments transitent ensuite par le proventricule, qui est l'organe de production des sécrétions digestives, puis les aliments seront digérés dans le gésier (DUKE, 1997). La musculature du gésier est peu développée chez les rapaces car leur digestion est essentiellement chimique (MURRAY, 2014). La digestion a lieu dans un milieu particulièrement acide dont les pH sont compris entre 1,6 et 2,35 (DUKE et al., 1975) qui est favorable à la digestion des protéines mais qui rend les rapaces sensibles à l'intoxication par le plomb qui, une fois ingéré sous forme métallique subit des réactions chimiques à l'origine de la mise en solution dans le contenu gastrique d'ions plomb ( $Pb^{2+}$ ) qui seront par la suite absorbés au niveau de l'intestin et responsables des effets toxiques (MYKKANEN et WASSERMAN, 1981).

Les rapaces présentent la particularité de produire des pelotes de réjection qui contiennent l'ensemble des éléments non digérés de leur alimentation, c'est à dire les poils, les os et les plumes (GEROUDET, 2013 p. 30-31 et p. 324). Il serait légitime de penser que la régurgitation protège dans une certaine mesure les rapaces de la dissolution du plomb, d'autant plus que des plombs sont

classiquement retrouvés dans les pelotes de réjection (PAIN et al., 1993 ; PAIN et al., 1997 ; MATEO et al., 1999). Cependant, il a été montré chez le Pygargue à tête blanche que malgré la régurgitation, les individus succombaient à une intoxication par le plomb en cas d'expositions répétées et que les individus cessaient de régurgiter en phase clinique de l'intoxication par le plomb, en lien avec les effets du plomb sur le tractus digestif (PATTEE et al., 1981).

## b) Influence du calcium alimentaire sur l'absorption intestinale du plomb

Dans la mesure où l'ion calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et l'ion plomb ( $\text{Pb}^{2+}$ ) sont deux ions divalents, des manipulations ont été effectuées afin de mettre en évidence d'éventuelles relations entre leurs toxicocinétiques.

L'absorption du plomb a été suivie chez des poussins (*Gallus gallus domesticus*) soumis à différentes teneurs en calcium dans leur ration (MYKKANEN et WASSERMAN, 1981). Les auteurs ont constaté qu'en cas de déficit alimentaire en calcium, le transfert du plomb depuis l'intestin vers l'organisme est augmenté en comparaison avec une alimentation sans déficit en calcium. Cela serait expliqué par l'augmentation du nombre de protéines de transport du calcium (la CaBP pour Calcium Binding Protein) stimulée par la faible calcémie. Toutefois, les conclusions doivent être considérées avec précaution en ce qui concerne l'interaction exacte entre les ions calcium et les ions plomb car lors de l'augmentation de la teneur en plomb dans l'alimentation les résultats ne montrent pas une réduction de l'absorption du calcium, et lors de l'augmentation de la teneur en calcium dans l'alimentation les résultats ne montrent pas une réduction de l'absorption du plomb. Le seul effet mis en évidence concerne donc l'absorption accrue du plomb dans le contexte d'une carence en calcium.

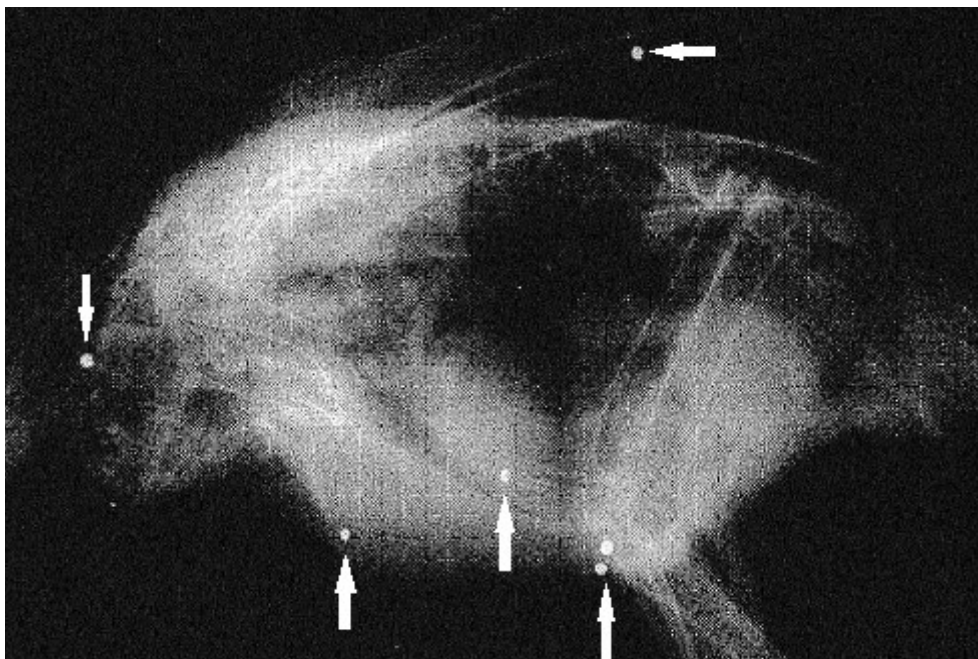
Un constat similaire a été réalisé chez le Diamant mandarin et chez la Tourterelle domestique (*Streptopelia risoria*) par (SCHEUHAMMER, 1996). Chez le Diamant mandarin les dosages montrent des teneurs en plomb dans le foie, les reins et les os quatre à six fois plus élevées dans le groupe exposé au plomb et carencé en calcium que dans le groupe non carencé en calcium et exposé au plomb. Ces résultats chez le Diamant mandarin ont été corroborés par l'étude de SNOEIJIS et al., 2005. Chez la Tourterelle domestique l'étude s'est focalisée sur des individus en reproduction. De la même manière, les individus exposés au plomb et carencés en calcium présentent des teneurs en plomb plus importantes que les individus non carencés en calcium et exposés au plomb. De plus, les femelles exposées au plomb et carencées en calcium présentent les plus fortes diminutions d'activité enzymatique de l'ALAD signant une absorption élevée de plomb. Ce qui serait lié à la faible calcémie due à l'apport réduit en calcium, rejoignant ainsi l'hypothèse de MYKKANEN et WASSERMAN, 1981, exacerbée par la demande en calcium générée par la production des œufs.

Se pose la question du caractère transposable de cette étude aux rapaces. Si tel est le cas il s'avère qu'une carence en calcium dans l'alimentation et particulièrement si celle-ci survient en période de ponte accroîtrait la sensibilité du rapace à une exposition au plomb.

Suite à ces expériences, le constat souligné par SCHEUHAMMER, 1996 concerne les études qui mettent en place des expositions expérimentales au plomb. En effet, si les individus exposés expérimentalement sont par ailleurs nourris avec un aliment équilibré en calcium, cela n'est pas représentatif de l'alimentation d'un individu dans la nature qui est susceptible de souffrir de carences en calcium et cela conduirait de ce fait à sous estimer l'effet du plomb dans le cadre du laboratoire par rapport à l'environnement naturel de l'espèce étudiée.

## ii. Diffusion à partir de plomb enkysté dans l'organisme

Chez des rapaces blessés présentés à des vétérinaires ou à des Centres de sauvegarde de la faune sauvage, il arrive de constater fortuitement à l'occasion d'une radiographie que l'individu pris en charge a des plombs et/ou des fragments de munitions enkystés dans l'organisme. Le cas de l'Urubu à tête rouge sur la radiographie duquel sont visibles six éléments sphériques de radio-opacité métallique qui sont vraisemblablement des plombs de chasse (Figure 5) présenté par PLATT et al., 1999 en est un exemple mais, bien que cet individu ait été diagnostiqué comme atteint d'une intoxication par le plomb, son état a été prioritairement attribué à des fragments de munitions à base de plomb qu'il aurait accidentellement ingérés avec son alimentation, ce qui compte tenu de son caractère strictement charognard est recevable. Il en a été de même pour un cas d'intoxication par le plomb chez un Condor de Californie qui présentait huit fragments de munitions enkystés dans l'organisme (JANSSEN et al., 1986).



**Figure 5.** Radiographie de l'Urubu à tête rouge pris en charge par PLATT et al., 1999. Les flèches indiquent la localisation des 6 projectiles (adapté d'après PLATT et al., 1999).

Il semble généralement acquis que les munitions enkystées, du moins en ce qui concerne les rapaces, ne représentent pas un risque d'intoxication pour l'individu en question. L'argument avancé est que le plomb métallique enkysté n'est pas soumis à des conditions chimiques qui permettent sa dissolution contrairement au milieu gastrique des rapaces qui est particulièrement favorable à la dissolution du plomb métallique (KENDALL et al., 1996 ; DE FRANCISCO et al., 2003).

Afin d'explorer les effets du plomb enkysté dans un muscle, SANDERSON et al., 1998 ont inséré chirurgicalement des billes de plomb dans les muscles pectoraux de Canards colverts. Les individus ont été suivis et la moitié a été euthanasiée au bout de 185 jours et l'autre moitié au bout de 365 jours. Au cours de l'expérience les auteurs n'ont pas mis en évidence de différence d'hématocrite. A l'autopsie les billes de plombs sont décrites comme d'aspect et de masse inchangés par rapport à leur état initial au moment de l'insertion chirurgicale et elles sont entourées d'une

capsule de tissus conjonctif. Les dosages de plomb tissulaire n'ont pas montré de différences significatives. Les auteurs concluent que cette manipulation n'est pas en faveur d'une diffusion du plomb vers l'organisme à partir du plomb métallique inséré mais que de subtils changements biochimiques ne sont pas exclus. C'est la capsule de tissu conjonctif observée lors des autopsies qui serait responsable de l'isolement du plomb et par la suite protégerait l'individu de la diffusion du plomb dans l'organisme. La méthode utilisée dans cette étude est sujette aux critiques suivantes, d'une part les billes de plomb ont été insérées uniquement dans les muscles or un individu qui présente des fragments de munition enkystés dans l'organisme suite à une blessure par arme à feu a pu être atteint à d'autres endroits que les muscles, et d'autre part bien que les auteurs signalent que les billes de plomb n'ont pas été préalablement stérilisées afin de mimer des projectiles, l'insertion chirurgicale sous-entend que l'inflammation locale autour des billes de plomb a été bien moindre que ce qui est raisonnablement envisageable pour un projectile issu d'une arme à feu. Les questions de la localisation du plomb enkysté dans l'organisme et de l'inflammation locale autour du projectile restent donc ouvertes quant à leur possible implication dans la diffusion de plomb métallique enkysté.

A l'occasion de programmes de capture et de marquage de la Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) GUILLEMAIN et al., 2007 ont étudié les radiographies des individus capturés afin d'examiner l'incidence sur la survie de la présence de plombs de chasse dans le gésier ou enkystés dans l'organisme. Ils ont remarqué que la présence de plomb de chasse dans le gésier a un impact négatif sur la survie et ce à partir de la présence d'un seul plomb. En revanche la prévalence de plombs de chasse enkystés dans l'organisme tend à augmenter avec l'âge des individus, ce qui pousse les auteurs à conclure que les plombs de chasse enkystés dans l'organisme des Sarcelles d'hiver n'ont pas d'effet négatif sur leur survie mais rien dans cette étude ne permet d'exclure une meilleure survie des individus indemnes de plombs de chasse enkystés dans l'organisme. Un constat similaire émane de l'étude réalisée par NEWTH et al., 2011 qui ont profité des campagnes de bagage du Cygne de Bewick (*Cygnus columbianus bewickii*) et du Cygne chanteur (*Cygnus cygnus*) pour évaluer leur état corporel et pour les radiographier à la recherche de plombs de chasse enkystés dans leur organisme. La prévalence des individus présentant un ou plusieurs plomb(s) de chasse enkysté(s) visible(s) à la radiographie est de 31,2 % pour le Cygne de Bewick et de 13,6 % pour le Cygne chanteur. La présence ou l'absence de plomb enkysté n'est pas significativement associée à l'état corporel des individus, de même que le nombre de plombs enkystés. Cependant, ces deux espèces de Cygnes étant migratrices et les captures ayant lieu dans la zone d'hivernage, il existe un biais dû au fait que les individus qui souffriraient d'une exposition à faible niveau au plomb en raison des plombs de chasse enkystés dans leur organisme seraient probablement moins aptes à réussir leur migration que les individus en bonne santé.

Toutefois, il existe des études en contradiction avec les deux précédentes quant à l'impact de plombs et/ou de fragments de munitions enkystés dans l'organisme sur la santé et la survie des Oiseaux (TAVECCHIA et al., 2001 ; MERKEL et al., 2006). Contrairement à NEWTH et al., 2011, MERKEL et al., 2006 ont montré chez l'Eider à duvet que les juvéniles avec un ou plusieurs plomb(s) de chasse enkysté(s) dans l'organisme avaient un état corporel inférieur aux individus de la même classe d'âge mais indemnes de plomb(s) enkysté(s) mais cette différence d'état corporel n'a pas été constaté chez les individus ayant dépassé le stade de juvénile. Selon TAVECCHIA et al., 2001 chez le Canard colvert la diminution dans le taux de survie intervient à partir de deux plombs contenu dans le gésier, ce qui est en contradiction avec les observations de GUILLEMAIN et al., 2007 pour qui la survie était diminuée dès qu'un plomb était présent dans le gésier chez la Sarcelle d'hiver. La comparaison de TAVECCHIA et al., 2001 a donc porté sur un premier groupe d'individus avec un ou plusieurs plomb(s) de chasse enkysté(s) dans l'organisme et zéro ou un plomb présent dans le gésier un second groupe d'individus sans plomb enkysté dans l'organisme et zéro ou un plomb présent dans le gésier afin que la comparaison soit le reflet d'un potentiel effet des

plombs enkystés et non des plombs présents dans le gésier. Et cette comparaison a mis en évidence une diminution de la survie chez les individus avec un ou plusieurs plomb(s) de chasse enkysté(s) dans l'organisme et zéro ou un plomb présent dans le gésier.

Bien que ces deux études se soient intéressées à la survie des individus avec des munitions enkystées dans l'organisme par rapport aux individus indemnes, comme aucune détermination de teneur en plomb n'a été effectuée, l'hypothèse explicative des auteurs concerne l'aspect handicapant des séquelles du traumatisme lié à la blessure par arme à feu qui serait à l'origine d'un amoindrissement de la survie de ces individus plus qu'une éventuelle diffusion du plomb depuis les munitions enkystées vers le reste de l'organisme. Mais l'absence de toute donnée expérimentale sur la diffusion du plomb chez ces espèces limite la portée de ces interprétations. Pour établir de manière objective le rôle du plomb en termes de toxicologie des mesures des teneurs en plomb des individus étudiés apparaissent indispensables.

LADOUCEUR et al., 2015 ont précisément analysé la question des fragments de munition enkystés de manière chronique en lien avec des dosages du plomb dans le foie. Cette étude a porté sur 14 individus trouvés décédés d'espèces variées mais notamment des rapaces (six Pygargues à tête blanche, deux Aigles royaux, une Buse pattue (*Buteo lagopus*), une Buse d'Hawaï (*Buteo solitarius*) et un Urubu à tête rouge) pour lesquelles les auteurs se sont assurés que le plomb ou fragment de munition enkysté était bien le résultat d'une blessure ancienne en recherchant notamment des traces d'hémorragies. Les analyses toxicologiques des foies révèlent qu'un Pygargue à tête blanche avait une teneur en plomb mortelle et qu'un Aigle royal avait une teneur en plomb révélatrice d'une intoxication clinique par le plomb. Les auteurs retiennent ces deux cas dans la discussion et, bien qu'ils reconnaissent ne pas pouvoir écarter une diffusion du plomb des munitions enkystées, ils attribuent prioritairement ces taux de plomb élevés à une exposition par voie orale qui est reconnue chez ces deux espèces à tendance charognarde avec éventuellement une contribution du plomb enkysté. Il est intéressant de remarquer que la teneur hépatique en plomb de l'Urubu à tête rouge se trouve dans l'intervalle des valeurs témoignant d'une exposition au plomb associée à des effets subcliniques. En tenant compte uniquement des rapaces, cela porte à 3 sur 11 le nombre d'individus qui dépassent le seuil de teneur en plomb dans le foie considéré comme sans risque et un Aigle royal s'en rapproche fortement. Ce qui apparaît non négligeable, même si l'échantillon est petit et souffre de l'absence de point de comparaison avec des rapaces du même environnement mais sans plomb enkysté dans l'organisme. De plus, contrairement à SANDERSON et al., 1998 qui avaient observé une encapsulation systématique des billes de plomb par du tissu conjonctif, une telle capsule n'a été observée que dans 3 cas sur 12 de plombs situés dans des tissus mous au cours de cette étude (LADOUCEUR et al., 2015). Ainsi ces différences de réactions du tissu adjacent en fonction du mode d'insertion du plomb pourraient constituer un biais dans les études s'intéressant aux effets du plomb à partir de plomb métallique inséré chirurgicalement.

Par ailleurs lors de radiographies et de dosage de plomb tissulaires réalisés dans le cadre d'une étude de mortalité chez les rapaces (BERNY et al., 2015), il a été mis en évidence que les individus qui présentent des plombs et/ou des fragments de munition enkystés dans l'organisme visibles à la radiographie avaient des teneurs en plomb dans le foie et les reins significativement plus élevées que les individus indemnes de plomb enkysté.

C'est ce mode d'exposition lié à la diffusion de plombs et/ou de fragments de munitions enkystés dans l'organisme dont l'existence demeure équivoque qui fait l'objet de l'étude de plombémie chez des rapaces dont les résultats sont exposés en troisième partie. Dans cette troisième partie, les observations concernant les implications toxicologiques du plomb enkysté chez les Mammifères, et notamment chez l'Homme, seront discutées car elles sont plus nuancées que pour les Oiseaux.



## II. Sources identifiées de plomb chez les Oiseaux

Le tableau suivant regroupe les études qui ont mis en évidence des expositions et/ou des intoxications par plomb au sein de populations de diverses espèces de rapaces sauvages dans leur environnement naturel dans de nombreux pays (Tableau V). L'intoxication par le plomb chez les rapaces étant majoritairement attribuée à l'ingestion de plomb, ces auteurs se sont efforcés d'identifier quelle était la source de plomb à l'origine des expositions et des intoxications révélées par leurs travaux.

**Tableau V.** Revue de la littérature des cas rapportés d'exposition et/ou d'intoxication par le plomb chez différentes espèces de rapaces dans leur environnement naturel.

Espèce	Pays	Etude
Aigle ibérique ( <i>Aquila adalberti</i> )	Espagne	PAIN et al., 2005
Aigle royal ( <i>Aquila chrysaetos</i> )	Etats Unis	KRAMER et REDIG, 1997
	Canada	WAYLAND et BOLLINGER, 1999
	Allemagne, Autriche et Suisse	KENNTNER et al., 2007
	Etats Unis	HARMATA et RESTANI, 2013
	Suisse	MADRY et al., 2015*
Busard des roseaux ( <i>Circus aeruginosus</i> )	France	PAIN et al., 1993
	France	PAIN et al., 1997
	Espagne	MATEO et al., 1999
Busard de Gould ( <i>Circus approximans</i> )	Nouvelle Zélande	MCLELLAND et al., 2011
Busard Saint Martin ( <i>Circus cyaneus</i> )	Canada	MARTIN et al., 2008
Buse à queue rousse ( <i>Buteo jamaicensis</i> )	Canada	MARTIN et al., 2008
Buse variable ( <i>Buteo buteo</i> )	Royaume Uni	PAIN et al., 1995
	Italie	BATTAGLIA et al., 2005
	Espagne	PEREZ-LOPEZ et al., 2008
Chouette chevêche ( <i>Athene noctua</i> )	Italie	BATTAGLIA et al., 2005
Condor des Andes ( <i>Vultur gryphus</i> )	Argentine	LAMBERTUCCI et al., 2011*

**Tableau V.** Revue de la littérature des cas rapportés d'exposition et/ou d'intoxication par le plomb chez différentes espèces de rapaces dans leur environnement naturel (suite 1/2).

Condor de Californie ( <i>Gymnogyps californianus</i> )	Etats Unis	JANSSEN et al., 1986
	Etats Unis	CHURCH et al., 2006*
	Etats Unis	WYNNE et STRINGFIELD, 2007
	Etats Unis	FINKELSTEIN et al., 2010*
	Etats Unis	RIDEOUT et al., 2012
Epervier de Cooper ( <i>Accipiter cooperii</i> )	Etats Unis	McBRIDE et al., 2004
Faucon crécerelle ( <i>Falco tinnunculus</i> )	Espagne	PEREZ-LOPEZ et al., 2008
Faucon pèlerin ( <i>Falco peregrinus</i> )	Royaume Uni	PAIN et al., 1995
Gypaète barbu ( <i>Gypaetus barbatus</i> )	Espagne et France	HERNANDEZ et MARGALIDA, 2009
Hibou grand duc ( <i>Bubo bubo</i> )	Espagne	MATEO et al., 2003
Hibou grand duc de Virginie ( <i>Bubo virginianus</i> )	Canada	MARTIN et al., 2008
Milan royal ( <i>Milvus milvus</i> )	Espagne	MATEO et al., 2003
	Royaume Uni	PAIN et al., 2007*
	Espagne	CARDIEL et al., 2011
	France	BERNY et al., 2015*
Pygargue à queue blanche ( <i>Haliaeetus albicilla</i> )	Japon	KIM et al., 1999
	Japon	KUROSAWA, 2000
	Allemagne et Autriche	KENNTNER et al., 2001
	Suède	HELANDER et al., 2009*
Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> )	Canada	GILL et LANGELIER, 1994
	Etats Unis	KRAMER et REDIG, 1997
	Canada	WAYLAND et BOLLINGER, 1999
	Canada	MILLER et al., 2001
	Etats Unis	CRUZ-MARTINEZ et al., 2012
	Etats Unis	BEDROSIAN et al., 2012
Pygargue empereur ( <i>Haliaeetus pelagicus</i> )	Japon	KIM et al., 1999
	Japon	KUROSAWA, 2000
Urubu à tête rouge ( <i>Cathartes aura</i> )	Etats Unis	PLATT et al., 1999
	Canada	MARTIN et al., 2008
	Etats Unis	KELLY et JOHNSON, 2011

**Tableau V.** Revue de la littérature des cas rapportés d'exposition et/ou d'intoxication par le plomb chez différentes espèces de rapaces dans leur environnement naturel (suite 2/2).

Vautour fauve ( <i>Gyps fulvus</i> )	Espagne	MATEO et al., 1997
	Espagne	GARCIA-FERNANDEZ et al., 2005
	Espagne	RODRIGUEZ-RAMOS et al., 2009
	Espagne	CARDIEL et al., 2011
	France	BERNY et al., 2015*
	Espagne	ESPIN et al., 2015
Vautour moine ( <i>Aegypius monachus</i> )	Espagne	RODRIGUEZ-RAMOS et al., 2009
Vautour percnoptère ( <i>Neophron percnopterus</i> )	Espagne (continent et Iles Canaries)	GANGOSO et al., 2009
* Utilisation des rapports isotopiques du plomb pour identifier l'origine de l'exposition.		

## A. Munitions à base de plomb

### i. Grenaille de plomb

Les premiers rapports d'intoxication par le plomb chez les Oiseaux concernaient les Anatidés qui sont susceptible d'ingérer des billes de plomb qui se sont déposées au fond des plans d'eau lorsqu'ils recherchent leur nourriture. Ces billes de plomb qui restent ensuite dans le gésier sont à l'origine d'une intoxication (BELLROSE et al., 1959). Du fait de sa dépendance aux grandes roselières des milieux humides pour nicher (GEROUDET, 2013), le Busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) a été l'objet de plusieurs études pour évaluer l'exposition de cette espèce au plomb (PAIN et al., 1993 ; PAIN et al., 1997 ; MATEO et al., 1999). En effet, bien que le Busard des roseaux se nourrisse principalement de Passereaux et de Micro-mammifères, il s'attaque aussi aux Anatidés incapables de voler pendant la période de mue et aux individus affaiblis, or il a été démontré chez certaines espèces que la présence de plomb de chasse enkystés dans l'organisme était susceptible de réduire la survie (TAVECCHIA et al., 2001 ; MERKEL et al., 2006), de plus il lui arrive de se nourrir de cadavres d'Oiseaux non récupérés lors de la chasse (GEROUDET, 2013).

Lors de captures de Busards des roseaux sur deux sites (en Camargue et en Charente Maritime) avec mesures de plombémie et récoltes de pelotes de réjection, PAIN et al., 1993 ont constaté que 32 % et 33 % des individus en fonction du site présentaient des plombémies de niveau subclinique. Une tendance à capturer plus d'individus avec des plombémies élevées en période de chasse qu'en dehors de la période de chasse a été évoquée mais sans pouvoir être prouvée. En revanche, après des radiographies de pelotes de réjection à la recherche d'éléments métalliques, les auteurs ont mis en évidence une augmentation significative du nombre de pelote de réjection contenant au moins un plomb de chasse durant la période de chasse. Lors d'une seconde étude en Charente Maritime (PAIN et al., 1997), une proportion similaire de Busards des roseaux avec des plombémies de niveau subclinique a été mise en évidence (36 %) et l'analyse des pelotes de réjection concorde avec la précédente étude car dix fois plus de pelotes contenant des plombs de

chasse sont retrouvées durant la période de chasse qu'en dehors de cette période. De plus les auteurs ont mis en évidence qu'il y avait significativement plus d'individus avec des plombémies élevées pendant la période de chasse qu'en dehors de cette période. Et en s'intéressant aux oisillons de Busards des roseaux, il s'est avéré que les oisillons avaient des plombémies plus faibles que celles des adultes.

Dans le delta de l'Ebre en Espagne, des constatations en accord avec les études précédentes (PAIN et al., 1993 ; PAIN et al., 1997) en termes de prévalence de Busards des roseaux avec des plombémies élevées ainsi qu'en ce qui concerne les variations saisonnières en matière de plombémies élevées et de prévalence de la présence de plomb de chasse dans les pelotes de réjection en association avec la période de chasse (MATEO et al., 1999).

Avec les résultats de ces études et connaissant les habitudes alimentaires du Busard des roseaux, les auteurs disposaient de tous les éléments pour affirmer que le Busard des roseaux est victime d'une exposition au plomb dont l'origine est la consommation d'Oiseaux blessés ou non récupérés lors de la chasse. Les plombémies plus faibles chez les oisillons que celles mesurées chez les adultes s'expliquent par le fait que les oisillons sont nourris hors période de chasse et avec des proies de petites taille qui ne font pas partie du gibier et ne sont pas contaminées par des munitions de chasse. Les auteurs considèrent que leurs conclusions concernant le risque d'intoxication par le plomb via de la grenaille de plomb enkystée chez du gibier blessé ou dans des cadavres chez le Busard des roseaux s'étendent à tous les rapaces qui chassent dans les milieux humides et particulièrement ceux qui ont des tendances charognardes. Cette extension des conclusions a été mise en évidence par l'analyse des pelotes de réjection chez deux espèces se nourrissant à proximité de marais, le Milan royal et l'Aigle ibérique. Pour ces deux espèces, il y a significativement plus de pelotes de réjection qui contiennent un ou plusieurs plomb(s) de chasse pendant la période de chasse qu'en dehors de cette période, preuve d'une exposition par la grenaille de plomb utilisée pour la chasse aux Anatidés (MATEO et al., 2001).

Après avoir déterminé des teneurs en plomb dans les foies de rapaces trouvés morts au Royaume Uni, PAIN et al., 1995 expliquent les teneurs en plomb hépatiques des intervalles subclinique et clinique chez la Buse variable et le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en se basant sur les caractéristiques biologiques de ces espèces. Ainsi la Buse variable qui est occasionnellement consommatrice de cadavres dont des espèces qui constituent du gibier pour l'Homme (GENSBOL, 2014 p. 131) et le Faucon pèlerin qui est un consommateur exclusif d'Oiseaux vivants dont certains sont chassés par l'Homme (GENSBOL, 2014 p. 192), sont susceptibles d'ingérer des billes de plomb, présentes dans les cadavres dans le cas de la Buse variable et enkysté dans l'organisme d'Oiseaux, ce qui les rend d'ailleurs particulièrement sensibles à la prédation, pour le Faucon pèlerin.

En raison de leur petite taille et de leur omniprésence dans les milieux naturels humides, les billes de plomb utilisées pour la chasse constituent une voie avérée d'intoxication par le plomb mais elles ne permettent pas d'expliquer toutes les expositions mises en évidence. En effet, KENNTNER et al., 2007 ont constaté des cas d'intoxication par le plomb chez des Aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) dans une zone où la chasse avec de la grenaille de plomb n'est pas pratiquée. Et, en supposant que seule la grenaille de plomb soit responsable des expositions observées, WAYLAND et al., 2003 ont évalué l'exposition au plomb chez le Pygargue à tête blanche qui est connu pour se nourrir d'Anatidés en comparaison avec l'Aigle royal qui ne les chasse pas. En théorie, le Pygargue à tête blanche devrait donc être plus touché par l'exposition au plomb que l'Aigle royal. Or les résultats ont montré le contraire et, de plus, les auteurs n'ont pas réussi à mettre en évidence une relation entre la localisation des cas d'intoxication et les zones de chasse aux Anatidés, ce qui oriente vers une autre source d'exposition au plomb chez ces individus. Des auteurs se sont donc concentrés sur une autre source de plomb, toujours en lien avec la chasse.

## ii. Fragments de balles à base de plomb

Lors d'investigations à propos de l'origine du plomb sur des cas individuels d'intoxication, la radiographie ou l'autopsie ont permis de mettre en évidence des fragments de munitions dans le gésier des rapaces étudiés apportant une réponse indéniable quant à la source de plomb et à la voie d'intoxication (JANSSEN et al., 1986 ; GILL et LANGELIER, 1994 ; MATEO et al., 1997 ; KENNTNER et al., 2001). Toutefois il n'est pas toujours possible de mettre en œuvre ce type de moyen lors de l'évaluation de l'exposition au plomb d'une population de rapaces sur le terrain.

De la même manière que les travaux précédents ayant étudié l'exposition au plomb chez le Busard des roseaux, plusieurs études ont montré que le nombre d'individus avec des plombémies élevées était significativement plus élevé pendant la période de chasse qu'en dehors de cette période chez le Pygargue empereur (*Haliaeetus pelagicus*) et le Pygargue à tête blanche (KIM et al., 1999 ; KUROSAWA, 2000), chez le Condor de Californie (GREEN et al., 2009), chez le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) (HERNANDEZ et MARGALIDA, 2009) et chez l'Urubu à tête rouge (KELLY et JOHNSON, 2011). Ceci a permis à ces auteurs de fortement suspecter des fragments de munitions, soit contenu dans du gibier mort et non récupéré, soit contenus dans les viscères du gibier abattu qui sont usuellement laissés sur place, comme la source de plomb à l'origine des plombémies élevées mesurées au cours de leurs travaux supporté de plus par le caractère charognard, total ou partiel, de ces espèces sur les carcasses d'Ongulés.

La même tendance de variation des plombémies en fonction de la saison de chasse a été mise en évidence chez le Grand corbeau (*Corvus corax*) au Canada par LEGAGNEUX et al., 2014 qui ont de plus montré qu'au sein de la saison de chasse, un plus fort taux de plombémies élevées était significativement associé à la pression de chasse au gros gibier. C'est la surveillance des carcasses par vidéo qui a permis aux auteurs d'élargir les résultats du Grand corbeau à deux espèces de rapaces, l'Aigle royal et le Pygargue à tête blanche, des individus de ces deux espèces ayant été observés se nourrissant sur les carcasses d'Ongulés. L'utilisation de caméras a de même permis d'avérer la consommation des carcasses d'Ongulés de montagne par l'Aigle royal dans les Alpes Suisses mettant ainsi en évidence la susceptibilité de ce rapace à l'exposition au plomb (JENNY D., International Symposium on lead poisoning 28/09/2015 Annecy, France).

Dans le cadre d'une étude sur le Pygargue à tête blanche, BEDROSIAN et al., 2012 ont non seulement montré l'association significative entre plombémies élevées et saison de chasse en cohérence avec les études précédentes, mais ils ont aussi fourni des munitions qui ne contiennent pas de plomb dans certaines zones de chasse où se nourrissent les Pygargues à tête blanche, ce qui leur a permis de mettre en évidence que les plombémies élevées chez ces rapaces sont associées à la pression de chasse avec des munitions à base de plomb.

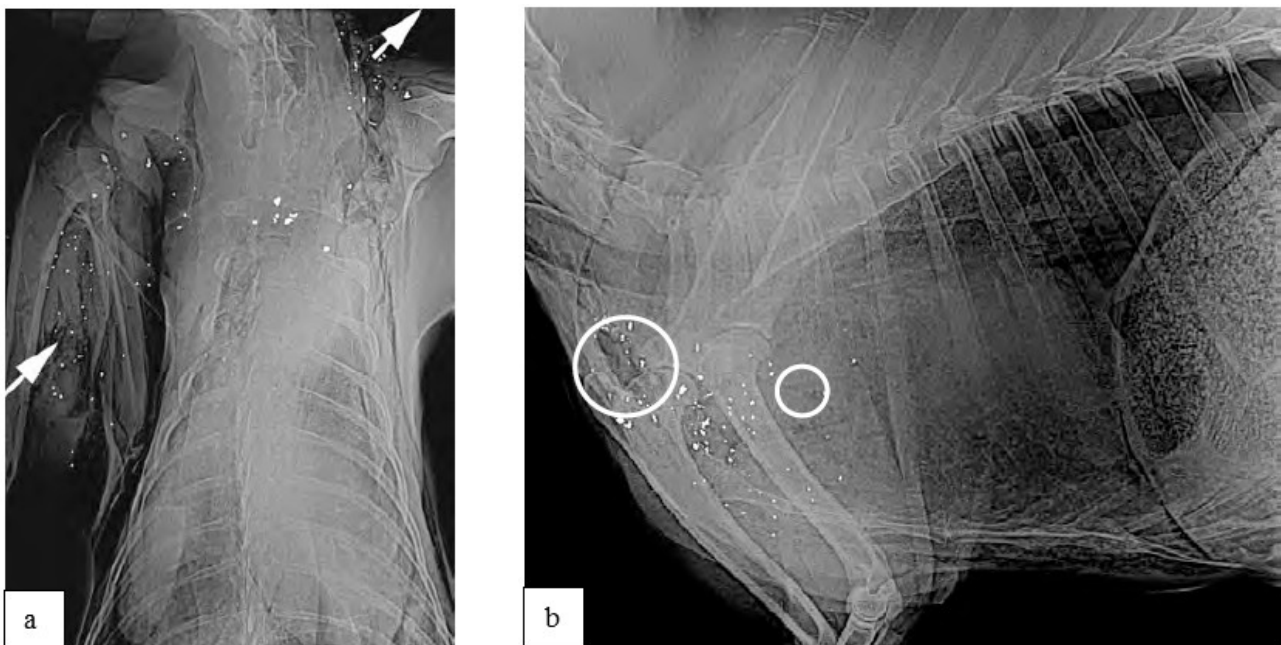
MADRY et al., 2015 ont comparé les teneurs en plomb chez l'Aigle royal dont le comportement charognard est reconnu et qui est donc susceptible d'ingérer des fragments de munitions à base de plomb (GENSBOL, 2014 p. 144) et chez le Hibou grand duc (*Bubo bubo*) pour qui le comportement charognard n'a pas été rapporté (GEROUDET, 2013) et qui n'est donc pas susceptible d'être exposé au plomb via des fragments de munitions présents dans les cadavres de gibier. Les teneurs en plomb dans le foie, les reins et les os de l'Aigle royal sont significativement plus élevées que les teneurs en plomb dans ces mêmes organes chez le Hibou grand duc, ce qui est faveur d'une implication du plomb présent dans les munitions de chasse plutôt que du plomb environnemental qui serait éventuellement accumulé dans la chaîne alimentaire.

Le dosage, non seulement du plomb, mais aussi d'autres éléments comme le zinc, l'argent, l'arsenic, le cadmium, le chrome et le sélénium chez le Condor de Californie ont montré que seul le plomb était présent à des concentrations supérieures au seuil considéré comme toxique (CHURCH

et al., 2006). Ceci, selon les auteurs, plaide en faveur des munitions comme source de plomb dans cette espèce car une exposition à des rejets industriels par exemple s'accompagnerait d'une polycontamination et pas d'une unique élévation de la plombémie.

Toujours chez le Pygargue à tête blanche, CRUZ-MARTINEZ et al., 2012 ont aussi montré l'association des plombémies élevées avec la période de chasse mais ils se sont intéressés en plus aux concentrations en cuivre hépatique chez des individus trouvés morts. Il s'avère que les teneurs élevées en plomb dans le foie sont associées significativement à des teneurs élevées en cuivre dans le foie, or les munitions à base de plomb sont souvent chemisées avec du cuivre. Les auteurs concluent donc aux fragments de munitions comme source de plomb dans cette population de Pygargues à tête blanche.

Pour étayer l'hypothèse des fragments de munitions comme source de plomb chez les rapaces des études ont été menées pour réaliser des analyses radiographiques d'animaux abattus par des armes à feu. Des cadavres d'Ongulés, le Cerf élaphe (*Cervys elaphus*), le Chevreuil (*Capreolus capreolus*) (KNOTT et al., 2010) et le Cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) (HUNT et al., 2006) abattus avec des munitions à base de plomb ont été soumis à la radiographie (un exemple d'une telle radiographie est présenté en Figures 6a et 6b). Les radiographies de ces deux études montrent clairement une fragmentation de la balle et une dispersion des fragments dans la carcasse. Selon leurs observations, KNOTT et al., 2010 estiment que 17 % de la masse de la balle se retrouve sous forme de fragments dans la carcasse avec en moyenne 1,2 g de plomb par carcasse et 0,2 g de plomb dans les viscères. Le risque pour les rapaces charognards est constitué par les Ongulés blessés et non retrouvés, le cadavre est alors entièrement consommé par les charognards, mais aussi par l'ensemble des viscères qui sont systématiquement laissées sur place et dont les travaux de KNOTT et al., 2010 ont montré la propension à contenir du plomb.



**Figure 6.** Radiographies d'un chevreuil abattu avec une munition à base de plomb. Sur la Figure 6a les flèches indiquent le trajet de la balle et sur la Figure 6b le petit cercle indique la plaie d'entrée et le grand cercle la plaie de sortie de la balle. Les fragments du projectile susceptibles d'être une source de plomb pour les rapaces charognards sont clairement visibles (d'après KRONE et al., 2009).

Le cas des cadavres de gibier ayant été discuté, KNOPPER et al., 2006 ont examiné le cas des animaux réputés nuisibles et abattus par arme à feu en prenant l'exemple du Spermophile de Richardson (*Spermophilus richardsonii*). De même que les deux études précédentes, les radiographies montrent de nombreux fragments de munitions dans les cadavres (Figure 7) avec une valeur médiane de 3,23 mg de plomb par cadavre. Or cet animal représente la moitié du régime alimentaire de deux rapaces, la Buse de Swainson (*Buteo swainsoni*) et la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*), d'après les auteurs un Spermophile de Richardson abattu sur cinq contiendrait la dose de plomb susceptible de provoquer des signes cliniques chez ces Buses. Le risque est d'autant plus grand que dans le cas des nuisibles, les cadavres sont systématiquement laissés sur place et intégralement consommés par les charognards contrairement au gibier.



**Figure 7.** Radiographie d'un Spermophile de Richardson (*Spermophilus richardsonii*) abattu avec un projectile à base de plomb. Les traits blancs matérialisent le trajet du projectile dans lequel sont visibles les fragments de plomb (d'après KNOPPER et al., 2006).

Suite à la mise en évidence de ces fragments de plomb dans les carcasses d'Ongulés après la fragmentation de la balle, KRONE et al., 2009 ont évalué la propension du Pygargue à tête blanche à les ingérer et donc à subir une intoxication par voie orale. Les mesures des fragments de plomb dans des carcasses d'Ongulés ont montré que la taille des fragments s'échelonne de moins d'1 mm jusqu'à 10 mm. L'expérience a donc consisté à nourrir des Pygargues à tête blanche avec des appâts contenant des fragments de fer de tailles comprises entre 1 et 10 mm, et à observer lesquels sont consommés par les Pygargues à tête blanche afin de mieux connaître leur comportement alimentaire et notamment leur habilité à trier les fragments métalliques dans leur nourriture. Les résultats montrent que les fragments de taille supérieure à 7,7 mm sont évités, en revanche la consommation des fragments de taille inférieure à 7,7 mm augmente de manière inversement proportionnelle à leur taille. Avec cette étude, tous les éléments sont réunis pour affirmer la réalité du risque que constituent les fragments de munitions à base de plomb pour les populations de rapaces.

Les études précédentes, en associant d'autres analyses ou en faisant des liens avec la saison de chasse ou le comportement alimentaire des individus étudiés ont réussi à incriminer les fragments de munitions à base de plomb comme source d'exposition chez les rapaces susceptibles de consommer des cadavres de gros gibier. Toutefois les études de KRAMER et REDIG, 1997 ; WAYLAND et BOLLINGER, 1999 ; MILLER et al., 2001 ; HARMATA et RESTANI, 2013 ; GARCIA-FERNANDEZ et al., 2005 portant sur le Pygargue à tête blanche, l'Aigle royal et le Vautour fauve ont déduit que seuls les fragments de munitions pouvaient être la source de plomb chez ces rapaces car la région étudiée ne comportait pas d'autres sources de plomb.

Devant ces très fortes suspicions une méthode à vu le jour pour permettre d'identifier de manière formelle et fiable l'origine du plomb présent chez un individu.



## B. Utilisation des rapports isotopiques stables du plomb pour déterminer son origine

### i. Les rapports isotopiques du plomb

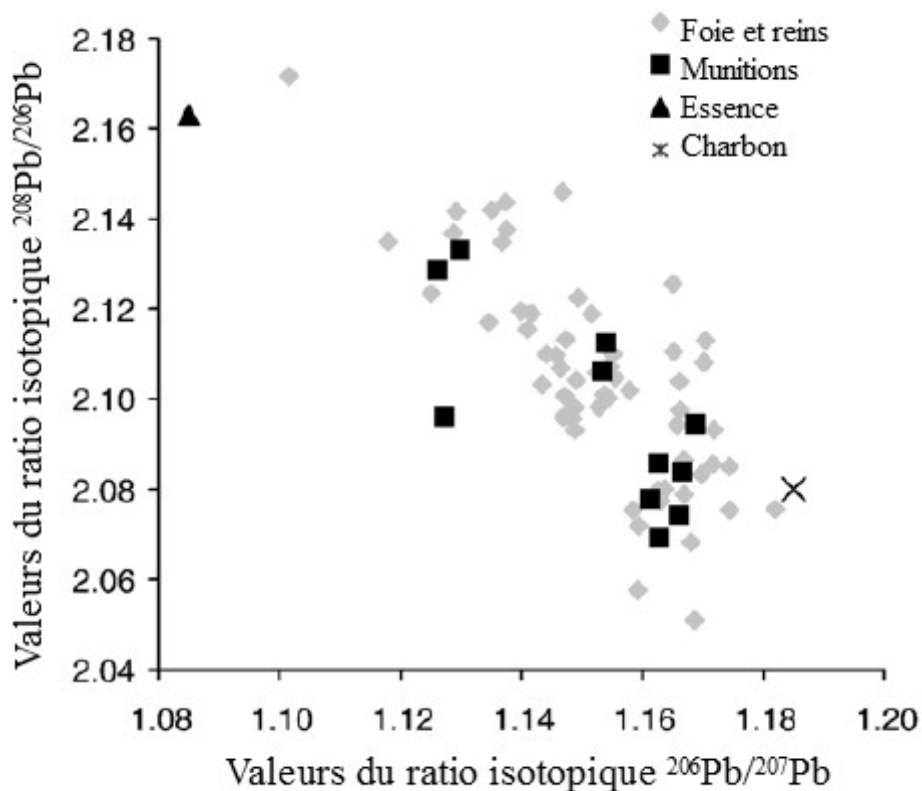
L'élément plomb (Pb) existe sous différentes formes isotopiques stables dans l'environnement,  $^{204}\text{Pb}$ ,  $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$  et  $^{208}\text{Pb}$ . En parallèle avec le dosage du plomb dans les tissus, cette méthode consiste à déterminer les proportions relatives des différents isotopes du plomb contenu dans l'échantillon analysé. De plus, les sources potentielles de plomb envisagées sont soumises à la même analyse concernant les différents isotopes du plomb. En effet, chaque minerai de plomb ayant des proportions relatives en isotopes du plomb différentes, les éléments fabriqués à partir de ces minerais comme les munitions et la peinture ou issus d'activités minières et industrielles ou encore de la combustion du charbon sont différenciables selon cette analyse des proportions relatives des différents isotopes du plomb (SCHEUHAMMER et TEMPLETON, 1998).

### ii. Application toxicologique

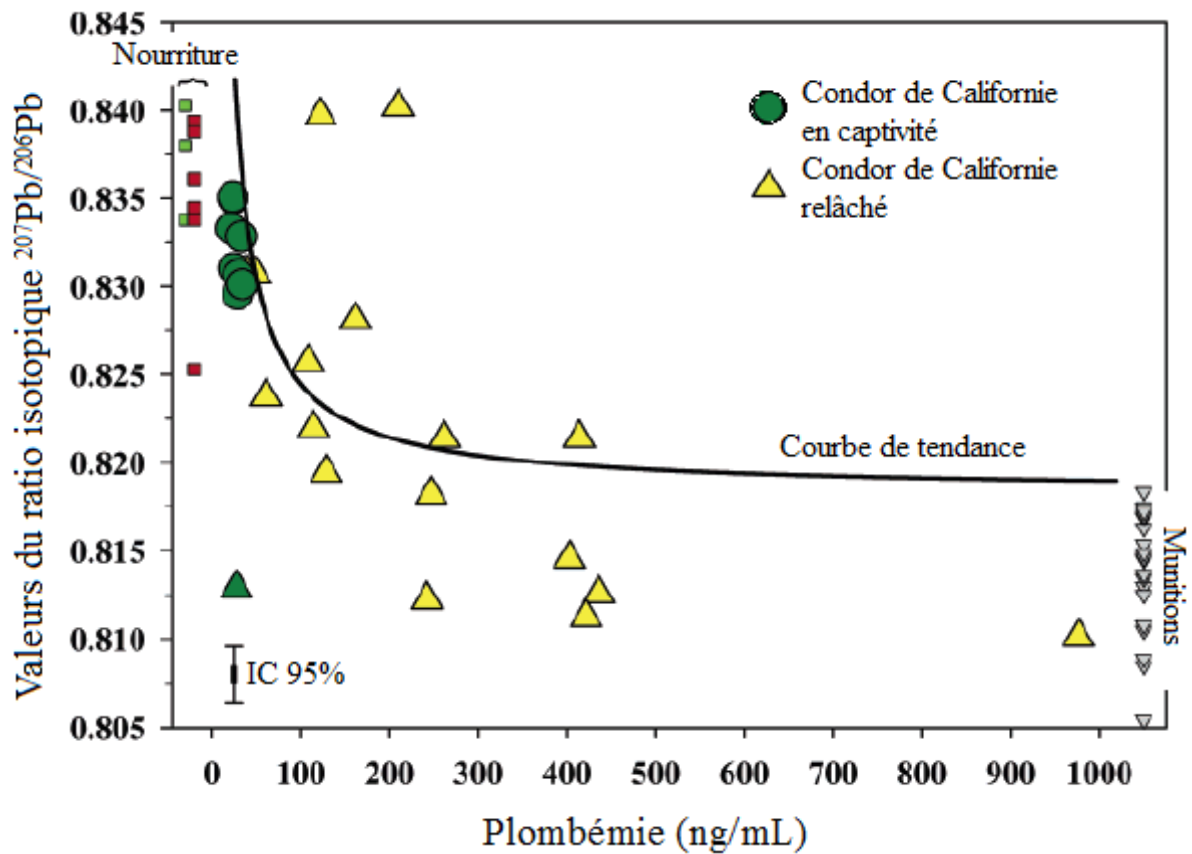
Pour mener ce type d'étude, des ratios parmi les suivants,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$  ou  $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ , sont calculés à partir de l'analyse des isotopes du plomb dans les différentes sources possibles. Les proportions relatives des différents isotopes du plomb sont systématiquement analysées dans les munitions utilisées dans la région où se déroule l'étude, et à cela s'ajoute éventuellement l'analyse des rejets miniers ou industriels, des carburants et le cas échéant des fragments de peinture. Ou encore, si des pelotes de réjection ont pu être récoltées et qu'elles contiennent des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions, l'analyse des isotopes du plomb peut être réalisée directement sur ces derniers, offrant ainsi la démonstration que les plombs de chasse sont non seulement ingérés mais qu'ils diffusent effectivement dans l'organisme des rapaces (PAIN et al., 2007).

La suite de l'analyse consiste à représenter les ratios isotopiques du plomb dans les sources et chez les rapaces sur un graphique où chaque axe correspond aux valeurs d'un ratio différent. Ce type de représentation permet de faire coïncider les caractéristiques en termes de proportions des différents isotopes du plomb mis en évidence chez les rapaces étudiés avec celles de la source la plus probable (exemple en Figure 8) (PAIN et al., 2007 ; LAMBERTUCCI et al., 2011 ; BERNY et al., 2015). Une autre représentation consiste à indiquer en abscisse des concentrations en plomb et en ordonnées les valeurs d'un ratio isotopique du plomb afin d'investiguer une éventuelle différence entre les individus faiblement exposés et les individus fortement exposés, Figure 9 (CHURCH et al., 2006 ; FINKELSTEIN et al., 2010). Et il s'avère en effet que les individus qui présentent des teneurs en plomb élevées ont des ratios isotopiques du plomb différents des individus qui présentent des teneurs en plomb faibles. Ce qui permet de distinguer une source d'exposition dite environnementale responsable de teneurs en plomb très faibles et une autre source de plomb responsable d'un dépassement des seuils de sécurité en matière de teneurs organiques en plomb.

Cette méthode a permis aux auteurs suivants, CHURCH et al., 2006, PAIN et al., 2007, HELANDER et al., 2009, FINKELSTEIN et al., 2010, LAMBERTUCCI et al., 2011, BERNY et al., 2015 et MADRY et al., 2015 de démontrer sans équivoque que le Condor de Californie, le Milan royal, le Pygargue à queue blanche, le Condor des Andes, le Vautour fauve et l'Aigle royal sont victimes d'une exposition au plomb qui trouve son origine dans les plombs de chasse et/ou les fragments de balles à base de plomb qu'ils ingèrent via leur nourriture. En effet les ratios isotopiques du plomb chez les individus qui ont des teneurs en plomb élevées coïncident graphiquement avec les ratios isotopiques du plomb des munitions et s'écartent des ratios isotopiques du plomb des activités minières, de la combustion du charbon ou des carburants, et des rejets industriels.



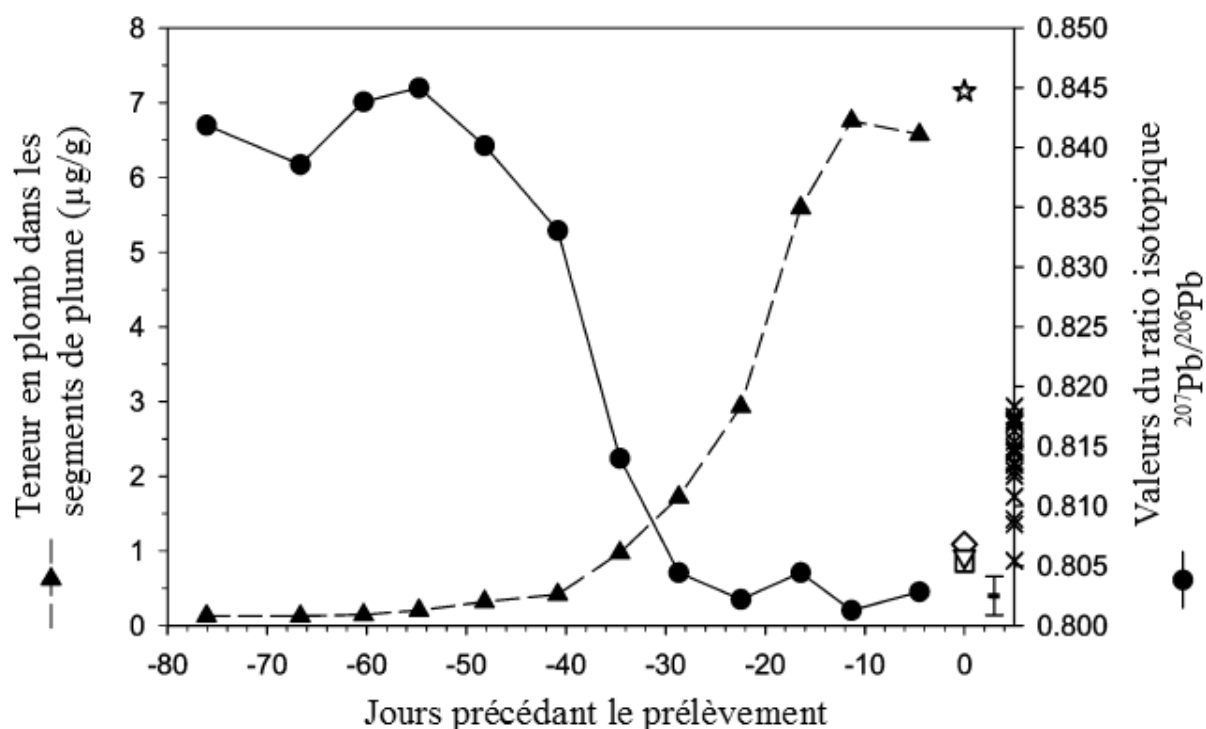
**Figure 8.** Représentation graphique des ratios isotopiques du plomb de Milans royaux et de différentes sources potentielles. Ce type de représentation permet d'exclure l'essence et le charbon comme sources de plomb et de mettre en évidence l'implication des munitions dans l'exposition au plomb des Milan royaux (adapté d'après PAIN et al., 2007).



**Figure 9.** Représentation graphique d'un ratio isotopique du plomb pour les Condors de Californie, leur nourriture et les munitions utilisées dans cette région en fonction des plombémies. Le ratio isotopique du plomb des Condors de Californie relâchés tend vers celui des munitions prouvant ainsi l'origine du plomb responsable de l'augmentation des plombémies chez les individus relâchés (adapté d'après CHURCH et al., 2006).

Un troisième exemple de représentation graphique de ce type de données en séparant les plombémies des individus en différentes classes est présenté en Annexe II d'après les travaux de LEGAGNEUX et al., 2014.

L'analyse des ratios isotopiques du plomb peut également être couplée à l'analyse séquentielle de la teneur en plomb des plumes traitée dans la partie précédente (Figure 10).



**Figure 10.** Représentation graphique des teneurs en plomb et du ratio isotopique des segments de plumes en fonction des jours précédant le prélèvement. Les valeurs du ratio isotopique des munitions utilisées dans cette région sont représentées par des croix, celle du sang par un triangle, celle des reins par un losange, celle du foie par un carré et celle des os par une étoile. Ce travail permet de montrer que ce Condor de Californie a été exposé de manière aiguë au plomb et la source de cette exposition est vraisemblablement l'ingestion de fragments de munitions de chasse. Le ratio isotopique du plomb osseux correspond à ceux de la plume, et donc du sang, lors des 80 à 50 jours avant le prélèvement illustrant ainsi la faible vitesse d'équilibre entre ces deux compartiments alors que les valeurs du ratio isotopique du sang, des reins et du foie correspondent à ceux de la plume dans les 30 jours qui précèdent le prélèvement (l'intervalle de confiance à 95% autour des mesures de plomb est indiqué dans l'angle inférieur droit du graphique) (adapté d'après FINKELSTEIN et al., 2010).

### C. Bilan de la mise en évidence des munitions de chasse comme source de plomb

La mise en évidence de ces sources de plomb constituées par la grenaille de plomb et les fragments de balles à base de plomb implique que l'ensemble des rapaces charognards obligatoires qui se nourrissent de cadavres d'Ongulés c'est à dire les Vautours, les Urubus, le Gypaète barbu et les Condors sont à risque vis à vis d'une intoxication par le plomb. Mais ce risque n'épargne pas les rapaces dits opportunistes comme les Aigles, les Pygargues, les Busards, les Milans et les Buses qui consomment occasionnellement des cadavres particulièrement en hiver quand leurs proies habituelles se font rares, ce qui augmente le risque d'exposition car cela correspond à la période de la chasse. Durant cette période, les rapaces sont particulièrement susceptibles de consommer des animaux abattus par arme à feu ou des viscères laissées sur place mais aussi du gibier blessé qui constitue des proies préférentielles du fait du caractère invalidant de leur blessure. Or les rapaces

charognards occupent une place importante dans les biotopes, et le déclin de leurs populations priverait donc les écosystèmes de ces individus dont le rôle est pourtant crucial (MARGALIDA et al., 2013).

Ces preuves convergent vers le fait que le plomb contenu dans les munitions de chasse constitue un réel danger qui a été démontré pour les Anatidés et les rapaces. Cela plaide en faveur du remplacement du plomb dans les munitions de chasse par d'autres métaux. L'effet d'une telle interdiction des munitions contenant du plomb sur l'exposition au plomb des Anatidés a été étudié au Canada où les munitions à base de plomb ont été interdites d'utilisation dans les zones humides depuis 1997 (STEVENSON et al., 2005). Les teneurs en plomb des os de trois espèces d'Anatidés, le Canard colvert, le Canard noir (*Anas rubripes*) et le Fuligule à collier (*Aythya collaris*) ainsi que dans les os de la Bécasse d'Amérique qui ne fréquente pas les milieux humides afin d'avoir un point de comparaison dans les zones où la chasse avec des munitions à base de plomb reste légale, ont été analysées. La comparaison des résultats d'analyses de plomb dans les os des Anatidés a montré que les teneurs en plomb osseuses ainsi que la proportion d'individus avec des teneurs en plomb élevées dans les os sont plus faibles après l'interdiction de l'utilisation des munitions à base de plomb pour la chasse dans les milieux humides qu'avant cette interdiction. Cette différence s'observe dans les trois sites de captures. En revanche il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en plomb osseuses avant et après cette interdiction chez la Bécasse d'Amérique, ce qui conforte la conclusion selon laquelle il y a un effet significatif sur les populations d'Anatidés de l'arrêt de l'utilisation des munitions à base de plomb pour la chasse dans les milieux humides. Une telle interdiction n'existe pas pour les autres types de chasse susceptibles d'exposer au plomb les rapaces charognards qui se nourrissent de cadavres d'Ongulés mais après une initiative locale de distribution de munitions exemptes de plomb, BEDROSIAN et al., 2012 ont montré que les taux élevés de plomb chez le Pygargue à tête blanche sont significativement associés à la pression de chasse avec des munitions à base de plomb.

Ces deux études confirment les munitions à base de plomb comme source d'exposition pour les Oiseaux et démontrent l'efficacité d'une interdiction de ce type de munitions. C'est une interdiction totale des munitions à base de plomb pour laquelle les auteurs qui étudient le Condor de Californie militent car selon eux, seule une interdiction de ce type pourra assurer la viabilité de la population sauvage sans les moyens mis en œuvre actuellement pour assurer sa pérennité (MERETSKY et al., 2000). Car des alternatives existent, par exemples PIERCE et al., 2015 ont comparé l'utilisation de munitions à base de plomb avec des munitions à base de fer dans le cadre de la chasse à la Tourterelle triste (*Zenaida macroura*) en impliquant des chasseurs qui se sont vu fournir les unes ou les autres des munitions sans pouvoir les différencier. A l'issue de cette étude, il n'a pas été montré de différences en termes d'efficacité létale des munitions, ni en termes de satisfaction des participants. De plus il a été montré que les qualités balistiques des munitions à base d'alliages exempts de plomb étaient similaires à celles des munitions à base de plomb et leur tendance à se fragmenter moindre (KRONE et al., 2009 ; GREMSE C. et ZANON E. International Symposium on lead poisoning 28/09/2015 Annecy, France). Des alternatives aux munitions à base de plomb sont donc disponibles et ont fait la preuve de leur efficacité.

Les munitions à base de plomb posent également un problème en termes de risque d'exposition pour l'Homme mis en évidence chez des consommateurs de gibier. En effet JOHANSEN et al., 2006 ont fourni des questionnaires à des habitants du Groenland en vue de déterminer la fréquence et la quantité d'Oiseaux abattus par arme à feu consommés et ils ont associé une mesure de la plombémie chez ces individus. Des classes ont été réalisées en fonction de la consommation de gibier et il s'est avéré que les individus des classes consommant le moins de gibier avaient des plombémies plus faibles que les individus des classes consommant le plus de gibier. De plus les auteurs ont mis en évidence parmi les individus appartenant aux classes de consommation élevées de gibier une tendance à l'augmentation des plombémies en période de

chasse. A la suite de ces résultats, les auteurs concluent qu'il n'y a pas de risque d'intoxication clinique par le plomb lié à ces pratiques, mais bien que cette étude n'ait porté que sur 50 personnes et dans un cadre assez particulier, ils n'écartent pas un risque d'intoxication subclinique chronique chez les personnes avec les plombémies les plus élevées. TSUJI et al., 2008 ont aussi montré une augmentation des plombémies entre le début et la fin de la chasse traditionnelle aux Oiseaux d'eau chez des membres des Premières Nations au Canada. De plus l'étude des proportions relatives des différents isotopes du plomb a incriminé les munitions de chasse comme origine de ce plomb. Les auteurs ont séparé leur population d'étude en deux groupes : les individus qui chassent et consomment des Oiseaux d'eau et ceux qui ne les chassent pas mais qui les consomment. Cette séparation a montré que les individus qui ne chassent pas mais qui consomment des Oiseaux d'eau ne présentent pas d'augmentation significative de plombémie entre le début et la fin de la chasse mais leurs ratios isotopiques du plomb tendent vers ceux des munitions. En revanche, les individus qui chassent et qui consomment des Oiseaux d'eau présentent une augmentation significative de la plombémie entre le début et la fin de la chasse et, de plus l'analyse des ratios isotopiques du plomb suggère une autre source de plomb qui s'ajoute au plomb des munitions. Les auteurs supposent que les individus qui chassent et qui consomment des Oiseaux d'eau sont aussi exposés aux particules, entre autre de plomb, dégagées par la combustion de l'amorce lors de l'utilisation d'armes à feu mettant ainsi en évidence une autre voie d'exposition au plomb.

## D. Sources anecdotiques de plomb

### i. Peintures additionnées de plomb

L'ingestion de fragments de peinture contenant du plomb est une source d'exposition rarement décrite chez les Oiseaux.

Elle a été rapportée chez l'Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) sur des îles de l'atoll de Midway (SILEO & FEFER, 1987 ; WORK & SMITH, 1996). Le but de ces études était de déterminer une cause à l'observation de nombreux oisillons d'Albatros de Laysan dans l'incapacité de ramener leurs ailes contre leur corps. Un symptôme qui n'est pas sans rappeler la difficulté à replier les ailes chez les Anatidés intoxiqués par le plomb (FRIEND et FRANSON, 1999) et l'observation d'un Pygargue à tête blanche avec les ailes tombantes avant qu'il ne décède d'une intoxication par le plomb (GILL et LANGELIER, 1994). SILEO & FEFER, 1987 ont autopsié des oisillons présentant ce symptôme d'ailes tombantes et il s'est avéré que sur 12 autopsies, 10 individus ont été diagnostiqués comme victime d'une intoxication par le plomb. Des plombémies ont été déterminées chez des Albatros adultes et toutes se sont révélées faibles (inférieures à 50 µg/L), ce qui a écarté la nourriture régurgitée par les adultes aux oisillons comme source de plomb. La source retenue par les auteurs est l'ingestion de fragments de peintures chargés en plomb qui s'écaillent de bâtiments désaffectés et que les oisillons ingèrent lors de leurs comportements exploratoires. Concernant l'association entre les oisillons présentant le symptôme des ailes tombantes et l'intoxication par le plomb, les travaux de WORK & SMITH, 1996 sont moins catégoriques. Mais ils ont défini avec certitude l'origine du plomb affectant les oisillons de ces colonies d'Albatros comme étant les fragments de peinture en établissant un lien significatif entre la distance des oisillons par rapport aux bâtiments et l'exposition au plomb. La solution à cette mortalité réside dans la destruction des bâtiments à l'abandon en prenant garde de ne pas disperser les gravats mais qu'ils soient détruits.

Un cas original concerne une population de Vautours chasse-fientes en captivité (NAIDOO et al., 2012). Des mesures de plombémies chez des adultes et des juvéniles ont permis de mettre en évidence cette exposition, parfois forte selon les individus. Des prélèvements ont été réalisés dans l'ensemble de la volière afin de trouver la source de plomb. Mais bien que les analyses de peinture aient révélé des taux élevés de plomb, ce n'est pas la peinture qui a directement été retenue car les juvéniles, qui ne quittent pas les nids, n'auraient pas pu être exposés ainsi. À force d'usure, la peinture avait fini par contaminer le sol de la volière et comme les Vautours se nourrissent au sol et traînent volontiers les morceaux volumineux de nourriture par terre, les auteurs en sont arrivés à la conclusion que c'est via des éléments du sol ingérés que les adultes se contaminaient et ils contaminaient les oisillons en leur apportant cette nourriture souillée.

Il existe un autre cas concernant des individus sauvages cette fois mis en évidence lors des suivis de la population de Condors de Californie (FINKELSTEIN et al., 2012). Les analyses des ratios isotopiques du plomb ont indiscutablement prouvé que les Condors de Californie sont régulièrement exposés au plomb issu des fragments de munitions qu'ils ingèrent en consommant des carcasses ou des viscères d'Ongulés. Mais c'est justement lors d'une étude utilisant les ratios isotopiques du plomb que les auteurs ont remarqué que les signatures isotopiques du plomb dans l'organisme de cinq individus ne correspondaient pas à la signature isotopique classique du plomb des munitions. Après s'être intéressés au cas de ces cinq individus, les auteurs ont remarqué qu'ils nichaient sur une tour de surveillance des incendies désaffectée et l'analyse de la peinture de cette tour ainsi que la détermination des rapports isotopiques du plomb ont permis d'incriminer la peinture de cette tour comme l'origine de l'exposition au plomb chez ces cinq Condors de Californie.

Bien que rarement décrite l'intoxication par le plomb via des fragments de peinture chargés en plomb mérite notre attention dans le cadre de la gestion des rapaces en captivité ainsi que dans le cadre de la surveillance des rapaces dans leur environnement naturel car certains sont enclins à s'approcher des infrastructures humaines.

## ii. Rejets d'activités minières

Suite à la rupture d'une digue un déversement de boues minières, contenant entre autres du plomb, a contaminé une partie des marais du Guadalquivir dans le parc national Doñana en Espagne, lieu de vie d'une population de Cigognes blanches (*Ciconia ciconia*). Après cette pollution, il a été mis en évidence que des oisillons de cette population possédaient plus de mutations génétiques qu'une population contrôle. À la suite de la détermination de plombémies, il s'est avéré que la plombémie moyenne de cette population s'élevait à 168 µg/L, le plomb n'a pas été retenu par les auteurs comme une cause des mutations génétiques (MEHARG et al., 2002). Cependant l'analyse des ratios isotopiques du plomb chez les Cigognes blanches et dans les boues minières montre une concordance entre les deux. Ce qui prouve que cette population est effectivement exposée à la pollution par les boues minières dont d'autres composants que le plomb sont susceptibles d'avoir des effets sur la santé des Cigognes blanches et des autres animaux vivants dans ce parc national.

Un cas concernant l'ensemble de l'écosystème des plaines inondables de la rivière Coeur d'Alene aux États-Unis dont le Faucon crécerelle d'Amérique a été décrit par HENNY et al., 1994. Ces milieux ont été pollués par le plomb en raison d'activités minières et industrielles en amont des plaines inondables. HENNY et al., 1994 ont étudié les effets de cette exposition au plomb disséminé

dans l'environnement sur le Faucon crécerelle d'Amérique. Les individus qui nichent à proximité de la rivière ont des plombémies supérieures à celles des individus d'une région témoin non exposés. Suite à des analyses sanguines ces individus ont aussi des taux d'hématocrite et une activité enzymatique de l'ALAD plus faibles que ceux de la région contrôle. Par contre, les auteurs n'ont pas mis en évidence de dégradation significative des paramètres de reproduction dans la population nichant à proximité de la rivière. A l'origine de cette exposition, les auteurs ont mis en évidence chez deux Micro-mammifères vivants dans cette zone et qui sont des proies habituelles du Faucon crécerelle d'Amérique des teneurs en plomb élevées. Selon les auteurs, les résultats de cette étude portent à croire que dans un environnement globalement contaminé par le plomb, les proies constituées par les Micro-mammifères accumulent suffisamment de plomb pour que cela soit responsable d'une augmentation de la plombémie chez leurs prédateurs, bien que les expériences de CUSTER et al., 1984 ne montraient pas que le plomb biologiquement incorporé dans les proies soit à l'origine d'effets cliniques chez les prédateurs. Des Poulets ont été nourris avec une alimentation supplémentée en plomb puis ils ont servi à nourrir des Faucons crécerelles d'Amérique. Bien que les teneurs en plomb chez les Faucons crécerelles d'Amérique nourris avec des poulets exposés au plomb soient supérieures à celles des individus du groupe témoin, les auteurs n'avaient pas mis en évidence de différences significatives en termes de masse corporelle, d'hématocrite, de taux d'hémoglobine et de nombre de globules rouges entre les deux groupes de rapaces. Malgré le fait qu'ils aient conclu à un faible risque d'intoxication clinique par le plomb biologiquement incorporé CUSTER et al., 1984 s'interrogeaient sur les effets d'une exposition chronique à du plomb biologiquement incorporé car les teneurs en plomb dans les foies des individus étaient comprises entre 6 et 20  $\mu\text{g/g}$ , soit l'intervalle de valeurs pour lesquelles des effets subcliniques sont possibles. L'étude de HENNY et al., 1994 semble avérer leurs suppositions à propos d'une exposition chronique au plomb.



# III. Etude épidémiologique de la plombémie chez des rapaces victimes de tir

## A. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de savoir si des rapaces qui présentent des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions enkystés visibles à la radiographie ont des plombémies supérieures à celles de rapaces ne présentant aucun plomb de chasse et/ou fragment de munitions enkystés visibles à la radiographie.

Un objectif secondaire est de suivre la plombémie de rapaces en convalescence, à la fois chez des individus qui présentent des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions enkystés et chez individus qui n'en présentent pas.

Enfin, le terme rapace est un nom vernaculaire ambigu qui regroupe de nombreuses familles : les Falconidés, les Cathartidés, les Pandionidés et les Accipitridés parmi les rapaces diurnes (GENSBOL, 2014 p. 8) et les Strigidés et les Tytonidés parmi les rapaces nocturnes (GEROUDET, 2013 p. 327). Les points communs entre ces familles sont le résultat d'une convergence évolutive qui a encouragé les naturalistes à les regrouper sous le terme de rapaces. Cette étude s'attache aussi à interpréter les résultats d'analyse de plombémie en fonction de la biologie de chaque espèce dans la mesure où, pour une espèce donnée, suffisamment d'individus sont représentés.

## B. Matériel et méthode

### i. Centres de sauvegarde et définition des groupes d'étude

Les rapaces étudiés ici ont tous été découverts par des particuliers qui les ont ensuite acheminé jusqu'à un Centre de sauvegarde de la faune sauvage travaillant en collaboration avec un ou plusieurs vétérinaire(s). Ils ont été pris en charge selon le protocole présenté en Annexe III par un des trois Centres de sauvegarde participants :

- Le Tichodrome – Centre de sauvegarde de la faune sauvage – Isère (38) (Mireille LATTIER).
- Centre régional de sauvegarde de la faune sauvage – LPO PACA – Vaucluse (84) (Chloé HUGONNET et Aurélie AMIAULT).

Ces deux Centres ont recruté des rapaces de septembre 2014 à juin 2016.

- Centre de sauvegarde de la faune sauvage – LPO Aquitaine – Gironde (33) (Manon TISSIDRE).

Ce troisième Centre a recruté des rapaces d'octobre 2015 à juin 2016.

La localisation géographique de ces trois Centres de sauvegarde de la faune sauvage est précisée sur la carte de France page suivante (Figure 11).

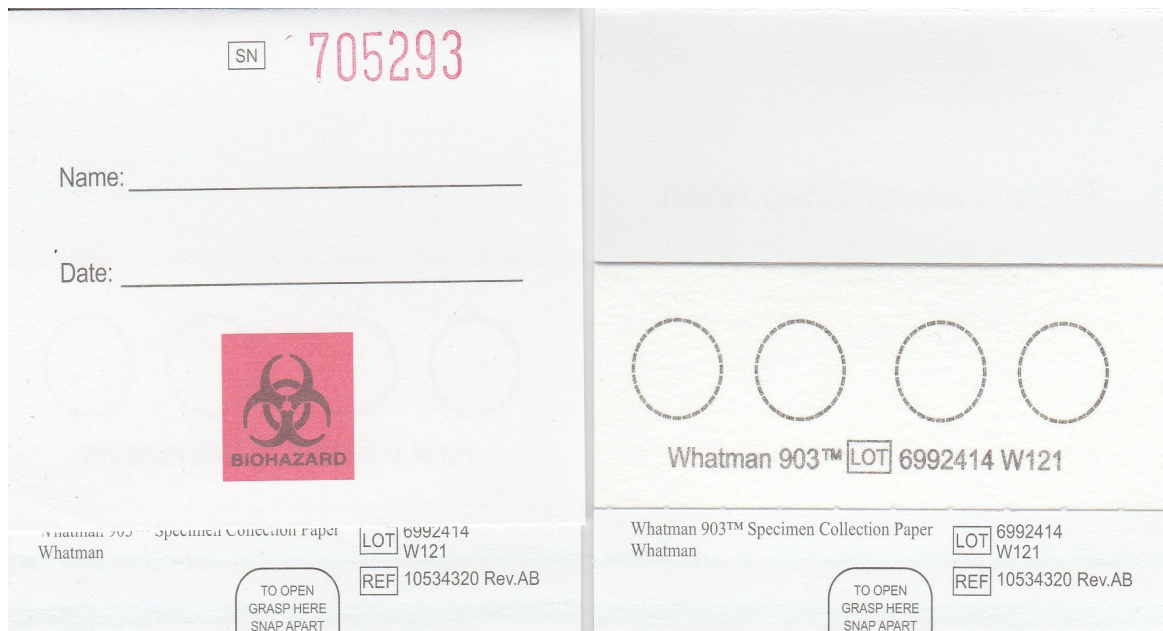
Chaque individu est inclus dans l'étude selon une approche épidémiologique de type Cas-Témoin après avoir été radiographié par un vétérinaire afin de définir deux groupes : le groupe « Plombé » (« Cas »), regroupant l'ensemble des rapaces qui présentent un ou des plomb(s) et/ou des fragments de munitions enkystés visibles à la radiographie et le groupe « Non-plombé » (« Témoin »), regroupant l'ensemble des rapaces qui n'en présentent pas.



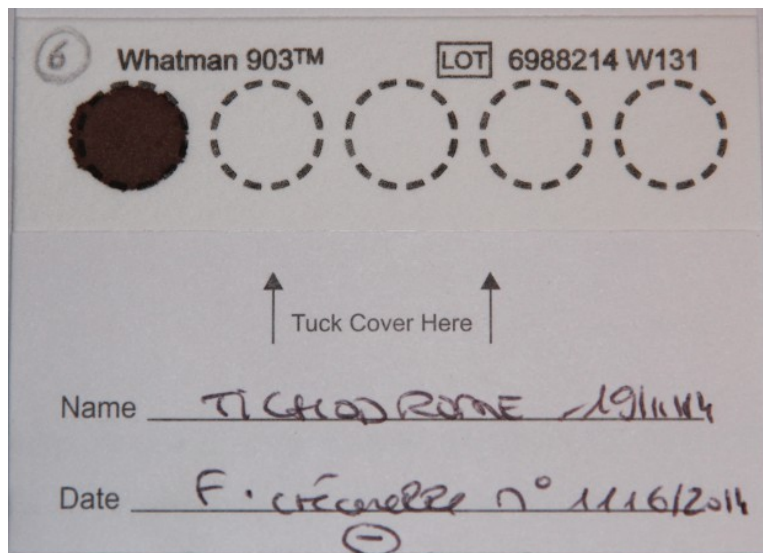
**Figure 11.** Localisation géographique des trois Centres de sauvegarde de la faune sauvage (Gironde, Isère et Vaucluse) qui participent à l'étude (source : <http://www.interieur.gouv.fr/Actualites/L-actu-du-Ministere/L-Assemblée-nationale-adopte-une-carte-a-13-regions>).

## ii. Utilisation des DBS et méthode de dosage

Les prises de sang en vue de l'analyse de la concentration en plomb ont été réalisées à la veine alaire lors de l'examen clinique d'admission du rapace soit en Centre de sauvegarde, soit chez le vétérinaire référent du Centre. L'une des originalités de cette étude est que le sang prélevé n'est pas conservé sous forme liquide mais est déposé sur un support de prélèvement se présentant sous forme de papier buvard (Dry Blood Spot ou DBS) contenu dans une enveloppe en papier (Figure 12). Selon cette méthode, le sang prélevé est déposé au goutte à goutte dans un cercle matérialisé par des pointillés sur le DBS puis le prélèvement est séché à l'air libre et il peut être stocké puis expédié en vue de l'analyse à température ambiante. La présentation des supports de prélèvement permet de plus de pouvoir suivre un individu en réalisant plusieurs prises de sang (Figures 12 et 13).



**Figure 12.** Photographies d'un DBS vierge (fermé à gauche et ouvert à droite) (Photo E. MAS).



**Figure 13.** Photographie d'un DBS contenant une prise de sang (Photo E. MAS).

La faisabilité d'une étude utilisant des DBS comme supports de prélèvement a été réalisée par LEHNER et al., 2013. Ces auteurs valident la méthode, notamment pour du sang d'Oiseau (Pygargue à tête blanche), ils mettent en avant une bonne corrélation entre les résultats d'analyse de plombémie classique avec du sang sous forme liquide et les résultats d'analyse de plombémie à partir de sang déposé sur des DBS ( $R^2 = 0,9964$ ) ainsi qu'une bonne répétabilité des mesures. La limite de quantification du plomb dans le sang est déterminée à la concentration de  $13,3 \mu\text{g/L}$ , ce qui est bien inférieur au seuil d'effets subcliniques de  $200 \mu\text{g/L}$  (FRANSON, 1996) retenu dans la plupart des études portant sur l'exposition au plomb chez les rapaces. De plus, cette technique présente deux avantages indéniables en ce qui concerne des études sur la faune sauvage, premièrement une fois que le sang a été déposé puis séché sur un DBS il peut être stocké à température ambiante et deuxièmement la quantité de sang nécessaire est faible ( $60 \mu\text{L}$ ). Dans le cas de notre étude ce faible volume de sang nécessaire est particulièrement intéressant car le Faucon crécerelle, second rapace en termes d'effectif en France, ne pèse que quelques centaines de grammes (GEROUDET, 2013 p. 309). De plus, les auteurs, conscients du fait que la mesure précise du volume déposé n'est pas toujours évidente, ont comparé les analyses de DBS remplis soit avec une micropipette, soit simplement en remplissant l'intégralité du cercle à l'œil nu. Les résultats obtenus présentent une bonne corrélation ( $R^2 = 0,9939$ ), ce qui est un atout de taille sur le terrain car ainsi, il suffit de déposer le sang au goutte à goutte jusqu'à imprégner l'intégralité du cercle puis de laisser sécher le prélèvement.

Les analyses ont été réalisées au Laboratoire de toxicologie de VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon (1 avenue Bourgelat 69280 MARCY L'ETOILE). Les DBS remplis sont découpés selon les pointillés puis immergés dans un tube contenant un modificateur de matrice. Ces tubes sont ensuite vortexés et la solution qui en résulte est analysée par spectroscopie d'absorption atomique en four graphite. L'ensemble des données techniques concernant l'analyse des DBS est fournie en Annexe IV. Cette technique a fait l'objet d'une validation en interne, par comparaison avec la technique de référence sur sang non coagulé. Les résultats montrent une excellente cohérence entre les deux techniques ( $R^2 > 0,99$ ), ainsi qu'une bonne sensibilité (limite de détection  $50 \mu\text{g/L}$ ) et répétabilité (coefficients de variation  $\text{CV} < 20 \%$  pour tous les points sur la moyenne de trois courbes d'étalonnage de  $50$  à  $500 \mu\text{g/L}$ ).

### iii. Outils d'analyse statistique

L'ensemble des analyses statistiques et des graphiques ont été effectués grâce au logiciel RStudio (R version 2.14.1 (2011-12-22) Copyright (C) 2011 The R Foundation for Statistical Computing ISBN 3-900051-07-0).

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis est utilisé pour comparer les moyennes des plombémies des rapaces issus des différents Centres de sauvegarde avec des séries de faibles effectifs.

Le test de Shapiro-Wilk est utilisé pour comparer la distribution des plombémie à la distribution des valeurs d'une loi normale.

Le test de Fisher est utilisé pour comparer deux variances.

Le test de Welch (ou test de Student avec variances inégales) est utilisé pour comparer deux moyennes avec des variances inégales si les effectifs sont suffisant (c'est à dire supérieurs à 30 valeurs dans chaque série). Dans le cas où les effectifs sont insuffisants, le test non paramétrique de la somme des rangs de Mann-Whitney-Wilcoxon est utilisé pour comparer deux moyennes.

Par la suite, chaque résultat sera qualifié de significatif d'un point de vue statistique si la p-value associée est inférieure à 0,05 et qualifié de non significatif dans le cas contraire.

Concernant l'ensemble des représentations graphiques, « n » renseigne sur le nombre de données prises en compte (n = nombre d'individus).

## C. Résultats

### i. Espèces rencontrées

Les rapaces inclus dans l'étude appartiennent aux quatre familles suivantes : les Falconidés, les Accipitridés, les Strigidés et les Tytonidés. Le tableau suivant précise pour chaque espèce le nombre d'individu prélevés et, entre parenthèses, le nombre de prises de sang réalisées dans le cadre des suivis. Un total de 93 prises de sang sur 77 individus pris en charge par un des trois Centres de sauvegarde présentés précédemment ont été analysées (Tableau VI).

**Tableau VI.** Récapitulatif des espèces de rapaces présentes dans l'étude (les chiffres entre parenthèses correspondent aux prises de sang réalisées lors des suivis).

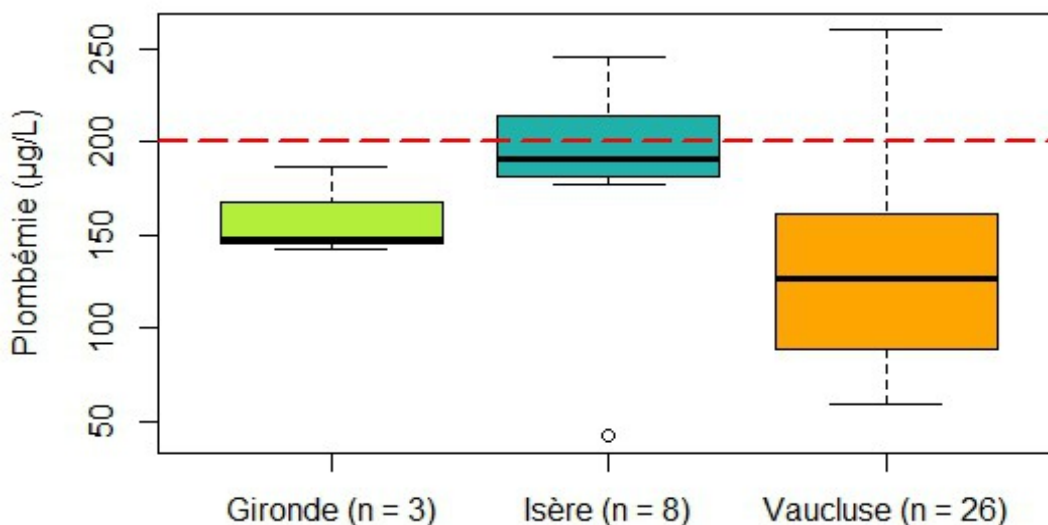
<b>Espèce</b>	<b>Nombre d'individus du groupe Plombé (suivis)</b>	<b>Nombre d'individus du groupe Non plombé (suivis)</b>
Buse variable ( <i>Buteo buteo</i> )	23 (13)	19 (2)
Faucon crécerelle ( <i>Falco tinnunculus</i> )	6 (1)	5 (0)
Faucon pèlerin ( <i>Falco peregrinus</i> )	2 (0)	1 (0)
Milan noir ( <i>Milvus migrans</i> )	2 (0)	1 (0)
Chouette hulotte ( <i>Strix aluco</i> )	0 (0)	7 (0)
Hibou des marais ( <i>Asio flammeus</i> )	1 (0)	0 (0)
Hibou grand duc ( <i>Bubo bubo</i> )	3 (0)	1 (0)
Autour des palombes ( <i>Accipiter gentilis</i> )	1 (0)	0 (0)
Epervier d'Europe ( <i>Accipiter nisus</i> )	1 (0)	0 (0)
Chouette effraie ( <i>Tyto alba</i> )	0 (0)	2 (0)
Aigle de Bonelli ( <i>Aquila fasciata</i> )	1 (0)	0 (0)
Vautour fauve ( <i>Gyps fulvus</i> )	0 (0)	1 (0)
<b>Total</b>	<b>40</b>	<b>37</b>

## ii. Répartition des données

Les résultats d'analyses sont représentés en fonction des Centre de sauvegarde sur la Figure 14. Le test de Kruskal-Wallis ne met pas en évidence de différence significative entre les trois Centres de sauvegarde en ce qui concerne les rapaces du groupe Plombé, ce qui conduit à regrouper ces données. En revanche, le test de Kruskal-Wallis met en évidence une différence significative au sein du groupe Non-plombé. Cependant étant donné à la fois le faible nombre de valeurs dans certains groupes et la disparité des effectifs entre les groupes, une appréciation visuelle de la répartition des données est préférée et conduit à regrouper ces données pour la suite des analyses.

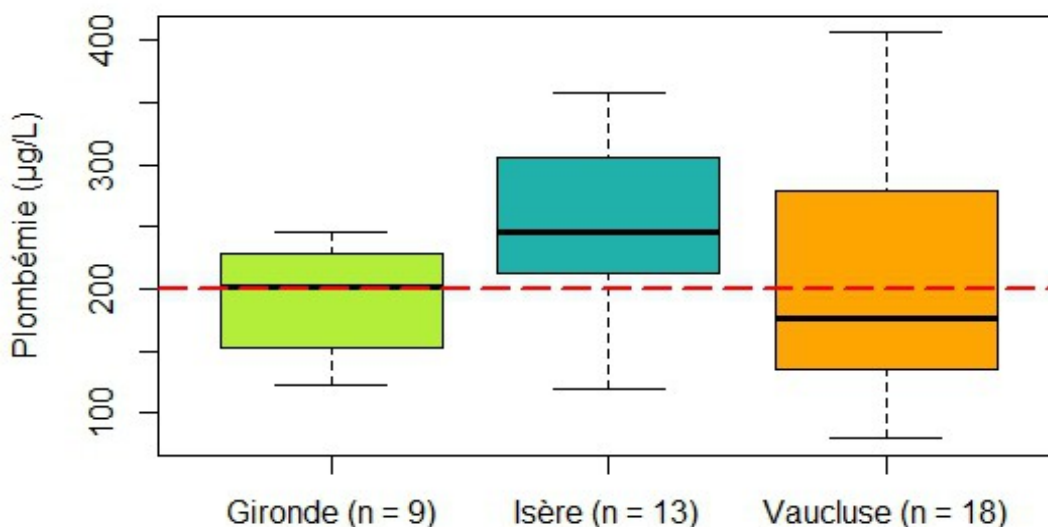
La disparité des effectifs en fonction des Centres de sauvegarde au sein du groupe Non-plombé constitue un biais dû aux méthodes de travail des différents Centres de sauvegarde. En effet, le Centre régionale de sauvegarde de la faune sauvage – LPO PACA dans le Vaucluse est le seul pour lequel des radiographies corps entier de chaque rapace sont systématiquement réalisées, du moins pendant la période de chasse, ce qui explique que ce Centre de sauvegarde puisse affirmer plus souvent que les deux autres qu'un rapace ne présente aucun plomb de chasse et/ou fragment de munition enkystés dans son organisme.

### Distribution des plombémies (-) en fonction du Centre de sauvegarde



Nom du Centre de sauvegarde (n = nb d'individus du groupe non plombé)

### Distribution des plombémies (+) en fonction du Centre de sauvegarde

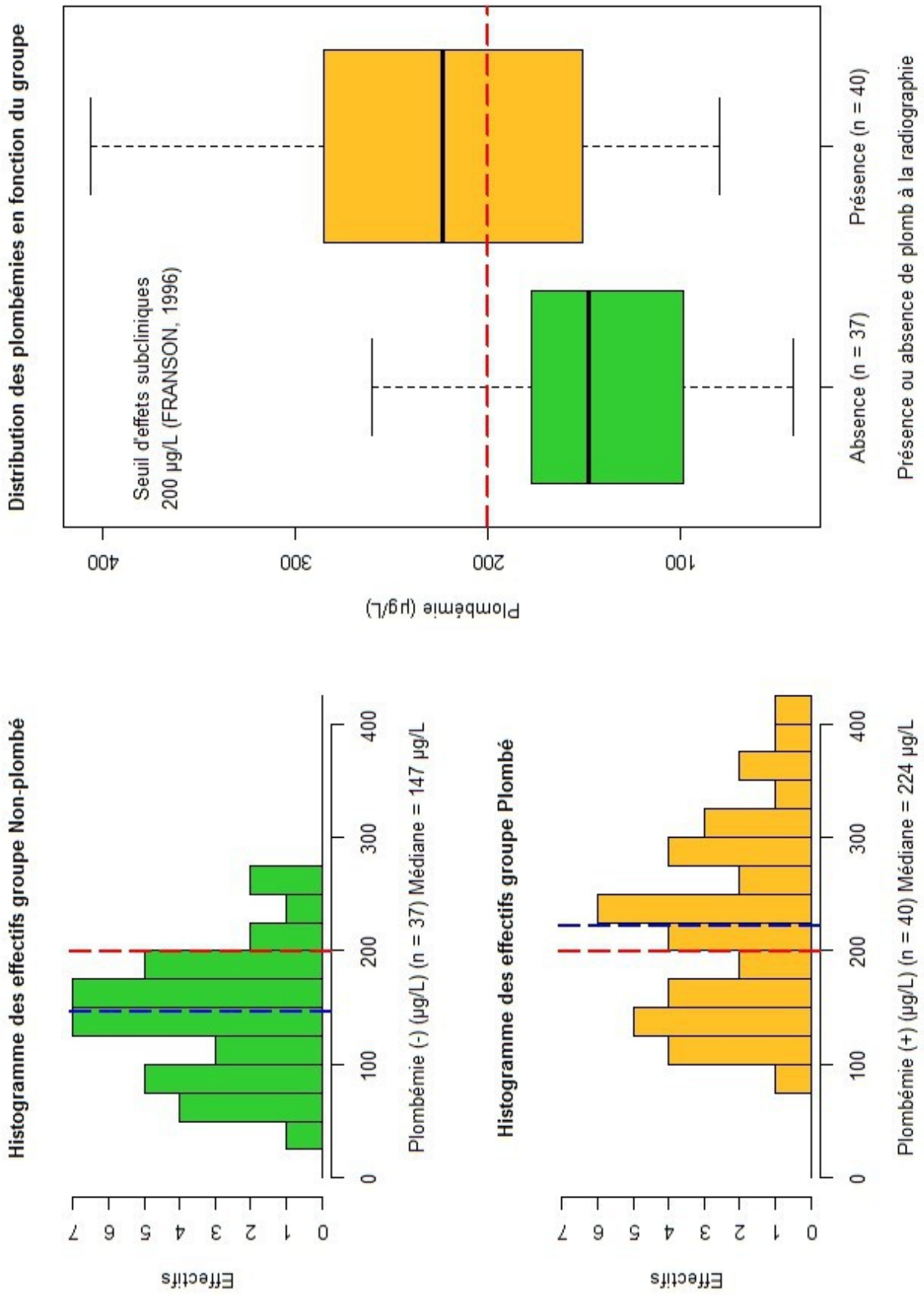


Nom du Centre de sauvegarde (n = nb d'individus du groupe plombé)

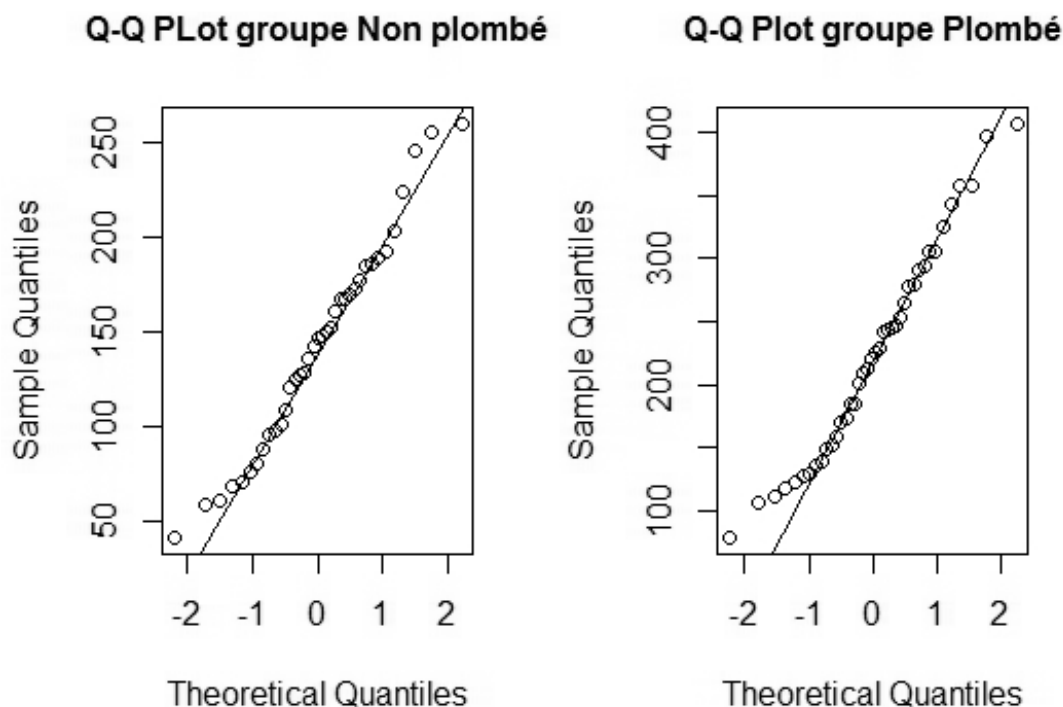
**Figure 14.** Distribution des plombémies en fonction du Centre de sauvegarde.

Après regroupement des données des trois Centres de sauvegarde, le groupe Plombé compte 40 valeurs et le groupe Non-plombé 37. L'appréciation visuelle de la répartition des plombémies au sein de chaque groupe sur les histogrammes, le diagramme en boîte et le Q-Q plot laissent envisager une répartition normale des données (Figures 15 et 16). Cette appréciation visuelle est confortée par le test de Shapiro-Wilk qui ne met pas en évidence de différence significative entre la répartition des plombémies au sein des deux groupes d'étude et la répartition des valeurs d'une loi normale.





**Figure 15.** Représentation graphique globale des plombémies.



**Figure 16.** Représentation graphique des quantiles des deux séries de plombémies par rapport aux quantiles de la loi normale (à gauche, le groupe Non-plombé et à droite le groupe Plombé).

### iii. Comparaison des groupes Plombé et Non-plombé

Au sein du groupe Non-plombé, 4 rapaces sur 37 (10,8 %) dépassent le seuil de 200 µg/L d'intoxication par le plomb avec effets subcliniques retenu en général pour les rapaces (FRANSON, 1996), contre 24 sur 40 (60 %) qui dépassent le seuil dans le groupe Plombé.

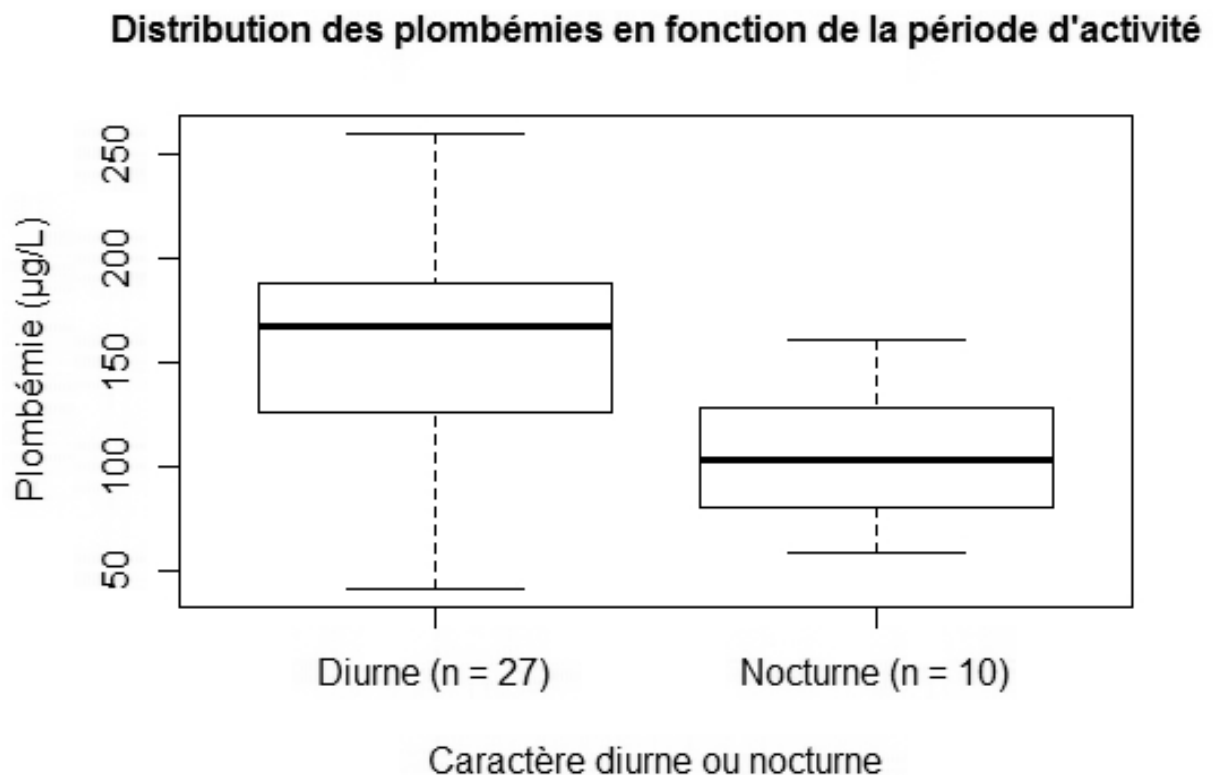
La comparaison des variances des deux groupes par le test de Fisher met en évidence une différence significative entre les deux variances, ce qui conduit à utiliser le test de Welch afin de comparer les moyennes des deux groupes. Le test de Welch permet de mettre en évidence une différence significative entre les moyennes des deux groupes, le groupe Plombé a une plombémie moyenne significativement plus élevée que le groupe Non-plombé. La réduction des données sous forme d'indices statistiques est présentée dans le Tableau VII.

**Tableau VII.** Données statistiques chez les deux groupes de rapaces.

	Groupe Non-plombé (n = 37)	Groupe Plombé (n = 40)
Médiane	147,4 µg/L	223,5 µg/L
Moyenne (IC 95 %)	142,9 µg/L (124,1 – 161,7)	224,2 µg/L (197,0 – 251,4)

#### iv. Influence du caractère de vie diurne ou nocturne au sein du groupe Non plombé

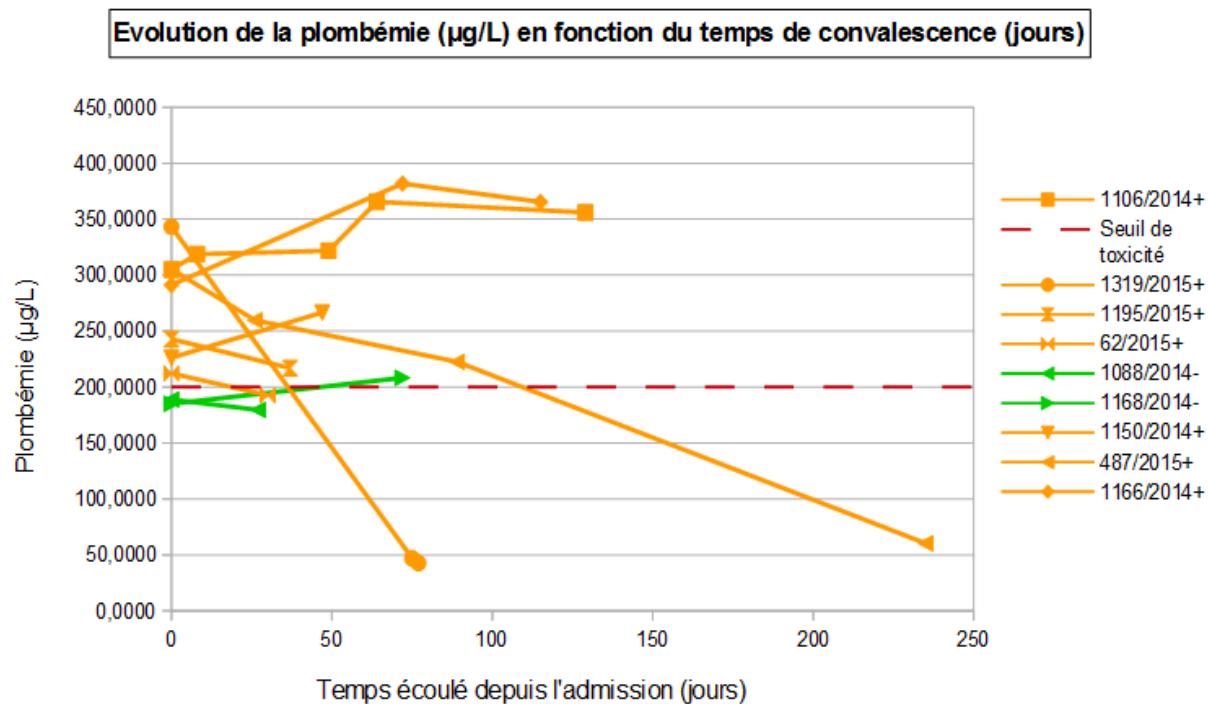
Au sein du groupe Non-plombé, 27 valeurs correspondent à des rapaces diurnes et 10 correspondent à des rapaces nocturnes (Figure 17). Le test de Mann-Whitney-Wilcoxon permet de mettre en évidence que les plombémies des rapaces nocturnes sont significativement plus faibles que les plombémies des rapaces diurnes.



**Figure 17.** Distribution des plombémies au sein du groupe Non plombé en fonction du caractère diurne ou nocturne des rapaces.

#### v. Résultats des suivis de plombémie

Le Centre de sauvegarde Le Tichodrome (Isère) a eu l'opportunité de réaliser plusieurs prises de sang sur neuf rapaces gardés en convalescence sur des périodes allant de 27 à 235 jours dont l'évolution des plombémies en fonction du temps de convalescence est représentée en Figure 18. Parmi ces rapaces suivis, deux appartiennent au groupe Non-plombé (les Buses variables 1168/2014 et 1088/2014) et sept appartiennent au groupe Plombé (les Buses variables 1150/2014, 1106/2014, 1166/2014, 487/2015, 62/2015, 1319/2015 et le Faucon crécerelle 1195/2015). Aucun de ces sept individus n'a subi de traitement chélateur visant à diminuer leur plombémie.



**Figure 18.** Evolution de la plombémie ( $\mu\text{g/L}$ ) en fonction du temps de convalescence en jours chez des rapaces (les valeurs de plombémie des individus du groupe Plombé sont représentées en orange et le symbole « + » est accolé à leur numéro d'identification, celles du groupe Non-plombé sont représentées en vert et le symbole « - » est accolé à leur numéro d'identification, la ligne en pointillés rouges représente le seuil d'effets subcliniques retenus d'après FRANSON, 1996).

Les Buses variables 1106/2014 et 1166/2014, deux rapaces du groupe Plombé, présentant des plombémies de  $300 \mu\text{g/L}$  qui augmentent jusqu'à  $350 \mu\text{g/L}$  au bout de 130 jours. Deux autres individus du groupe Plombé (les Buses variables 487/2015 et 1319/2015) ont des plombémies de  $300$  et  $350 \mu\text{g/L}$  à l'admission puis leurs plombémies décroissent pour atteindre  $60 \mu\text{g/L}$  au bout de 235 jours et  $50 \mu\text{g/L}$  au bout de 75 jours respectivement.

## D. Discussion

### i. Espèces rencontrées

La Buse variable représente plus de la moitié des valeurs au sein de chaque groupe, ce qui est cohérent car le nombre de couple de Buses variables en France est estimé entre 125000 et 163000, ce qui en fait le rapace le plus abondant de France (NORE, 2004). En revanche, le Faucon crécerelle qui représente le second rapace en termes d'effectif avec 72500 à 101000 couples (STRENNNA, 2004) est moins présent que ses effectifs ne le laisseraient penser. Les rapaces blessés ou affaiblis pris en charge par les Centres de sauvegarde sont tout d'abord trouvés, généralement à terre, par des particuliers. La Buse variable semble donc plus apte à survivre au sol avant d'être trouvée. Ceci est en accord avec la littérature car, d'une part avec un poids de 517 à 1060 g pour le

mâle et de 700 à 1350 g pour la femelle (GEROUDÉ, 2013 p. 126) elle est plus massive que le Faucon crécerelle avec un poids de 136 à 225 g pour le mâle et de 170 à 270 g pour la femelle (GEROUDÉ, 2013 p. 309) et d'autre part la Buse variable est décrite comme capable de jeûner deux semaines pendant les périodes hivernales où les proies sont rares (GEROUDÉ, 2013 p. 129). Les différences morphologiques évoquées précédemment laissent supposer que la Buse variable est aussi plus facile à trouver que le Faucon crécerelle, et ce d'autant plus qu'elle est décrite comme coutumière des bords de route où elle trouve une partie de sa nourriture (GENSBOL, 2014 p. 127). Ce qui est cohérent avec les études menées en Amérique du nord, lors desquelles se sont majoritairement des rapaces de grande taille comme le Pygargue à tête blanche, l'Aigle royal, l'Urubu à tête rouge ou le Condor de Californie qui sont représentés (*cf* Tableau V. Revue de la littérature des cas rapportés d'exposition et/ou d'intoxication par le plomb chez différentes espèces de rapaces dans leur environnement naturel p. 39).

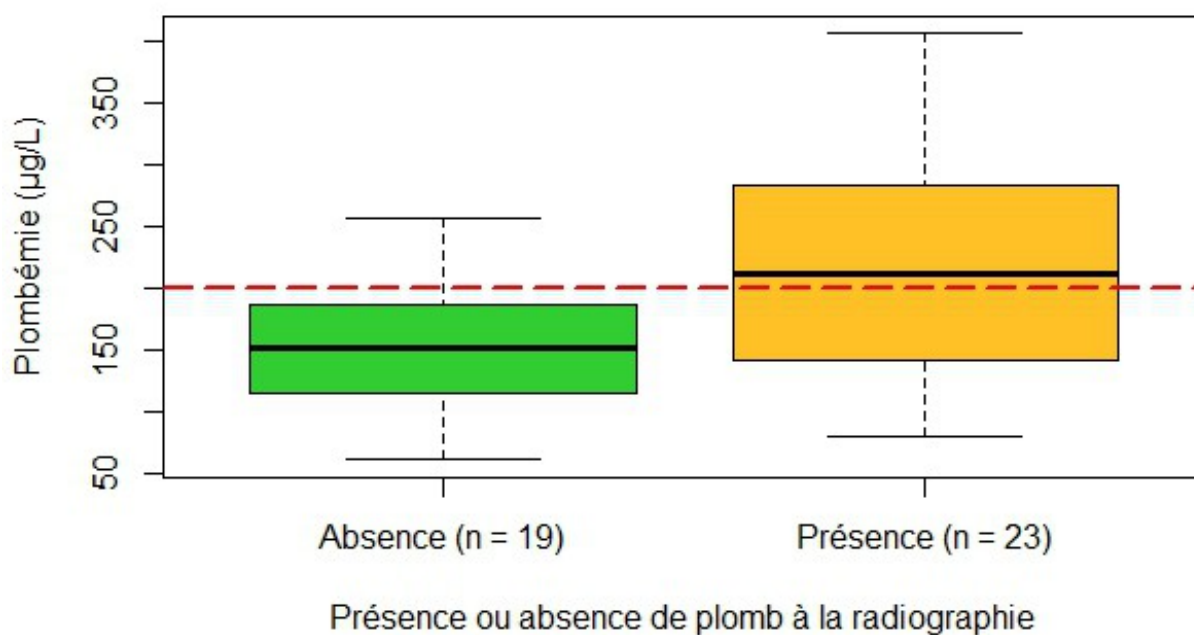
De plus les individus appartenant à l'espèce Buse variable sont équitablement répartis entre les deux groupes ce qui permet des comparaisons pertinentes car cela évite que les résultats d'un groupe soient finalement le reflet d'une seule espèce.

## ii. Susceptibilité de confusion avec une exposition au plomb par voie orale en fonction de la biologie de l'espèce

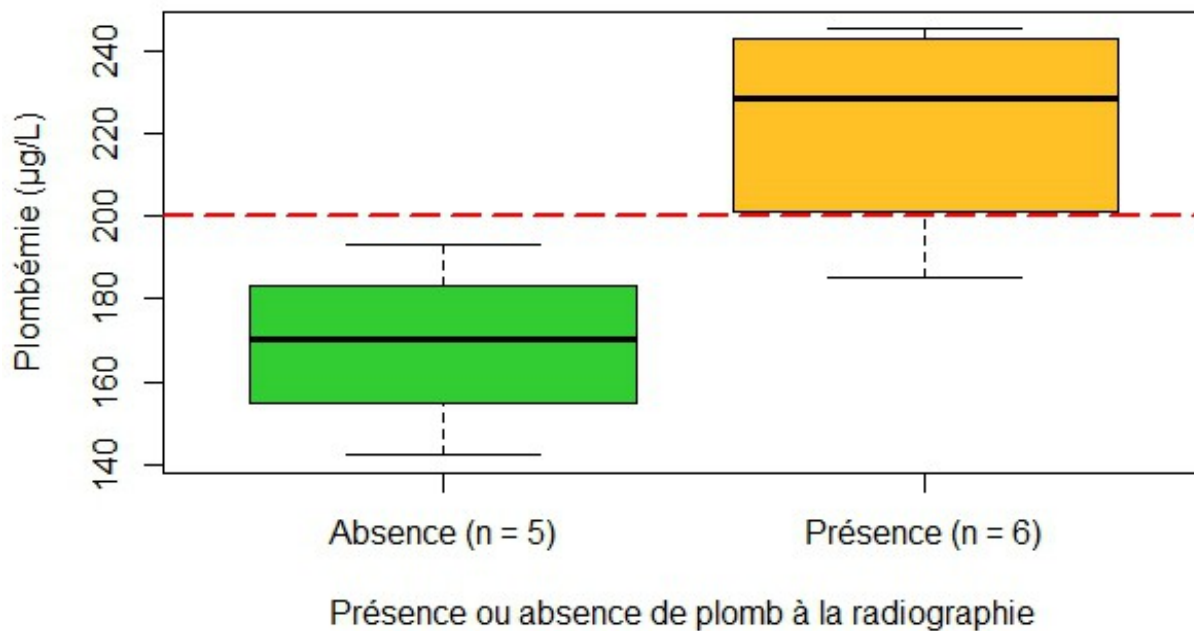
Parmi les rapaces inclus dans l'étude, certains sont décrits comme des charognards stricts (le Vautour fauve) et d'autres sont reconnus pour consommer des cadavres de manière non négligeable, notamment en hiver (la Buse variable et le Milan noir) (GENSBOL, 2014). Sachant que du petit gibier abattu n'est parfois pas retrouvé et que les organes du grand gibier éviscéré sur place peuvent tous les deux contenir de petits fragments de plomb susceptibles d'être consommés, cette exposition au plomb par voie orale est potentiellement génératrice de confusion avec l'exposition au plomb enkysté qui est le propos de cette étude. Pour envisager plus précisément cette exposition au plomb par voie orale une comparaison de moyenne à l'aide du test de Mann-Whitney-Wilcoxon est réalisée entre les rapaces plombés et non-plombés au sein de deux sous-groupes : les Buses variables dont le caractère alimentaire opportuniste la conduit à consommer des cadavres et les Faucons crécerelles dont les proies décrites dans la littérature sont majoritairement le campagnol des champs (*Microtus arvalis*), mais aussi des lézards et des insectes, et chez qui le comportement charognard n'est pas rapporté (GENSBOL, 2013 p. 220). Le Faucon crécerelle est par conséquent très peu susceptible de souffrir d'une exposition au plomb par voie orale.

Seuls le Faucon crécerelle et la Buse variable constituaient des groupes suffisamment nombreux pour offrir l'opportunité d'une analyse statistique par espèce (Figure 19). Cependant les distributions des plombémies pour chaque espèce de rapaces incluse dans l'étude selon le groupe Plombé ou Non-plombé sont fournies en Annexes V et VI.

Distribution des plombémies en fonction de la présence de plomb chez la Buse variable



Distribution des plombémies en fonction de la présence de plomb chez le Faucon crécerelle



**Figure 19.** Distribution des plombémies chez la Buse variable et le Faucon crécerelle en fonction de la présence de plomb.

Le test de Mann-Whitney-Wilcoxon met en évidence que chez ces deux espèces, les individus du groupe Plombé ont des plombémies significativement plus élevées que les individus du groupe Non-plombé. De plus, pour chacune de ces deux espèces, les médiane des deux groupes sont toujours situées de part et d'autre du seuil d'effets subcliniques de 200 µg/L (Figure 19). Le comportement alimentaire de la Buse variable semble se traduire graphiquement par la présence de plusieurs plombémies élevées chez le groupe Non-plombé. Ainsi, les différences en matière de régime alimentaire ne perturbent pas la tendance mise en évidence précédemment selon laquelle les rapaces du groupe Plombé présentent des plombémies significativement plus élevées, et en majeure partie supérieures à 200 µg/L, que les rapaces du groupe Non-plombé.

En considérant les caractéristiques biologiques du Faucon crécerelle décrites précédemment, il serait légitime de s'attendre à ce que les individus du groupe Non-plombé présentent des plombémies notablement faibles. Or ce n'est pas le cas, la cause alimentaire en lien avec les activités cynégétiques étant exclue, il reste possible de supposer que ces individus aient pu être exposé à une source locale de plomb dans leur environnement (industrie ou ancienne activité minière par exemples). Mais peu d'auteurs se sont intéressés à l'exposition au plomb chez les rapaces de petite taille comme le Faucon crécerelle. PAIN et al., 1995 ont reconnu la difficulté à expliquer des teneurs en plomb hépatique indicatrices d'une exposition susceptible de générer des effets subcliniques chez le Faucon crécerelle, le Faucon hobereau (*Falco subbuteo*), la Chouette chevêche (*Athene noctua*) et le Hibou des marais (*Asio flammeus*) qui sont quatre espèces de rapaces de petite taille chez qui la consommation de cadavres ou de proies qui constituent du gibier pour l'Homme n'est pas rapportée. Ils ont retenu comme source probable le fait que ces espèces puissent se nourrir dans des zones avec des dépôts de plomb particulièrement élevés comme le bord des routes très fréquentées, ce qui peut être exclu actuellement, ou à proximité d'une ancienne mine de plomb. En effet l'exposition au plomb en lien avec un environnement pollué par le plomb a été étudié par HENNY et al., 1994 chez le Faucon crécerelle d'Amérique. Ces auteurs ont mis en évidence des plombémies plus élevées, à l'origine d'effets subcliniques, chez les individus vivants dans la zone polluée que chez les individus d'une zone témoin indemne de source de plomb.

Pour éclaircir cette interrogation une solution serait d'analyser les proportions relatives des différents isotopes stables du plomb dans des tissus de rapaces de petite taille afin de caractériser la source à laquelle ils peuvent être exposés, cependant aucune étude n'a actuellement réalisé un tel travail.

### iii. Au sein du groupe Non plombé : lien entre biologie de l'espèce et plombémie

Concernant le groupe Non-plombé, le fait que des plombémies plus faibles soient mises en évidence chez les rapaces nocturnes par rapport aux rapaces diurnes trouve des explications concordantes dans la littérature. En premier lieu, la consommation de carcasses n'est pas rapportée chez les rapaces nocturnes présents dans cette étude (GEROUDÉ, 2013), ce qui amoindrit le risque qu'ils consomment des fragments de plomb. Les observations des pelotes de réjection de divers rapaces ont montré que toutes contiennent des poils, des plumes et de la chitine mais seules les pelotes de réjection des rapaces nocturnes contiennent des os (GEROUDÉ, 2013 p. 31 et p. 324). Un exemple de pelote de réjection disséquée de rapace nocturne est visible en Figure 20. Ces observations des contenus de pelotes de réjection tendent à prouver que l'intensité de la digestion des rapaces nocturnes est moindre que celle des rapaces diurnes.



**Figure 20.** Exemple de dissection d'une pelote de réjection de Hibou Grand duc. Une pelote de réjection entière est représentée en Figure 20a. Après dissection il est possible d'isoler de nombreux petits os (Figure 20b) au sein d'une masse constituée par l'ensemble des phanères des proies (Figure 20c) (Photo E. MAS).

Cette différence dans le pouvoir de digestion a été étudiée et mise en évidence par DUKE et al., 1975 via des analyses de pH gastrique. Ces auteurs ont tout d'abord montré que la proportion de la nourriture ingérée rejetée sous forme de pelotes est plus importante chez les rapaces nocturnes que chez les rapaces diurnes, ce qui coïncide avec l'hypothèse d'une différence d'intensité en terme de digestion évoquée d'après l'analyse du contenu des pelotes de réjection. Puis ils ont récolté des sécrétions gastriques afin de mesurer leur pH chez deux espèces de rapaces nocturnes (le Hibou Grand duc de Virginie (*Bubo virginianus*) et le Harfang des neiges (*Nyctea scandiaca*)) et chez trois espèces de rapaces diurnes (la Buse de Swainson, le Faucon pèlerin et le Pygargue à tête blanche). La moyenne des pH gastriques pour les rapaces diurnes est de 1,6 contre 2,35 pour les rapaces nocturnes, les auteurs concluent à une différence physiologiquement significative. Cela est à considérer dans le cas d'ingestion de plomb sous forme métallique puisque c'est le pH acide de l'estomac qui concourt à la formation de plomb ionisé absorbable dans l'intestin (MYKKANEN et WASSERMAN, 1981 ; FISHER et al., 2006). Ces différences, à la fois en matière de comportement et de physiologie digestive peuvent être une explication à cette différence de plombémie mise en évidence et laissent supposer que les rapaces nocturnes sont moins à risque que les rapaces diurnes en ce qui concerne l'intoxication par le plomb par voie orale.

Poursuivant ce raisonnement, le Gypaète barbu qui ne rejette pas de pelotes de réjection, témoignage de sa digestion quasiment complète adaptée à son régime alimentaire charognard avec la particularité de consommer les tissus mous des carcasses mais aussi les os qui peuvent constituer jusqu'à 70 % de son alimentation (GEROUDET, 2013 p. 64-65), est particulièrement vulnérable au plomb qu'il peut rencontrer dans son alimentation.

Cette différence de plombémie selon le caractère diurne ou nocturne des rapaces ayant été discutée, il aurait été intéressant d'analyser les plombémies des rapaces diurnes du groupe Non-plombé en fonction de la date de la prise de sang, selon que celle-ci a été réalisée pendant la période



de chasse ou en dehors de cette période. En effet la période de chasse a été désignée par certains travaux comme particulièrement à risque d'ingestion de plomb et/ou de fragments de munitions de chasse par les rapaces qui sont susceptibles de consommer des cadavres ou des animaux chassés par l'Homme (PAIN et al., 1997 ; KIM et al., 1999 ; GREEN et al., 2009 ; HERNANDEZ et MARGALIDA, 2009 ; KELLY et JOHNSON, 2011). Malheureusement cette analyse n'a pas pu être effectuée dans cette étude en raison d'un déséquilibre important des données entre les deux périodes : 24 prises de sang pendant la période de chasse et 3 prises de sang hors période de chasse.

#### iv. Etude de la diffusion de plomb enkysté chez les Mammifères

Des cas cliniques d'intoxication avérée par le plomb après une ancienne blessure par arme à feu ayant laissée un ou plusieurs fragment(s) de projectile sont rapportées dans la littérature (SLAVIN et al., 1988 ; DEMARTINI et al., 2001 ; GAMEIRO et al., 2013). Les quatre cas rapportés concernent tous des cas de blessures par arme à feu ayant laissé un fragment de munition au sein d'une articulation (Tableau VIII).

**Tableau VIII.** Cas cliniques d'intoxication par le plomb chez l'Homme provoquée par un fragment de munition dans l'organisme.

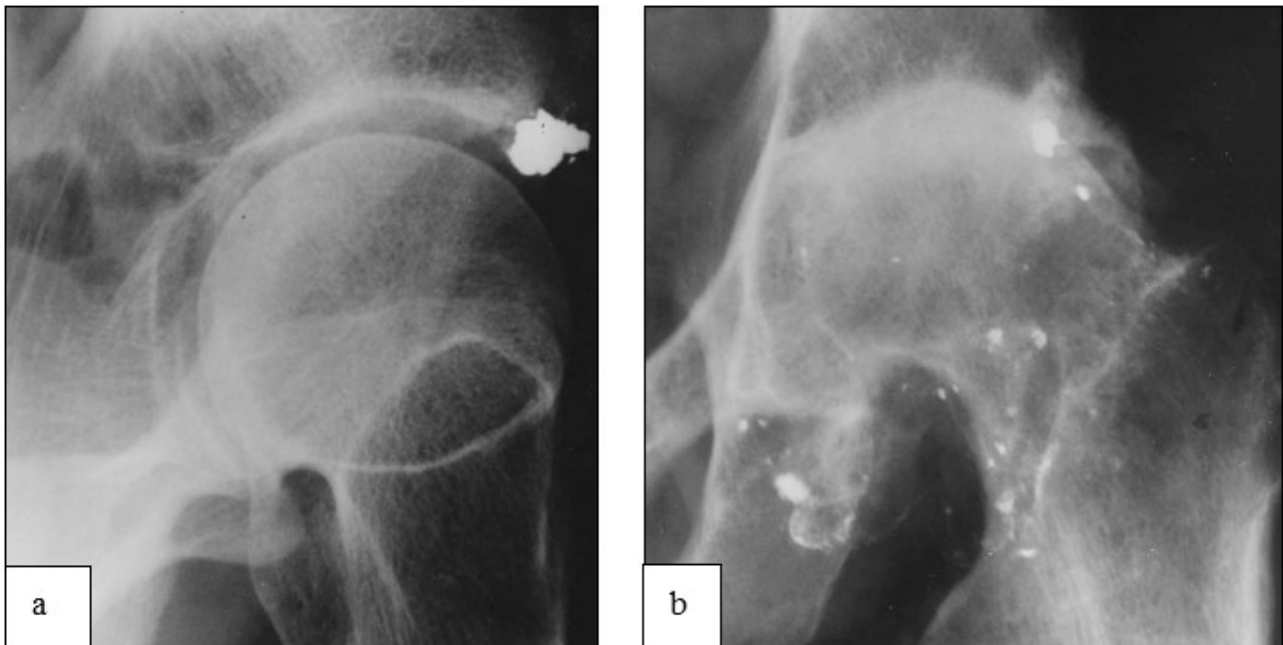
Etude	Localisation (et durée)	Plombémie (µg/L)	Symptômes
SLAVIN et al., 1988	Poignet (16 mois)	840 µg/L	Anémie, douleurs abdominales, névrite au niveau des jambes, malaise, amaigrissement, hypertension
	Genou (21 mois)	-	Douleur au niveau du genou, hypertension
DEMARTINI et al., 2001	Hanche (15 ans)	1980 µg/L	Fonte musculaire, signes de neuropathie périphérique, anémie
GAMEIRO et al., 2013	Genou (14 ans)	1290 µg/L	Amaigrissement, céphalées, baisse de la vue, fatigue, douleurs abdominales et articulaires, anémie, crampes

Les symptômes concordent avec ceux classiquement décrits lors d'une intoxication par le plomb, et dans les trois cas où la plombémie a pu être mesurée, elle est bien supérieure au seuil de toxicité clinique de 700 µg/L rapporté dans la littérature (VIALA, 2005). L'intoxication par le plomb chez ces patients a été traitée avec succès soit uniquement par un retrait chirurgical et un nettoyage de l'articulation (GAMEIRO et al., 2013 ; SLAVIN et al., 1988 pour le cas de blessure au genou) soit en associant la chirurgie à un traitement médical chélateur du plomb (DEMARTINI et al., 2001 ; SLAVIN et al., 1988 pour le cas de blessure au poignet). Selon les recommandations de

LINDEN et al., 1982, il est judicieux de commencer à administrer le traitement chélateur au patient avant de réaliser la chirurgie car elle est susceptible de remettre du plomb en circulation dans le sang en raison du traumatisme chirurgical.

La comparaison des radiographies prises peu de temps après la blessure avec celles contemporaines de l'intoxication montrent clairement que le fragment de munition s'est en grande partie délité dans l'articulation (Figures 21a et 21b). Selon SLAVIN et al., 1988, le fragment de munition est soumis dans l'articulation à l'action du liquide synovial ce qui est responsable de sa solubilisation partielle et l'arthrite provoquée par ce corps étranger favorise la diffusion du plomb dans le reste de l'organisme. DEMARTINI et al., 2001 ajoutent qu'à ce phénomène chimique s'ajoutent les contraintes mécaniques exercées sur le fragment de munition au sein de l'articulation, ce qui participe à sa fragmentation.

Ces trois études s'accordent sur le fait que les fragments de munition articulaire doivent être retirés afin d'éviter une intoxication par le plomb qui peut survenir plusieurs années après la blessure. Et les individus pour lesquels le ou les fragment(s) n'ont pas pu être retirés doivent faire l'objet d'une surveillance médicale particulière.



**Figure 21.** Radiographies de l'épaule du patient pris en charge par DEMARTINI et al., 2001 illustrant la fragmentation du projectile dans l'articulation. La radiographie en Figure 21a est contemporaine de la blessure et permet de visualiser le projectile déformé dans l'articulation. La radiographie en Figure 21b a été réalisée 15 ans après la blessure et montre de nombreux fragments issus du projectile dispersés dans l'articulation provoquant une arthropathie sévère (d'après DEMARTINI et al., 2001).

GREENBERG, 1990 a étudié expérimentalement la diffusion du plomb dans l'organisme de souris après avoir implanté chirurgicalement du plomb métallique en sous cutané, en prenant soin d'être éloigné de toute articulation. Les hépatocytes et les cellules des tubules rénaux présentent des altérations microscopiques. La présence de plomb au niveau des hépatocytes et des cellules rénales est mise en évidence par coloration et par l'observation de corps d'inclusion nucléaires. L'auteur suppose que le plomb retrouvé dans l'organisme des souris provient du fragment inséré chirurgicalement et qu'il diffuse via des capillaires qui se développent à proximité du fragment. Afin d'explorer expérimentalement la diffusion de fragments de plomb en fonction de leur

localisation, MANTON et THAL, 1986 ont réalisé une étude sur deux chiens avec deux sources de plomb sous forme de disque métallique différenciables par leur rapport isotopiques, une implantée dans une articulation et l'autre implantée dans un muscle. Concernant le protocole suivi dans cette étude il est remarquable que le choix de plomb sous forme de disque, pour un même volume de plomb, augmente la surface de contact et pourrait conduire à une surestimation de la diffusion du plomb. Cependant des radiographies de rapaces montrent parfois de nombreux fragments laissés dans l'organisme par le projectile, ce qui correspond possiblement à une plus grande surface de contact que celle représentée par une sphère, cette approche semble donc recevable. C'est une des limites que NGUYEN et al., 2005 évoquent dans leur étude développée dans le paragraphe suivant, car, en l'absence de deux incidences radiographiques, il est difficile d'évaluer la surface de plomb susceptible de diffuser. Les chiens sont suivis par la suite avec des dosages de plombémie. La part du plomb implanté dans le muscle est faible et elle atteint son maximum 30 jours après l'implantation chirurgicale. Cette diffusion du plomb à partir du muscle serait liée à l'inflammation locale et s'arrêterait rapidement en raison de l'encapsulation du disque de plomb par du tissu fibreux. Ce qui est en désaccord avec les observations de GREENBERG, 1990, cependant la localisation différente de l'implantation, sous cutané chez les souris et intra-musculaire chez les chiens, permet peut-être d'expliquer cette différence. En revanche la part du plomb implanté dans l'articulation est plus importante que celle du plomb implanté dans le muscle et elle atteint son maximum entre 120 et 180 jours après l'implantation chirurgicale. Des radiographies des chiens six mois après l'implantation des disques de plomb montrent que les disques intra-musculaires ont conservé leur forme d'origine, contrairement aux disques intra-articulaires fragmentés en de nombreuses petites particules (Figure 22). Cela rejoint les observations radiographiques faites chez des humains blessés par arme à feu ayant une rétention de fragment de munition dans une cavité articulaire (SLAVIN et al., 1988 ; DEMARTINI et al., 2001 ; GAMEIRO et al., 2013).



**Figure 22.** Radiographie du genou d'un chien de l'étude de MANTON et THAL, 1986 6 mois après l'implantation chirurgicale des disques de plomb. Le disque de plomb intra-musculaire a conservé sa forme alors que le disque de plomb intra-articulaire s'est fragmenté (d'après MANTON et THAL, 1986).

Le pic observé en ce qui concerne la part articulaire de la plombémie n'était pas attendu, dans la mesure où, à l'intérieur de l'articulation, rien ne vient s'opposer au délitement du plomb métallique à l'inverse du disque de plomb intra-musculaire que les auteurs supposent encapsulé. Sachant que les deux chiens ont été maintenus en cage avec une faible liberté de mouvement, l'hypothèse avancée par MANTON et THAL, 1986, est que le disque de plomb intra-articulaire a été soumis à moins de contraintes mécaniques susceptibles d'augmenter sa fragmentation que si les chiens avaient été pleinement libres de se déplacer durant l'expérience. Cela s'accorde avec l'idée de DEMARTINI et al., 2001, pour qui ces contraintes mécaniques ne sont pas négligeables dans le phénomène de diffusion du plomb métallique dans le reste de l'organisme.

D'après MANTON et THAL, 1986, c'est l'inflammation locale qui est à l'origine de la diffusion du disque de plomb implanté dans le muscle. Cette expérience est sujette à la même critique que celle de SANDERSON et al., 1998 du fait de l'implantation chirurgicale du plomb métallique. Car dans notre étude les plombs de chasse et les fragments de munitions observables sur les radiographies des rapaces sont le résultats d'une blessure, il est par conséquent légitime de

penser que l'inflammation locale a été plus importante que pour une implantation chirurgicale et potentiellement à l'origine d'une diffusion du plomb plus conséquente à partir de la munition.

Afin d'étudier quels sont les facteurs inhérents au patient ou à la blessure qui pourraient constituer des indicateurs en termes de surveillance à long terme chez des patients présentant une rétention de fragment(s) de munition suite à une blessure par arme à feu, McQUIRTER et al., 2004 ont suivi 451 patients pendant 12 mois après une blessure leur ayant laissée au moins un fragment de munition dans l'organisme. La proportion de patients dont la plombémie est supérieure à 100 µg/L ou supérieure à 200 µg/L augmente significativement durant les 3 à 6 mois suivants la blessure puis décroît. Ce qui est favorable d'un apport de plomb via le fragment de munition à moyen terme même si les auteurs signalent que la première valeur de plombémie mesurée peut être artificiellement basse dans le cas de certains patients ayant reçu une transfusion lors de la prise en charge de leur blessure.

Les facteurs pour lesquels les patients ont une plombémie significativement plus élevée que les autres lorsque ce facteur est présent sont : le nombre de fragments de munition, une fracture au niveau du tronc, la présence de fragments de munition proche d'un os, proche d'une articulation ou dans une articulation. Le dernier point est en cohérence avec les observations des trois cas cliniques (SLAVIN et al., 1988 ; DEMARTINI et al., 2001 ; GAMEIRO et al., 2013) et l'étude de MANTON et THAL, 1986.

Si notre étude avait disposé de radiographies de corps entiers systématiquement et d'un plus grand nombre de rapaces recrutés, il aurait été intéressant de se pencher sur ces facteurs afin d'explorer si leur effet se retrouvaient ou non chez les rapaces.

De plus, McQUIRTER et al., 2004 ayant constaté une augmentation de la plombémie pendant les 3 à 6 mois suivants une blessure par arme à feu avec rétention de fragments de munitions. La question se pose de proposer un traitement chélateur du plomb durant la phase de convalescence chez les rapaces concernés par ce type de blessure.

## v. Travaux comparatifs en médecine humaine

La différence de plombémie mise en évidence entre les deux groupes d'étude de rapaces est d'autant plus intéressante que les plombémies moyennes des deux groupes se situent de part et d'autre du seuil d'effets subcliniques de 200 µg/L. Ce qui apporte une signification clinique à cette différence car parmi les nombreux effets subcliniques supposés du plomb chez les oiseaux, un certain nombre ont pu être démontrés. Ainsi, sans remettre en question le fait que la source d'exposition majoritaire au plomb chez les rapaces est constituée par la consommation de munitions au vu de la bibliographie conséquente à ce sujet, notre étude permet d'objectiver le fait que la présence de plombs et/ou fragments de munitions ne semble pas si anodine, du moins pour les rapaces étudiés ici.

Trois études ont été menées avec un protocole semblable et le même objectif, savoir si des patients avec un antécédent de blessure par arme à feu et rétention d'un ou plusieurs fragment(s) de munition dans l'organisme présentaient une plombémie plus élevée que des patients indemnes de fragments de munition dans l'organisme (FARRELL et al., 1999 ; NGUYEN et al., 2005 ; MOAZENI et al., 2014). Dans chacune de ces trois études, des patients avec antécédent de rétention de fragments de munition dans l'organisme ont été appariés avec des patients indemnes correspondant en termes d'âge, de sexe et de lieu de vie (Tableau IX). Ce type d'appariement n'a malheureusement pas pu être mis en place pour les rapaces, d'une part en raison du faible nombre d'individus recrutés et d'autre part en raison de l'absence de commémoratifs mis à part l'espèce.

**Tableau IX.** Etudes Cas-Témoins rapportées en médecine humaine suite à des rétentions de fragments de munitions dans l'organisme (n = nombres de patients inclus dans chaque groupe d'étude).

Etude	Plombémie moyenne (µg/L) des patients sans antécédents de rétention de fragment de munitions	Plombémie moyenne (µg/L) des patients avec antécédents de rétention de fragment de munitions	p-value
FARRELL et al., 1999 (Etats Unis)	70 µg/L (n = 15)	170 µg/L (n = 15)	p < 0,05
NGUYEN et al., 2005 (Etats Unis)	31,6 µg/L (n = 120)	67,1 µg/L (n = 120)	p < 0,05
MOAZENI et al., 2014 (Iran)	253 µg/L (n = 25)	290 µg/L (n = 25)	p > 0,05

La prise en compte du biais lié à l'exposition au plomb par voie orale discuté chez les rapaces n'a pas lieu d'être dans ce cas. En revanche, c'est l'exposition au plomb par inhalation de poussières dans les habitations qui est évoquée comme un biais potentiel (FARRELL et al., 1999), les habitations anciennes sont considérées comme suspectes mais sans pouvoir explorer cette source éventuelle de plomb de manière plus ample. En effet, les poussières de peintures chargées en plomb sont une source d'intoxication par inhalation et/ou par ingestion chez l'humain (GORDON et al., 2002) et chez les Oiseaux c'est une source d'intoxication rare mais néanmoins rapportée dans la nature chez l'Albatros de Laysan (SILEO et FEFER, 1987 ; WORK et SMITH, 1996) et en captivité chez le Vautour chassefiente (NAIDOO et al., 2012). Pour ces deux espèces la source mise en évidence est l'ingestion de fragments de peinture chargée en plomb qui s'écaillait de bâtiments à l'abandon ou vétustes respectivement, cette source peut être exclue pour l'ensemble des rapaces inclus dans l'étude.

De même que l'étude comparative chez les rapaces, ces trois études mettent en évidence des plombémies plus élevées chez le groupe de patients avec antécédents de rétention de fragment de munition que chez le groupe de patients indemnes de rétention de fragment de munition mais cette différence n'est statistiquement significative que dans deux cas (FARRELL et al., 1999 ; NGUYEN et al., 2005). De plus, les travaux de NGUYEN et al., 2005 permettent de mettre en évidence une différence alors qu'ils n'ont inclus dans leur étude que des patients dont les fragments de munition sont extra-articulaires et réputés peu dangereux en raison de leur localisation.

Aucun des auteurs n'a mis en évidence d'intoxication clinique. Toutefois cette affirmation souffre du fait que cela se base uniquement sur la mémoire des patients et que les symptômes d'une intoxication par le plomb chez l'humain sont peu spécifiques, VIALA, 2005 rapporte chez l'Homme adulte une faiblesse musculaire, des malaises, de la fatigue, de l'anorexie et des troubles gastro-intestinaux. NGUYEN et al., 2005 ont mis en évidence que le groupe de patients présentant une rétention de fragment de munition avait un taux d'hémoglobine plus faible que le groupe de patients indemnes, toutefois cette différence n'est pas significative d'un point de vue physiologique.

Au sein du groupe avec antécédents de rétention de fragment de munitions, MOAZENI et al., 2014 ont mis en évidence une relation positive significative entre le nombre de fragments de munition et la plombémie, ce qui suggère que le nombre de fragments peut être un facteur de risque d'exposition au plomb, en cohérence avec les observations de McQUIRTER et al., 2004.

NGUYEN et al., 2005 se sont intéressés aux états d'augmentation de l'activité métabolique (chirurgie, fracture, alcoolisme, addiction aux stupéfiants, diabète, hyperthyroïdisme, infection, grossesse et lactation) et ont mis en évidence que les patients qui rapportaient une fracture récente avaient des plombémies plus élevées que les autres, ce qui trouve son explication dans le remodelage osseux inhérent à la réparation de la fracture pendant lequel le plomb osseux est remis en circulation dans le sang. Les autres états d'augmentation de l'activité métabolique n'ont pas été reliés à des plombémies différentes, toutefois les échantillons sont faibles et les auteurs considèrent que cela mériterait de plus amples investigations. Car si ces états listés précédemment s'avèrent être à l'origine d'une augmentation de la plombémie, cela signifierait que des patients ayant une plombémie subclinique en raison de fragments de munition pourraient dépasser le seuil de toxicité du plomb.

Dans la mesure où des rapaces admis en centre de sauvegarde présentent parfois plusieurs plombs et/ou fragments de munitions visibles à la radiographie et qu'ils sont nombreux à souffrir de fracture après une collision, ces deux facteurs méritent d'être pris en compte.

## vi. Discussion autour des suivis

Au Centre de sauvegarde Le Tichodrome où les suivis ont été effectués, les rapaces en convalescence sont maintenus en volières et sont nourris exclusivement avec des poussins de un jour et/ou avec des souris. L'exposition au plomb par voie orale en lien avec la consommation d'animaux abattus lors de la chasse et non récupérés évoquée précédemment est donc exclue. De plus, la source de nourriture étant contrôlée, cela permet d'éviter des expositions accidentelles au plomb parfois élevée chez des rapaces captifs comme cela a été mis en évidence par PAIN et al., 2007 au sein d'un programme de réintroduction du Milan royal au Royaume Uni. Les individus captifs étaient nourris avec du gibier abattu par arme à feu et, bien que les carcasses aient été inspectées avant de servir de nourriture, il s'est avéré que les plombémies des individus prêts à être relâchés étaient comprises entre 8,3 et 3337,8  $\mu\text{g/L}$ , et que 37 % avaient des plombémies supérieures à 200  $\mu\text{g/L}$ . L'utilisation de gibier abattu par arme à feu a aussi conduit à la mort par intoxication par le plomb d'un Condor des Andes captif pour lequel les auteurs ont retrouvé à l'autopsie quatre plombs de chasse dans l'œsophage et le gésier (LOCKE et al., 1969).

Malheureusement, il y a peu de radiographies de corps entier car les rapaces du groupe Plombé ont souvent été inclus dans l'étude après découverte de plomb et/ou fragment de munitions à l'occasion de la radiographie d'une région précise du corps. En gardant à l'esprit que ces rapaces suivis peuvent présenter d'anciennes blessures par arme à feu ayant laissé des munitions dans des zones non radiographiées ou que leur gésier peut contenir un fragment de munition et à la lumière des facteurs de risques mis en évidence chez des Mammifères, nous discuterons des courbes de suivi de plombémie (Figure 18).

Concernant les Buses variables 1319/2015 et 487/2015, étant donné la chute rapide de leur plombémie dès le début de leur convalescence, sont susceptibles d'avoir été soumises à une exposition ponctuelle au plomb via leur alimentation.

Les Buses variables 1106/2014 et 1166/2014 pourraient avoir un plomb ou un fragment de munition qui stagne dans le gésier. Cependant les cas cliniques individuels dont l'origine a été identifiée comme du plomb métallique bloqué dans le gésier présentaient des signes cliniques et/ou des concentrations en plomb tissulaire (MATEO et al., 1997 ; GILL et LANGELIER, 1994) qui s'accorderaient plutôt avec une plombémie plus élevée que celle de ces deux individus mais en l'absence de preuve cette hypothèse reste possible. L'évolution de leurs plombémie est possiblement

reliée à deux phénomènes qui peuvent être concomitants. La présence des fragments de munitions bien sûr dans la mesure où cette étude montre une association significative entre leur présence et des plombémies plus élevées qu'en leur absence. Phénomène auquel peut s'ajouter la libération progressive de plomb du compartiment osseux (RABINOWITZ et al., 1976) si ces individus ont déjà été exposés précédemment sous une forme chronique. Cette hypothèse de relargage du plomb osseux a été évoquée chez des patients pour expliquer des plombémies qui restaient supérieures au seuil d'exposition alors que des traitements chélateurs avaient été mis en place (GORDON et al., 2002).

Afin d'effectuer un suivi de plombémie interprétable avec fiabilité, des radiographies de corps entiers s'avèrent indispensables pour pouvoir déterminer d'une part le nombre et la localisation des fragments de munitions et d'autre part pouvoir affirmer la présence ou l'absence de plomb dans le tractus digestif. Et encore il restera une inconnue résidant dans la durée de présence des fragments de munitions enkystés dans l'organisme, en effet il est compliqué de déterminer précisément la date de la blessure hormis si elle est très récente. Sans ces éléments, il est en effet aisé de se perdre en conjectures sans pouvoir dégager de certitudes à propos des cas observés.



# Conclusion

Le plomb est toxique pour les Rapaces, il est susceptible de provoquer la mort ou d'atteindre l'état de santé des individus de telle manière que leurs chances de survie se trouvent amoindries. Les analyses des proportions relatives des différents isotopes du plomb dans les échantillons prélevés ont permis d'incriminer de manière fiable les munitions de chasse retrouvées dans leur nourriture comme la source principale de plomb pour les Rapaces. Ainsi les espèces concernées sont constituées par l'ensemble des Rapaces exclusivement ou occasionnellement charognards et ceux qui consomment des animaux qui représentent du gibier pour l'Homme. Ces individus sont en effet susceptibles de consommer des fragments de plomb contenus dans les viscères, les carcasses ou les animaux vivants mais blessés qui sont porteurs de fragments de munitions. Le plomb issu d'activités industrielles ou contenu dans certaines peintures doit être gardé à l'esprit comme source potentielle mais, en ce qui concerne les Rapaces, cela représente une part minime de leur exposition au plomb.

La comparaison de plombémies a mis en évidence qu'un groupe de rapaces présentant des plombs et/ou des fragments de munitions enkystés dans l'organisme avait des plombémies significativement plus élevées qu'un groupe de rapaces indemnes. Cette différence est retrouvée chez des sous-groupes constitués par deux espèces de Rapaces ayant des comportements et des régimes alimentaires différents, la Buse variable et le Faucon crécerelle. Cela montre que le plomb métallique enkysté dans un organisme n'est pas à proprement parler inerte biologiquement.

Les suivis de plombémie chez certains individus n'ont pas abouti à des conclusions probantes en l'absence de radiographies de corps entiers mais ont néanmoins apporté des pistes de réflexion intéressantes.

Ce travail a également mis en avant la faisabilité d'une étude utilisant les DBS comme supports de prélèvements.

Une prochaine étude concernant l'exposition au plomb en lien avec des plombs et/ou des fragments de munitions enkystés chez les Rapaces pourrait coupler la radiographie du corps entier, une analyse tissulaire de la teneur en plomb et la dissection de la zone d'enkystement des munitions éventuellement mises en évidence à la radiographie chez des rapaces trouvés morts ou décédés en Centre de sauvegarde de la faune sauvage.

**Thèse de M. Etienne MAS**

**Le Professeur responsable  
VetAgro Sup campus vétérinaire**



**Le Président de la thèse**



**Vu et permis d'imprimer**

**Lyon, le**

**Pour Le Président de l'Université,  
Le Président du Comité de Coordination des Etudes Médicales  
Professeur Pierre COCHAT**



**Le Directeur général  
VetAgro Sup**

*Par Délégation*  
**Dr. L. FREYBURGER**  
Directeur de l'Enseignement  
et de la Vie Etudiante  
VetAgro Sup Campus Vétérinaire



# Bibliographie

---

- BATTAGLIA A., GHIDINI S., CAMPANINI G. & SPAGGIARI R. (2005) *Heavy metal contamination in Little owl (Athene noctua) and Common buzzard (Buteo buteo) from northern Italy* Ecotoxicology and Environmental Safety 60 pp. 61-66
- BEDROSIAN B., CRAIGHEAD D. & CRANDALL R. (2012) *Lead exposure in Bald eagles from big game hunting, the continental implications and successful mitigation efforts* PLoS ONE 7(12) e51978
- BEINTEMA N. (2001) *Rapport international actualisé sur le saturnisme chez les oiseaux d'eau* Wetlands International, Wageningen, Pays Bas. 28p.
- BELLROSE F. C. (1959) *Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations* Illinois Natural History Survey Bulletin 27(3) 64 p.
- BENSON W. W., PHARAOH B. & MILLER P. (1974) *Lead poisoning in a bird of prey* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 11(2) pp. 105-108
- BERNY P., VILAGINES L., CUGNASSE J-M., MASTAIN O., CHOLLET J-Y., JONCOUR G. & RAZIN M. (2015) *VIGILANCE POISON : Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France)* Ecotoxicology and Environmental Safety 118 pp. 71-82
- BLEEKER M. L., FORD D. P., VAUGHAN C. G., LINDGREN K. N., TIBURZI M. J. & WALSH K. S. (2005) *Effect of lead exposure and ergonomic stressors on peripheral nerve function* Environmental Health Perspectives 113(12) pp. 1730-1734
- BURGER J. (1990) *Behavioral effects of early postnatal lead exposure in Herring gull (Larus argentatus) chicks* Pharmacology Biochemistry & Behavior 35 pp. 7-13
- BURGER J. (1995) *A risk assessment for lead in birds* Journal of Toxicology and Environmental Health 45(3) pp. 369-396
- BURGER J. & GOCHFELD M. (1994) *Behavioral impairments of lead-injected young herring gulls in nature* Fundamental and Applied Toxicology 23 pp. 553-561
- BURGER J. & GOCHFELD M. (2000) *Effects of lead on birds (Laridae): a review of laboratory and field studies* Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B Critical Review 3(2) pp. 59-78
- BURGER J. & GOCHFELD M. (2005) *Effects of lead on learning Herring gulls : An avian wildlife model for neurobehavioral deficits* NeuroToxicology 26 pp. 615-624
- CADE T. J. (2007) *Exposure of California condors to lead from spent ammunition* The Journal of Wildlife Management 71(7) pp. 2125-2133

- CARDIEL I. E., TAGGART M. A. & MATEO R. (2011) *Using Pb-Al ratios to discriminate between internal and external deposition of Pb in feathers* Ecotoxicology and Environmental Safety 74 pp. 911-917
- CARPENTER J. W., PATTEE O. H., FRITTS S. H., RATTNER B. A., WIEMEYER S. N., ROYLE J. A. & SMITH M. R. (2003) *Experimental lead poisoning in Turkey vultures (Cathartes aura)* Journal of Wildlife Diseases 39(1) pp. 96-104
- CASTRO I., ABOAL J. R., FERNANDEZ J. A. & CARBALLEIRA A. (2011) *Use of raptors for biomonitoring of heavy metals : gender, age and tissue selection* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 86 pp. 347-351
- CHURCH M. E., GWIAZDA R., RISERBROUGH R. W., SORENSON K., PAGE CHAMBERLAIN C., FARRY S., HEINRICH W., RIDEOUT B. A. & SMITH D. R. (2006) *Ammunition is the principal source of lead accumulated by California condor re-introduced to the wild* Environmental Science and Technology 40 pp. 6143-6150
- CRUZ-MARTINEZ L., REDIG P. T. & DEEN J. (2012) *Lead from spent ammunition : a source of exposure and poisoning in bald eagles* Human-Wildlife Interactions 6(1) pp. 94-104
- CUSTER T. W., FRANSON J. C. & PATTEE O. H. (1984) *Tissue lead distribution and hematologic effects in American kestrels (Falco sparverius) fed biologically incorporated lead* Journal of Wildlife Diseases 20(1) pp. 39-43
- DAHLHAUSEN R. D. Chapter 29 *Implications of mycoses in clinical disorders* In : HARRISON G. J. & LIGHTFOOT T. L. (2006) Clinical Avian Medicine Volume II. Spix Publishing, Inc., Palm Beach, Florida, USA. pp. 691-700
- DEBEN S., FERNANDEZ J. A., ABOAL J. R. & CARBALLEIRA A. (2012) *Evaluation of different contour feather types for biomonitoring lead exposure in Northern goshawk (Accipiter gentilis) and Tawny owl (Strix aluco)* Ecotoxicology and Environmental Safety 85 pp. 115-119
- DE FRANCISCO N., RUIZ TROYA J. D. & AGUERA E. I. (2003) *Lead and lead toxicity in domestic and free living birds* Avian Pathology 32 pp. 3-13
- DEMARTINI J., WILSON A., POWELL J. S. & POWELL C. S. (2001) *Lead arthropathy and systemic lead poisoning from an intraarticular bullet* American Journal of Roentgenology 176(5) pp. 1144-1145
- DENVER M. C., TELL L. A., GALEY F. D., TRUPKIEWICZ J. G. & KASS P. H. (2000) *Comparison of two heavy metal chelators for treatment of lead toxicosis in cockatiels* American Journal of Veterinary Research 61(8) pp. 935-940
- DEY P. M., BURGER J., GOCHFELD M. & REUHL K. R. (2000) *Developmental lead exposure disturbs expression of synaptic neural cell adhesion molecules in herring gull brains* Toxicology 146 pp. 137-147
- DUKE G. E. (1997) *Gastrointestinal physiology and nutrition in wild birds* Proceedings of the Nutrition Society 56 pp. 1049-1056

- DUKE G. E., JEGERS A. A., LOFF G. & EVANSON O. A. (1975) *Gastric digestion in some raptors* Comparative Biochemistry and Physiology 50(A) pp. 649-656
- ESPIN S., MARTINEZ-LOPEZ E., JIMENEZ P., MARIA-MOJICA P. & GARCIA-FERNANDEZ A. J. (2015) *Delta-aminolevulinic acid dehydratase ( $\delta$ ALAD) activity in four free-living bird species exposed to different levels of lead under natural conditions* Environmental Research 137 pp. 185-198
- ETHIER A. L. M., BRAUNE B. M., SCHEUHAMMER A. M. & BOND D. E. (2007) *Comparison of lead residues among avian bones* Environmental Pollution 145 pp. 915-919
- FAIR J. M. & RICKLEFS R. E. (2002) *Physiological, growth and immune responses of Japanese quail chicks to the multiple stressors of immunological challenge and lead shot* Archives of Environmental Contamination and Toxicology 42 pp. 77-87
- FARRELL S. E., VANDEVANDER P., SCHOFSTALL J. M. & LEE D. C. (1999) *Blood lead levels in emergency department patients with retained lead bullets and shrapnel* Academic Emergency Medicine 6(3) pp. 208-212
- FINKELSTEIN M. E., GEORGE D., SCHERBINSKI S., GWIAZDA R., JOHNSON M., BURNETT J., BRANDT J., LAWREY S., PESSIER A. P., CLARK M., WYNNE J., GRANTHAM J. & SMITH D. R. (2010) *Feather lead concentrations and  $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$  ratios reveal lead exposure history of California condors (*Gymnogyps californianus*)* Environmental Science and Technology 44 pp. 2639-2647
- FINKELSTEIN M. E., DOAK D. F., GEORGE D., BURNETT J., BRANDT J., CHURCH M., GRANTHAM J. & SMITH D. R. (2012) *Lead poisoning and the deceptive recovery of the critically endangered California condor* Proceedings of the National Academy of Sciences USA 109(28) pp. 11449-11454
- FISHER I. J., PAIN D. J. & THOMAS V. G. (2006) *A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds* Biological Conservation 131 pp. 421-432
- FORD S. (2010) *Raptor gastroenterology* Journal of Exotic Pet Medicine 19(2) pp. 140-150
- FRANSON J. C. *Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl* In : BEYER W. N., HEINZ G. H. & REDMON-NORWOOD A. W. (eds.) (1996) Environmental contaminants in wildlife : interpreting tissue concentrations. SETAC special publications series, USA pp. 265-279
- FRIEND M. & FRANSON J. C. (1999) *Field manual of wildlife diseases : general field procedures and diseases of birds* GEOLOGICAL SURVEY MADISON WI BIOLOGICAL RESOURCES DIV pp. 317-334
- GAMEIRO V. S., DE ARAUJO G. C. S. & BRUNO F. M. M. (2013) *Lead intoxication and knee osteoarthritis after a gunshot : long-term follow-up case report* BMJ Case Reports doi:10.1136/bcr-2013009404
- GANGOSO L., ALVAREZ-LLORET P., RODRIGUEZ-NAVARRO A. A. B., MATEO R., HIRALDO F. & DONAZAR J. A. (2009) *Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources* Environmental Pollution 157 pp. 569-574

- GARCIA-FERNANDEZ A. J., MARTINEZ-LOPEZ E., ROMERO D., MARIA-MOJICA P., GODINO A. & JIMENEZ P. (2005) *High levels of blood lead in Griffon vultures (Gyps fulvus) from Cazorla Natural Park (Southern Spain)* Environmental Toxicology 20 pp. 459-463
- GENSBOL B. (2014) *Rapaces diurnes Europe, Afrique du Nord, Moyen-Orient* Delachaux et Niestlé (eds.) Paris, France. 403 p.
- GEROUDET P. (2013) *Les rapaces d'Europe Diurnes et nocturnes* Septième édition Revue et augmentée par CUISIN M. Delachaux et Niestlé (eds.) Paris, France. 446 p.
- GILL C. E. & LANGELIER K. M. (1994) *Acute lead poisoning in a Bald eagle secondary to bullet ingestion* Canadian Veterinary Journal 35 pp. 303-304
- GORDON J. N., TAYLOR A. & BENNETT P. N. (2002) *Lead poisoning : case studies* British Journal of Clinical Pharmacology 53 pp. 451-458
- GREEN R. E., HUNT W. G., PARISH C. N. & NEWTON I. *Effectiveness of action to reduce exposure of free-ranging California condors in Arizona and Utah to lead from spent ammunition* In : WATSON R. T., FULLER M., POKRAS M. & HUNT W. G. (eds) (2009) *Ingestion of lead from spent ammunition : implications for wildlife and humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho USA. pp. 240-253
- GREENBERG S. R. (1990) *The histopathology of tissue lead retention* Histology and Histopathology 5 pp. 451-456
- GUILLEMAIN M., DEVINEAU O., LEBRETON J-D., MONDAIN-MONVAL J-Y., JOHSON A. R. & SIMON G. (2007) *Lead shot and teal (Anas crecca) in the Camargue, southern France : Effects of embedded and ingested pellets on survival* Biological Conservation 137 pp. 567-576
- HARMATA A. R. & RESTANI M. (2013) *Lead, mercury, selenium and other trace elements in tissues of Golden eagle southwestern Montana, USA* Journal of Wildlife Diseases 49(1) pp. 114-124
- HELANDER B., AXELSSON J., BORG H., HOLM K. & BIGNERT A. (2009) *Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in White-tailed sea eagles (Haliaeetus albicilla) in Sweden* Science of the Total Environment 407 pp. 5555-5563
- HENNY C. J., BLUS L. J., HOFFMAN D. J. & GROVE R. A. (1994) *Lead in hawks, falcons and owls downstream from a mining site on the Coeur d'Alene river, Idaho* Environmental Monitoring and Assessment 29 pp. 267-288
- HERNANDEZ M. & MARGALIDA A. (2009) *Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (Gypaetus barbatus) population* Environmental Research 109 pp. 837-842
- HOFFMAN D. J., PATTEE O. H., WIEMEYER S. N. & MULHERN B. (1981) *Effects of lead shot ingestion on  $\delta$ -aminolevulinic acid dehydratase activity, hemoglobin concentration, and serum chemistry in Bald eagles* Journal of Wildlife Diseases 17(3) pp. 423-431

- HOFFMAN D. J., FRANSON J. C., PATTEE O. H., BUNK C. M. & ANDERSON A. (1985a) *Survival, growth and accumulation of ingested lead in nestling American kestrels (Falco sparverius)* Environmental Contamination and Toxicology 14 pp. 89-94
- HOFFMAN D. J., FRANSON J. C., PATTEE O. H., BUNCK C. M. & MURRAY H. C. (1985b) *Biochemical and hematological effects of lead ingestion in nestling American Kestrels (Falco sparverius)* Comparative Biochemistry and Physiology 80(2) pp. 431-439
- HUNT G., BURNHAM W., PARISH C., BURNHAM K., MUTCH B. & OAKS J. L. (2006) *Bullet fragments in deer remains : implications for lead exposure in scavengers* Wildlife Society Bulletin 34(1) pp. 167-170
- JANSSEN D. L., OOSTERHUIS J. E., ALLEN J. L., ANDERSON M. P., KELTS D. G. & WIEMEYER S. N. (1986) *Lead poisoning in free-ranging California condor* Journal of the American Veterinary Medical Association 189 pp. 1115-1117
- JOHANSEN P., PEDERSEN H. S., ASMUND G. & RIGET F. (2006) *Lead shot from hunting as a source of lead in human blood* Environmental Pollution 142 pp. 93-97
- KELLY T. R. & JOHNSON C. K. (2011) *Lead exposure in free-flying Turkey vultures is associated with big game hunting in California* PLoS ONE 6(4) e15350
- KENDALL R. J., LACHER T. E. Jr., BUNCK C., DANIEL B., DRIVER C., GRUE C. E., LEIGHTON F., STANLEY 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(1) pp. 4-20
- KENNTNER N., TATARUCH F. & KRONE O. (2001) *Heavy metals in soft tissue of White-tailed eagles found dead or moribund in Germany and Austria from 1993 to 2000* Environmental Toxicology and Chemistry 20(8) pp. 1831-1837
- KENNTNER N., CRETENAND Y., FUNFSTUCK H-J., JANOVSKY M. & TATARUCH F. (2007) *Lead poisoning and heavy metal exposure of Golden eagles (Aquila chrysaetos) from the European Alps* Journal of Ornithology 148 pp. 173-177
- KIM E-Y., GOTO R., IWATA H., MASUDA Y., TANABE S. & FUJITA S. (1999) *Preliminary survey of lead poisoning of Steller's sea eagle (Haliaeetus pelagicus) and White-tailed sea eagle (Haliaeetus albicilla) in Hokkaido, Japan* Environmental Toxicology and Chemistry 18(3) pp. 448-451
- KNOPPER L. D., MINEAU P., SCHEUHAMMER A. M., BOND D. E. & MCKINNON D. T. (2006) *Carcasses of shot Richardson's ground squirrels may pose lead hazards to scavenging hawks* The Journal of Wildlife Management 70(1) pp. 295-299
- KNOTT J., GILBERT J., HOCCOM D. G. & GREEN R. E. (2010) *Implications for wildlife and humans of dietary exposure to lead from fragments of lead rifle bullets in deer shot in the UK* Science of the Total Environment 409 pp. 95-99
- KRAMER J. L. & REDIG P. T. (1997) *Sixteen years of lead poisoning in eagles, 1980-95 : an epizootiologic view* Journal of Raptor Research 31(4) pp. 327-332

KRONE O., KENNTNER N., TRINOOGGA A., NADJAFZADEH M., SCHOLZ F., SULAWA J., TOTSCHEK K., SCHUCK-WERSIG P. & ZIESCHANK R. *Lead poisoning in White-tailed Sea Eagles : Causes and approaches to solutions in Germany* In : WATSON R. T., FULLER M., POKRAS M. & HUNT W. G. (eds) (2009) Ingestion of lead from spent ammunition : implications for wildlife and humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho USA. pp. 289-301

KUROSAWA N. *Lead poisoning in Steller's sea eagles and White-tailed sea eagles* In : UETA M. & MCGRADY M. J. (eds) (2000) First symposium on Steller's and White-tailed sea eagles in east Asia. Wild Bird Society of Japan, Tokyo Japan. pp. 107-109

LADOUCEUR E. E. B., KAGAN R., SCANLAN M. & VINER T. (2015) *Chronically embedded lead projectiles in wildlife : a case series investigating the potential for lead toxicosis* Journal of Zoo and Wildlife Medicine 46(2) pp. 438-442

LAMBERTUCCI S. A., DONAZAR J. A., HUERTAS A. D., JIMENEZ B., SAEZ M., SANCHEZ-ZAPATA J. A. & HIRALDO F. (2011) *Widening the problem of lead poisoning to a South-American top scavenger : lead concentrations in feathers of wild Andean condor* Biological Conservation 144 pp. 1464-1471

LAWLER E. M., DUKE G. E. & REDIG P. T. (1991) *Effect of sublethal lead exposure on gastric motility of Red-tailed hawks* Archives of Environmental Contamination and Toxicology 21 pp. 78-83

LEGAGNEUX P., SUFFICE P., MESSIER J-S., LELIEVRE S., TREMBLAY J. A., MAISONNEUVE C., SAINT-LOUIS R. & BETY J. (2014) *High risk of lead contamination for scavengers in an area with high moose hunting success* PloS ONE 9(11) e111546

LEHNER A. F., RUMBEIHA W., SLOSBERG A., STUART K., JOHNSON M., DOMENECH R. & LANGNER H. (2013) *Diagnostic analysis of veterinary dried blood spot for toxic heavy metal exposure* Journal of Analytical Toxicology 37 pp. 406-422

LINDEN M. A., MANTON W. I., STEWART R. M., THAL E. R. & FEIT H. (1982) *Lead poisoning from retained bullets : Pathogenesis, diagnosis, and management* Annals of Surgery 195(3) pp. 305-313

LOCKE L. N., BAGLEY G. E., FRICKIE D. N. & YOUNG L. T. (1969) *Lead poisoning and aspergillosis in an Andean condor* Journal of the American Veterinary Medical Association 155(7) pp. 1052-1055

LOCKE L. N. & THOMAS N. J. Chapter 10 *Lead poisoning of waterfowl and raptors* In : FAIRBROTHER A., LOCKE L. N. & HOFF G. L. (1996) Noninfectious diseases of wildlife 2<sup>nd</sup> edition. Iowa State University Press, Ames, USA. pp. 108-117

MADRY M. M., KRAEMER T., KUPPER J., NAEGELI H., JENNY H., JENNI L. & JENNY D. (2015) *Excessive lead burden among golden eagles in the Swiss Alps* Environmental Research Letters 10(3) pp. 1-9

MANTON W. I. & THAL E. R. (1986) *Lead poisoning from retained missiles An experimental study* Annals of Surgery 204(5) pp. 594-599



- MARGALIDA A., HEREDIA R., RAZIN M. & HERNANDEZ M. (2008) *Sources of variation in mortality of the Bearded vulture Gypaetus barbatus in Europe* Bird Conservation International 18 pp. 1-10
- MARGALIDA A., ARLETTAZ R. & DONAZAR J. A. (2013) *Lead ammunition and illegal poisoning : further international agreements are needed to preserve vultures and the crucial sanitary service they provide* Environmental Science & Technology 47(11) pp. 5522-5523
- MARTIN P. A., CAMPBELL D., HUGHES K. & MCDANIEL T. (2008) *Lead in the tissues of terrestrial raptors in southern Ontario, Canada, 1995-2001* Science of the Total Environment 391 pp. 96-103
- MATEO R., MOLINA R., GRIFOLS J. & GUITART R. (1997) *Lead poisoning in a free ranging Griffon vulture (Gyps fulvus)* Veterinary Record 140 pp. 47-48
- MATEO R., ESTRADA J., PAQUET J-Y., RIERA X., DOMINGUEZ L., GUITART R. & MARTINEZ-VILALTA A. (1999) *Lead shot ingestion by Marsh harriers Circus aeruginosus from the Ebro delta, Spain* Environmental Pollution 104 pp. 435-440
- MATEO R., CADENAS R., MANEZ M. & GUITART R. (2001) *Lead shot ingestion in two raptor species from Donana, Spain* Ecotoxicology and Environmental Safety 48 pp. 6-10
- MATEO R., TAGGART M. & MEHARG A. A. (2003) *Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain* Environmental Pollution 126 pp. 107-114
- McBRIDE T. J., SMITH J. P., GROSS H. P. & HOOPER M. J. (2004) *Blood-lead and ALAD activity levels of Cooper's hawk (Accipiter cooperii) migrating through the southern Rocky Mountains* Journal of Raptor Research 38(2) pp. 118-124
- McLELLAND J. L., GARTRELL B. D., MORGAN K. J., ROE W. D. & JOHNSON C. B. (2011) *The role of lead in a syndrome of clenched claw paralysis and leg paresis in Swamp harriers (Circus approximans)* Journal of Wildlife Diseases 47(4) pp. 907-916
- McQUIRTER J. L., ROTHENBERG S. J., DINKINS G. A., KONDRASHOV V., MANOLO M. & TODD A. C. (2004) *Change in blood lead concentration up to 1 year after a gunshot wound with a retained bullet* American Journal of Epidemiology 159(7) pp. 683-692
- MEHARG A. A., PAIN D. J., ELLAM R. M., BAOS R., OLIVE V., JOYSON A., POWELL N., GREEN A. J. & HIRALDO F. (2002) *Isotopic indentification of the sources of lead contamination for White stork (Ciconia ciconia) in a marshland ecosystem (Donana S. W. Spain)* Science of the Total Environment 300 pp. 81-86
- MERETSKY V. J., SNYDER N. F. R., BEISSINGER S. R., CLENDENEN D. A. & WILEY J. W. (2000) *Demography of the California condor : implications for reestablishment* Conservation Biology 14(4) pp. 957-967
- MERKEL F. R., FALK K. & JAMIESON S. E. (2006) *Effect of embedded lead shot on body condition of Common eider* The Journal of Wildlife Management 70(6) pp. 1644-1649

- MILLER M. J. R., WAYLAND M. E. & BORTOLOTTI G. R. (2001) *Exposure of migrant Bald eagles to lead in prairie Canada* Environmental Pollution 112 pp. 153-162
- MOAZENI M., ALIBEIGI F. M., SAYADI M., MOFRAD E. P., KHEIRI S. & DARVISHI M. (2014) *The serum lead level in patients with retained lead pellets* Archives of Trauma Research 3(2) e18950
- MURRAY M. (2014) *Raptor gastroenterology* Exotic Animal Practice 17(2) pp. 211-234
- MYKKANEN H. M. & WASSERMAN R. H. (1981) *Gastrointestinal absorption of lead ( $^{203}\text{Pb}$ ) in chicks : influence of lead, calcium and age* The Journal of Nutrition 111 pp. 1757-1765
- NAIDOO V., WOLTER K., ESPIE I. & KOTZE A. (2012) *Lead toxicity : consequences and interventions in an intensively managed (Gyps coprotheres) vultures colony* Journal of Zoo and Wildlife Medicine 43(3) pp. 573-578
- NAM D-H., RUTKIEWICZ J. & BASU N. (2012) *Multiple metals exposure and neurotoxic risk in Bald eagles (Haliaeetus leucocephalus) from two great lakes states* Environmental Toxicology and Chemistry 31(3) pp. 623-631
- NEWTH J. L., BROWN M. J. & REES E. C. (2011) *Incidence of embedded shotgun pellets in Bewick's swans Cygnus columbianus bewickii and Whooper swans Cygnus cygnus wintering in the UK* Biological Conservation 144 pp. 1630-1637
- NGUYEN A., SCHAIDER J. J., MANZANARES M., HANAKI R., RYDMAN R. J. & BOKHARI F. (2005) *Elevation of blood lead levels in emergency department patients with extra-articular retained missiles* Journal of Trauma 58(2) pp. 289-299
- NORE T. *Buse variable Buteo buteo* In : THIOLLAY J-M. & BRETAGNOLLE V. (coord.) (2004) *Rapaces nicheurs de France Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux et Niestlé (eds.) Paris, France. pp. 90-95
- ONALAJA A. O. & CLAUDIO L. (2000) *Genetic susceptibility to lead poisoning* Environmental Health Perspectives 108(1) pp. 23-28
- PAIN D. J., AMIARD-TRIQUET C., BAVOUX C., BURNELEAU G., EON L. & NICOLAUGUILLAUMET P. (1993) *Lead poisoning in wild populations of Marsh harrier Circus aeruginosus in the Camargue and Charente-Maritime, France* IBIS 135 pp. 379-386
- PAIN D. J., SEARS J. & NEWTON I. (1995) *Lead concentrations in birds of prey in Britain* Environmental Pollution 87 pp. 173-180
- PAIN D. J., BAVOUX C. & BURNELEAU G. (1997) *Seasonal blood lead concentrations in Marsh harriers Circus aeruginosus from Charente-maritime, France : relationship with the hunting season* Biological Conservation 81 pp. 1-7
- 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 pp. 603-610

- PAIN D. J., CARTER I., SAINSBURY A. W., SHORE R. F., EDEN P., TAGGART M. A., KONSTANTINOS S., WALKER L. A., MEHARG A. A. & RAAB A. (2007) *Lead contamination and associated disease in captive and reintroduced red kites *Milvus milvus* in England* Science of the Total Environment 376 pp. 116-127
- PAIN D. J., FISHER I. J. & THOMAS V. G. *A global update of lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources* In : WATSON R. T., FULLER M., POKRAS M. & HUNT W. G. (eds.) (2009) *Ingestion of lead from spent ammunition : implications for wildlife and humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho USA. pp. 99-118
- PATTEE O. H. (1984) *Eggshell thickness and reproduction in American kestrels exposed to chronic dietary lead* Archives of Environmental Contamination and Toxicology 13(1) pp. 29-34
- PATTEE O. H., WIEMEYER S. N., MULHERN B. M., SILEO L. & CARPENTER J. W. (1981) *Experimental lead-shot poisoning in Bald eagles* The Journal of Wildlife Management 45(3) pp. 806-810
- PATTEE O. H., CARPENTER J. W., FRITTS S. H., RATTNER B. A., WIEMEYER S. N., ROYLE J. A. & SMITH M. R. (2006) *Lead poisoning in captive Andean condors (*Vultur gryphus*)* Journal of Wildlife Diseases 42(4) pp. 772-779
- PEREZ-LOPEZ M., DE MENDOZA M. H., BECEIRO A. L. & RODRIGUEZ F. S. (2008) *Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain)* Ecotoxicology and Environmental Safety 70 pp. 154-162
- PIERCE B. L., ROSTER T. A., FRISBIE M. C., MASON C. D. & ROBERSON J. A. (2015) *A comparison of lead and steel shot loads for harvesting Mourning doves* Wildlife Society Bulletin 39(1) pp. 103-115
- PLATT S. R., HELMICK K. E., GRAHAM J., BENNETT R. A., PHILLIPS L., CHRISMAN C. L., & GINN P. E. (1999) *Peripheral neuropathy in a Turkey Vulture with lead toxicosis* Journal of the American Veterinary Medical Association 214(8) pp. 1218-1220
- RABINOWITZ M. B., WETHERILL G. W. & KOPPLE J. D. (1976) *Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans* The Journal of Clinical Investigation 58 pp. 260-270
- REDIG P. T., LAWLER E. M., SCHWARTZ S., DUNNETTE J. L., STEPHENSON B. & DUKE G. E. (1991) *Effects of chronic exposure of sublethal concentrations of lead acetate on heme synthesis and immune function in Red-tailed hawks* Archives of Environmental Contamination and Toxicology 21 pp. 72-77
- REDIG P. T. & ARENT L. R. (2008) *Raptor toxicology* Veterinary Clinics : Exotic Animal Practice 11(2) pp. 261-282
- RIDEOUT B. A., STALIS I., PAPENDICK R., PESSIER A., PUSCHNER B., FINKELSTEIN M. E., SMITH D. R., JOHNSON M., MACE M., STROUD R., BRANDT J., BURNETT J., PARISH C., PETTERSON J., WITTE C., STRINGFIELD C., ORR K., ZUBA J., WALLACE M. & GRANTHAM J. (2012) *Patterns of mortality in free-ranging California condors (*Gymnogyps californianus*)* Journal of Wildlife Diseases 48(1) pp. 95-112

- SAMOUR J. & NALDO J. L. (2005) *Lead toxicosis in Falcons : A method for lead retrieval* Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine 14(2) pp. 143-148
- 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(4) pp. 688-697
- SCHEUHAMMER A. M. (1996) *Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and the effects of lead, cadmium and aluminium in birds* Environmental Pollution 94(3) pp. 337-343
- SCHEUHAMMER A. M. & NORRIS S. L. (1996) *The ecotoxicology of leadshot and lead fishing weights* Ecotoxicology 5 pp. 279-295
- SCHEUHAMMER A. M. & TEMPLETON D. M. (1998) *Use of stable isotope ratios to distinguish sources of lead exposure in wild birds* Ecotoxicology 7(1) pp. 37-42
- SILEO L. & FEFER S. I. (1987) *Paint ship poisoning of Laysan albatross at Midway atoll* Journal of Wildlife Diseases 23(3) pp. 432-437
- SLAVIN R. E., SWEDO J., CARTWRIGHT Jr J., VIEGAS S. & CUSTER E. M. (1988) *Lead arthritis and lead poisoning following bullet wounds : a clinicopathologic, ultrastructural and microanalytic study of two cases* Human Pathology 19(2) pp. 223-235
- SNOEIJIS T., DAUWE T., PINXTEN R., DARRAS V. M., ARCKENS L. & EENS M. (2005) *The combined effect of lead exposure and high or low dietary calcium on health and immunocompetence in the Zebra finch (Taeniopygia guttata)* Environmental Pollution 134 pp. 123-132
- STRENNNA L. *Faucon crécerelle Falco tinnunculus* In : THIOLLAY J-M. & BRETAGNOLLE V. (coord.) (2004) *Rapaces nicheurs de France Distribution, effectifs et conservation.* Delachaux et Niestlé (eds.) Paris, France. pp. 112-116
- STEVENSON A. L., SCHEUHAMMER A. M. & CHAN H. M. (2005) *Effects of nontoxic shot regulations on lead accumulation in ducks and American woodcock in Canada* Archives of Environmental Contamination and Toxicology 48 pp. 405-413
- 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 pp. 1197-1207
- TSUJI L. J. S., WAINMAN B. C., MARTIN I. D., SUTHERLAND C., WEBER J-P., DUMAS P. & NIEBOER E. (2008) *Lead shot contribution to blood lead of First Nations people : The use of lead isotopes to identify the source of exposure* Science of the Total Environment 405 pp. 180-185
- VALLVERDU-COLL N., LOPEZ-ANTIA A., MARTINEZ-HARO M., ORTIZ-SANTALIESTRA M. E. & MATEO R. (2015) *Altered immune response in mallard ducklings exposed to lead through maternal transfer in the wild* Environmental Pollution 205 pp. 350-356

VIALA A. *Plomb* In : VIALA A. & BOTTA A. (coord.) (2005) *Toxicologie* 2ème édition. Tec & Doc Lavoisier (eds.) Paris. pp. 595-610

WALTERS J. R., DERRICKSON S. R., FRY D. M., HAIG S. M., MARZLUFF J. M. & WUNDERLE J. M. Jr. (2010) *Status of the California condor (Gymnogyps californianus) and efforts to achieve its recovery* *The Auk* 127(4) pp. 969-1001

WAYLAND M. & BOLLINGER T. (1999) *Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian prairie provinces* *Environmental Pollution* 104 pp. 341-350

WAYLAND M., WILSON L. K., ELLIOTT J. E., MILLER M. J. R., BOLLINGER T., MCADIE M., LANGELIER K., KEATING J. & FROESE J. M. W. (2003) *Mortality, morbidity and lead poisoning of eagles in western Canada, 1986-98* *Journal of Raptor Research* 37(1) pp. 8-18

WORK T. M. & SMITH M. R. (1996) *Lead exposure in Laysan albatross adults and chicks in Hawaii : prevalence, risk, factors and biochemical effects* *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31 pp. 115-119

WYNNE J. & STRINGFIELD C. (2007) *Treatment of lead toxicity and crop stasis in a California condor (Gymnogyps californianus)* *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 38(4) pp. 588-590

YOUSSEF S. A. H., EL-SANOUSI A. A., AFIFI N. A. & EL-BRAWY A. M. A. (1996) *Effect of subclinical lead toxicity on the immune response of chickens to Newcastle disease virus vaccine* *Research in Veterinary Science* 60 pp. 13-16



# Annexes

**Annexe I.** Correspondance entre nom commun français, nom latin et nom commun anglo-saxon des espèces de rapaces citées.

**Annexe I.** Tableau de correspondance entre les noms français, latins et anglo-saxons des espèces de rapaces.

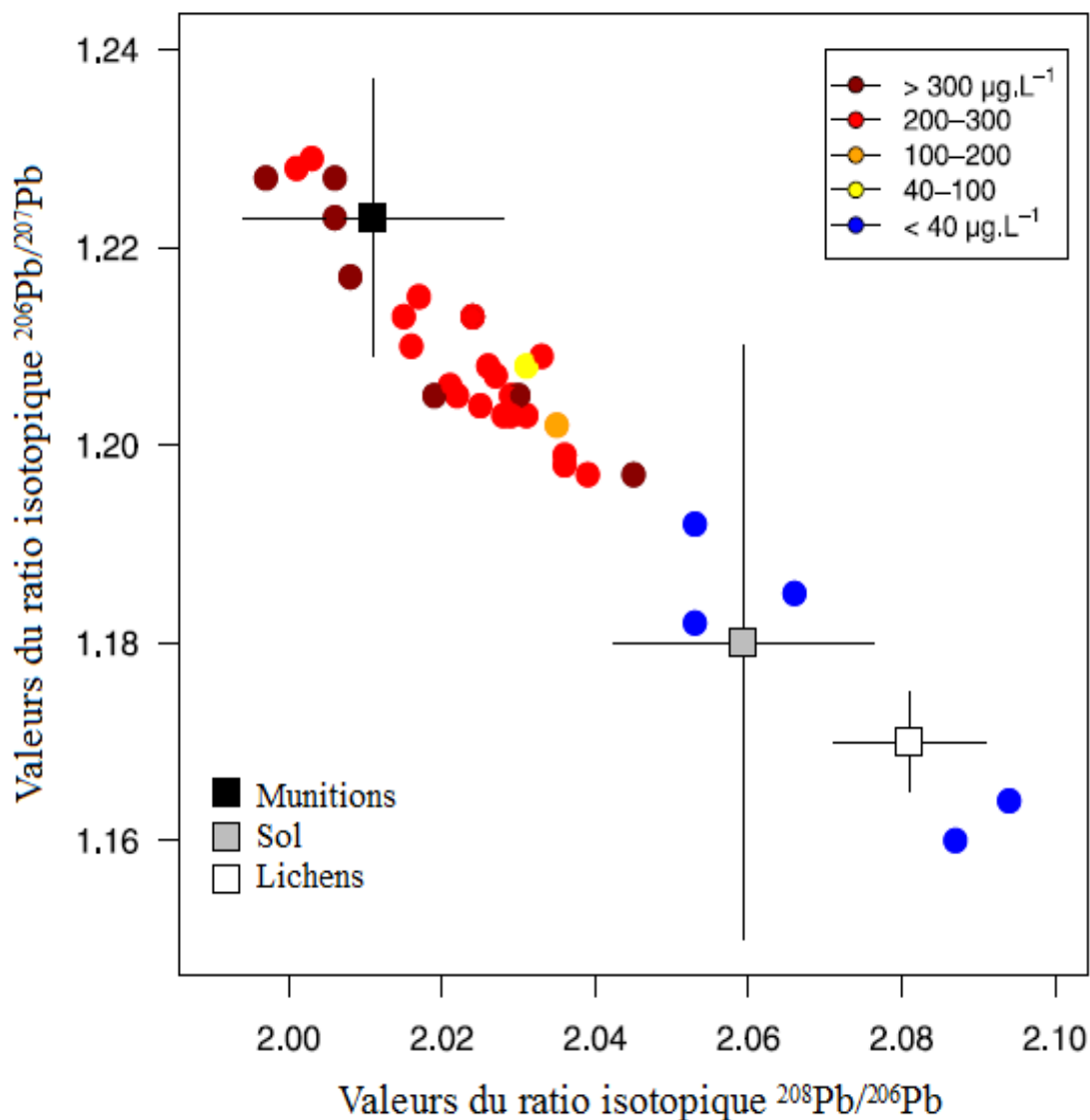
Nom commun français	Nom latin	Nom commun anglo-saxon
Aigle ibérique	<i>Aquila adalberti</i>	Spanish imperial eagle
Aigle royal	<i>Aquila chrysaetos</i>	Golden eagle
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	Northern goshawk
Busard de Gould	<i>Circus approximans</i>	Swamp harrier
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	Marsh harrier
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	Northern harrier
Buse d'Hawaï	<i>Buteo solitarius</i>	Hawaiian hawk
Buse pattue	<i>Buteo lagopus</i>	Rough-legged hawk
Buse à queue rousse	<i>Buteo jamaicensis</i>	Red-tailed hawk
Buse rouilleuse	<i>Buteo regalis</i>	Ferruginous hawk
Buse de Swainson	<i>Buteo swainsoni</i>	Swainson's hawk
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	Common buzzard
Chouette chevêche	<i>Athene noctua</i>	Little owl
Chouette effraie	<i>Tyto alba</i>	Barn owl
Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	Tawny owl
Condor des Andes	<i>Vultur gryphus</i>	Andean condor
Condor de Californie	<i>Gymnogyps californianus</i>	California condor
Epervier de Cooper	<i>Accipiter cooperii</i>	Cooper's hawk
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	Sparrowhawk
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	Common kestrel
Faucon crécerelle d'Amérique	<i>Falco sparverius</i>	American kestrel
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	Eurasian hobby
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	Peregrine falcon
Gypaète barbu	<i>Gypaetus barbatus</i>	Pyrenean bearded vulture
Hibou grand-duc	<i>Bubo bubo</i>	Eagle owl
Hibou grand-duc d'Amérique	<i>Bubo virginianus</i>	Great-horned owl
Hibou des marais	<i>Asio flammeus</i>	Short-eared owl
Hibou petit duc	<i>Otus scops</i>	Scops owl

**Annexe I.** Tableau de correspondance entre les noms français, latins et anglo-saxons des espèces de rapaces (suite).

Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	Black kite
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	Red kite
Pygargue empereur	<i>Haliaeetus pelagicus</i>	Steller's sea eagle
Pygargue à queue blanche	<i>Haliaeetus albicilla</i>	White-tailed sea eagle
Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Bald eagle
Urubu à tête rouge	<i>Cathartes aura</i>	Turkey vulture
Vautour chasseur	<i>Gyps coprotheres</i>	Cape griffon vulture
Vautour fauve	<i>Gyps fulvus</i>	Eurasian griffon vulture
Vautour moine	<i>Aegypius monachus</i>	Cinereous vulture
Vautour percnoptère	<i>Neophron percnopterus</i>	Egyptian vulture



**Annexe II.** Représentation graphique des plombémies associées à l'analyse des ratios isotopiques du plomb chez le Grand corbeau (LEGAGNEUX et al., 2014).



**Annexe II.** Représentation graphique des différentes classes de plombémie en fonction de leurs ratios isotopiques chez le Grand corbeau en association avec les ratios isotopiques du plomb de différentes sources (adapté d'après LEGAGNEUX et al., 2014). Le grand corbeau a été choisi comme espèce sentinelle pour l'Aigle royal et le Pygargue à tête blanche pour l'exposition au plomb. Ce graphique permet de mettre en évidence la variation des ratios isotopiques du plomb notamment pour les cas de plombémies élevées, ils tendent vers le ratio isotopique du plomb des munitions.

**Annexe III.** Protocole de prise en charge des rapaces envoyé aux Centres de sauvegarde de la faune sauvage.

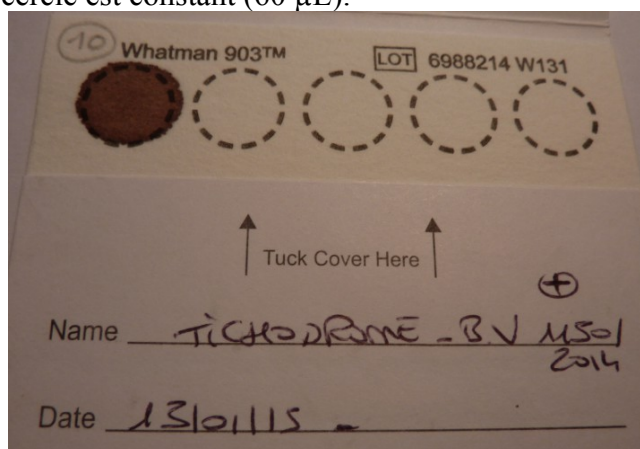
## Etude de l'intoxication chronique par le plomb chez les rapaces victimes de tir

Cette étude est réalisée dans le cadre de la thèse d'exercice vétérinaire d'Etienne MAS.

**Objectif :** savoir si les rapaces victimes de tir ayant des plombs de chasse enkystés dans l'organisme présente une plombémie significativement plus élevée que des rapaces ne présentant pas de plombs de chasse enkystés dans l'organisme.

**Matériel et méthode :** la population étudiée est l'ensemble des rapaces (diurnes et nocturnes) admis en Centre de soin et radiographiés. Sur la base de la radiographie cette population est séparée en deux groupes : le groupe "plombé" = ensemble des rapaces présentant un ou plusieurs plomb(s) ou fragments de plomb de chasse dans l'organisme visible(s) à la radiographie et le groupe "non-plombé" = ensemble des rapaces ne présentant pas de plomb de chasse dans l'organisme visible à la radiographie.

La prise de sang est réalisée à la veine alaire puis le sang est déposé au goutte à goutte dans le cercle en pointillé du support de prélèvement jusqu'à ce que le cercle soit entièrement imprégné, quitte à déborder légèrement du cercle (photo ci-après), quelques gouttes suffisent. Laisser sécher le buvard à l'air libre, puis le stocker dans un endroit sec. Après étude, il s'avère en effet que le volume de sang qui imprègne le cercle est constant (60  $\mu$ L).



*Support de prélèvement convenablement rempli.*

Les informations à reporter sur le support sont : la date du prélèvement, l'espèce, la présence (+) ou l'absence (-) de plomb visible à la radiographie, la cause d'admission et le numéro de suivi.

Afin de faciliter la récupération des radiographies, un dossier informatique peut être créé pour les stocker.

Si vous avez la possibilité de réaliser un suivi des rapaces en convalescence (à l'occasion d'un examen de suivi par exemple) cela pourra apporter un plus à l'étude, il suffit d'utiliser un second support de prélèvement en précisant bien la date afin de pouvoir discuter d'une éventuelle variation de la plombémie.

Merci d'avance pour votre collaboration et, si vous avez la moindre question, je suis joignable par mail à l'adresse suivante : [etienne.mas@vetagro-sup.fr](mailto:etienne.mas@vetagro-sup.fr)

**Annexe IV.** Protocole de dosage du plomb des DBS par spectroscopie d'absorption atomique en four graphite au laboratoire de toxicologie de VetAgro Sup – Campus vétérinaire de Lyon.

## **I. Matériel et réactifs**

### **A. Matériel**

- Tubes en polypropylène de 15 mL
- Pipettes pasteurs
- Pipettes automatiques avec cônes jetables
- Fiole jaugée de 100 mL
- Cupules en polypropylène
- Four graphite « Pb sang »
- Spectrophotomètre d'absorption atomique contenant :
  - GF 90 plus Zeeman
  - Unicam 989 QZ
  - FS 90 plus

### **B. Réactifs**

- Eau déminéralisée Milli-Q
- Triton X-100
- $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$

### **C. Modificateur de matrice**

- Triton X-100 0,5 %
- $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$  1,25 %
- Eau déminéralisée Milli-Q 100 mL

## **II. Méthode expérimentale**

### **A. Protocole de réalisation d'une gamme de sang supplémenté**

Le sang est supplémenté à partir d'une solution de plomb à différentes concentrations selon les valeurs suivantes :

- 100 ppb : 20  $\mu\text{L}$  d'une solution de plomb à 5 ppm + 1 mL de sang.
- 250 ppb : 10  $\mu\text{L}$  d'une solution de plomb à 25 ppm + 1 mL de sang.
- 500 ppb : 20  $\mu\text{L}$  d'une solution de plomb à 25 ppm + 1 mL de sang.

Ces différentes solutions seront mises dans des tubes en polypropylène de 10 mL.

Le risque de pollution étant élevé, il faut veiller à bien laver les cônes et les cupules au moins 5 fois avec de l'eau Milli-Q.

## B. Protocole de réalisation de la carte du sang supplémenté

- Déposer 60  $\mu$ L de sang supplémenté dans le cercle en pointillé à l'aide de la pipette manuelle, afin que le sang coule goutte à goutte et qu'il ne passe pas au travers.
- Laisse sécher la carte sous la hotte à température ambiante en veillant à ce qu'elle ne s'envole pas.
- Respecter impérativement un délai de séchage minimum de 4 heures avant extraction.

## C. Protocole d'extraction du sang des DBS

- Découper les DBS selon les pointillés à l'aide des ciseaux et de la pince.
- Introduire le disque ainsi découpé dans un tube en polypropylène.
- Ajouter 2 mL de modificateur de matrice (cité ci-dessus) à l'aide d'une pipette automatique.
- Vortexer à 2000 rpm pendant 30 minutes.
- Récupérer 1 mL de la solution avec une pipette automatique en prenant garde de ne pas aspirer le papier ou les morceaux de papier flottants.
- Mettre la solution dans une cupule, préalablement rincée avec de l'eau Milli-Q.
- Placer la cupule sur la tourelle et analyser avec la méthode « Pb sang » ainsi que le four adapté noté également « Pb sang ».

## III. Conditions analytiques

### A. Paramètres du spectromètre

- Raie analytique : 283,3 nm
- Largeur de fente : 0,5 nm
- Courant de lampe : 75 %
- Correction de fond : Quadline
- Temps de mesure : 2,0 secondes
- Nombre de mesures : 3

Utilisation d'un modificateur de matrice.

Calibration linéaire avec étalons dilués dans le blanc d'analyse.

### B. Programmation du four

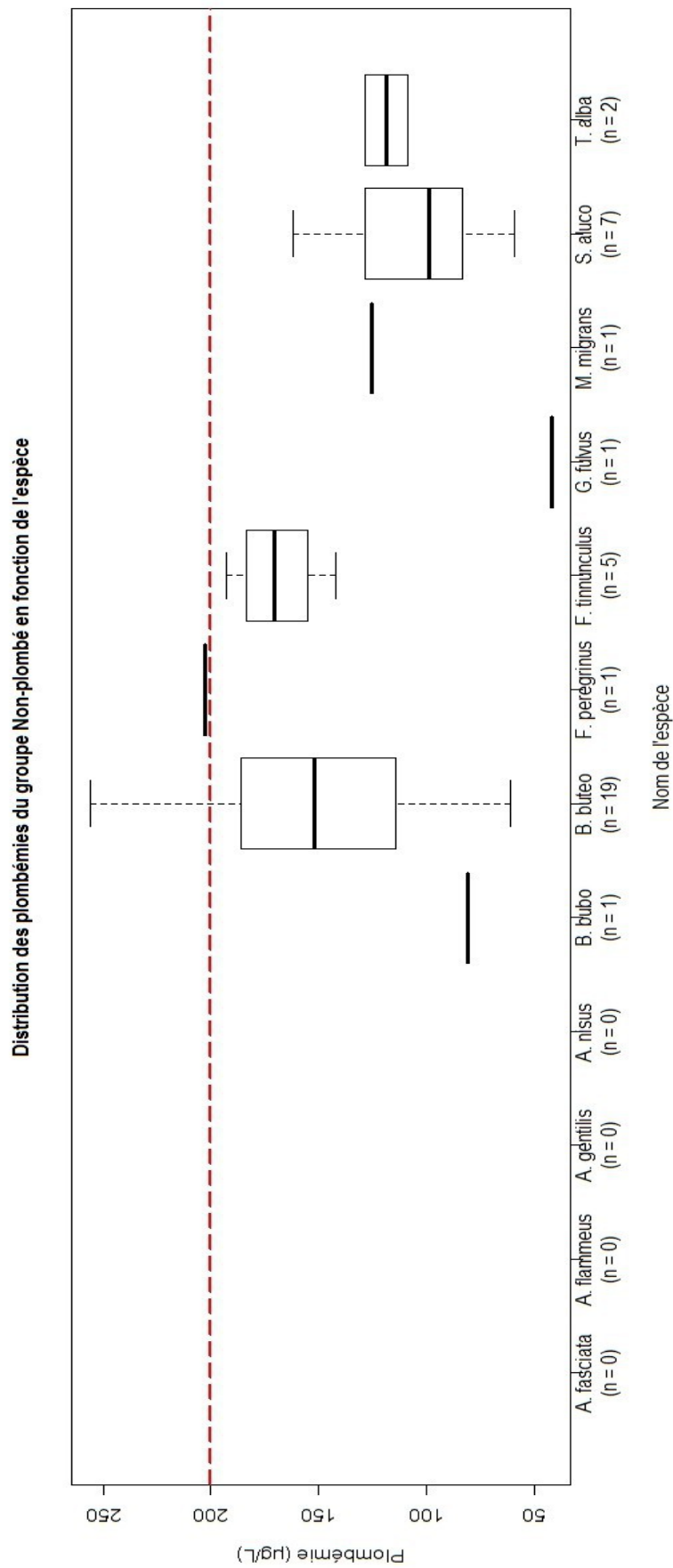
Type de cuvettes : PTE

Température d'injection : 50°C

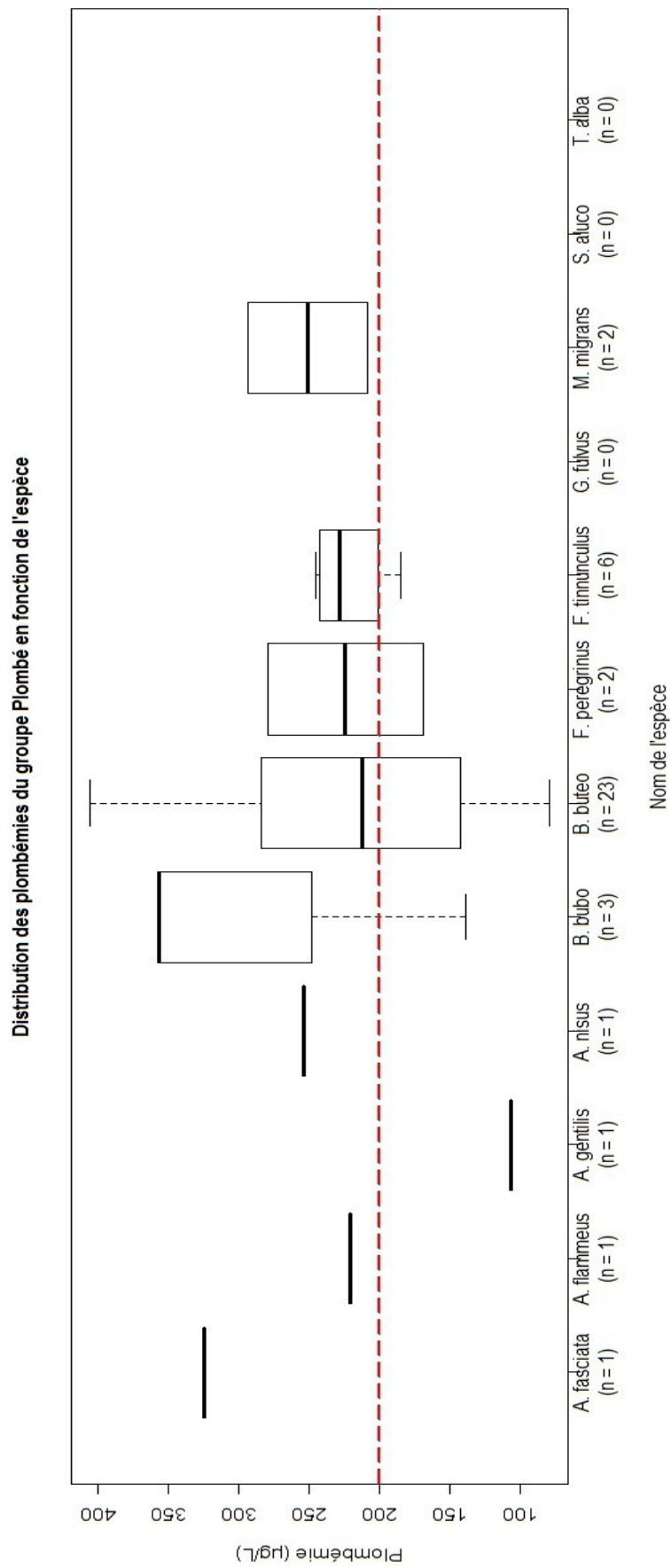
Phase	Température (°C)	Paliers	Montée (°C/s)	Gaz type	Gaz débit (L/min)	Commandes
1	50	50	5	3	0,3	
2	120	20	10	3	0,2	
3	500	20	150	3	0,3	
4	180	7	0	3	arrêt	LE CT
5	2200	3	0	3	0,3	LE

LE : lecture ; CT : contrôle température

**Annexe V. Distribution des plombémies du groupe Non-plombé par espèces.**



## Annexe VI. Distribution des plombémies du groupe Plombé par espèces.





**MAS Etienne**

**L'INTOXICATION PAR LE PLOMB CHEZ LES RAPACES, ETUDE  
EPIDEMIOLOGIQUE DE LA PLOMBEMIE CHEZ DES RAPACES  
VICTIMES DE TIR**

Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire : Lyon, le 18 novembre 2016.

**RESUME :**

Chez les rapaces, l'intoxication par le plomb provoque typiquement des troubles nerveux se traduisant par des parésies et des troubles digestifs. Une telle intoxication est susceptible d'aboutir à la mort de l'individu sans un traitement par des agents chélateurs du plomb. De manière subclinique, une exposition à des niveaux de plomb faibles sur le long terme atteint le système immunitaire, le système reproducteur, le comportement et le système hématopoïétique, ce qui amoindrit la survie et affecte la dynamique des populations. La voie principale d'intoxication est la voie orale.

Les analyses des proportions relatives des différents isotopes stables du plomb ont permis de mettre en cause de façon indéniable le plomb des munitions de chasse comme source majoritaire de plomb chez les rapaces. Le risque d'intoxication est fonction du régime alimentaire du rapace : le risque est accru pour les individus totalement ou partiellement charognards ainsi que pour ceux qui consomment du gibier chassé par l'Homme.

La mesure de la plombémie chez des rapaces pris en charge par des Centres de sauvegarde de la faune sauvage qui présentent des plombs de chasse et/ou des fragments de munitions enkystés dans l'organisme a montré que ces individus présentent des plombémies plus élevées que des individus indemnes et notamment plus élevées que le seuil de toxicité subclinique retenu de 200 µg/L. Cette différence globale est retrouvée chez la Buse variable et le Faucon crécerelle. Les fragments de munitions qui peuvent persister dans l'organisme après une blessure par arme à feu sont vraisemblablement responsables d'une exposition au plomb à bas bruit avec une gravité variable en fonction de leur localisation.

**MOTS CLES :**

- Rapaces
- Plomb -- Toxicologie
- Intoxication
- Munitions

**JURY :** Président : Monsieur le Professeur Philippe VANHEMS

1er Assesseur : Monsieur le Professeur Philippe BERNY

2ème Assesseur : Monsieur le Professeur Michel PEPIN

**DATE DE SOUTENANCE : 18 novembre 2016**

**ADRESSE DE L'AUTEUR :** 925 route de la Pérérée  
38410 SAINT MARTIN D'URIAGE