



Cette étude est cofinancée par l'Union Européenne. L'Europe s'engage dans le bassin de la Loire avec le Fonds Européen de développement régional.



**MUSÉUM
D'ORLÉANS**



PLAN
LOIRE
GRANDEUR NATURE



VetAgro Sup
Campus Vétérinaire de Lyon

Etude écotoxicologique du bassin de la Loire à l'aide de bioindicateurs, dans le contexte des effets prévisibles du changement climatique



Charles LEMARCHAND¹, René ROSOUX² et Philippe BERNY¹

¹VetAgroSup, campus vétérinaire de Lyon, ²Muséum des Sciences Naturelles d'Orléans

Synthèse des principaux résultats
Janvier 2013

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION GENERALE	5
II. MATERIEL ET METHODES	10
II.1. SITES D'ETUDE ET ECHANTILLONNAGE	10
II.2. PROTOCOLE, METHODES D'ANALYSE ET MODES D'INTERPRETATION	14
<i>II.2.1 Analyse des pesticides organochlorés et des polychlorobiphényles (PCBs)</i>	18
<i>II.2.2. Analyse des pesticides organophosphorés</i>	19
<i>II.2.3. Analyse des pyréthrinés</i>	20
<i>II.2.4. Analyse des herbicides</i>	21
<i>II.2.5. Analyse des rodenticides anticoagulants</i>	21
<i>II.2.6. Analyse des métaux lourds</i>	22
II.3. METHODES DE CALCUL ET ANALYSES STATISTIQUES	24
III. LA LOIRE A L'EPREUVE DES CHANGEMENTS GLOBAUX	24
III.1. REACTION DE L'HYDROSYSTEME LOIRE	24
III.2. CONSEQUENCES FAUNISTIQUES ET TOXICOLOGIQUES DES CHANGEMENTS GLOBAUX SUR LE BASSIN	25
IV. RESULTATS	28
IV.1. BALBUZARD PECHEUR	28
<i>IV.1.1. Dynamique de la population et échantillonnage des balbuzards pêcheurs en France</i>	28
<i>IV.1.2. Contamination des balbuzards par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)</i>	30
<i>IV.1.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les carbamates et les pyréthrinés</i>	33
<i>IV.1.4. Contamination par les herbicides</i>	34
<i>IV.1.5. Contamination par les raticides anticoagulants</i>	35
<i>IV.1.6. Contamination par les métaux</i>	35
<i>IV.1.7. Conclusion</i>	38
IV.2. LOUTRE D'EUROPE	40
<i>IV.2.1. Echantillonnage</i>	40
<i>IV.2.2. Contamination des loutres par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)</i>	42
<i>IV.2.2.a. Amont du bassin</i>	42
<i>IV.2.2.b Aval du bassin</i>	44
<i>IV.2.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les herbicides, les carbamates et les pyréthrinés</i>	46
<i>IV.2.4. Contamination par les rodenticides anticoagulants</i>	47
<i>IV.2.5. Contamination par les métaux</i>	48
<i>IV.2.5.a. Amont du bassin</i>	48
<i>IV.2.5.b Aval du bassin</i>	49
<i>IV.2.6. Conclusion</i>	52
IV.3. GRAND CORMORAN	53
<i>IV.3.1. Echantillonnage</i>	53
<i>IV.3.2. Contamination des cormorans par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)</i>	54
<i>IV.3.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les carbamates et les pyréthrinés</i>	56
<i>IV.3.4. Contamination par les herbicides</i>	56
<i>IV.3.5. Contamination par les rodenticides anticoagulants</i>	57
<i>IV.3.6. Contamination par les métaux</i>	57
<i>IV.3.7. Conclusion</i>	62

IV.4. POISSONS	62
IV.4.1. <i>Echantillonnage</i>	62
IV.4.2. <i>Contamination des poissons par les pesticides organophosphorés</i>	63
IV.4.3. <i>Contamination des poissons par les herbicides</i>	63
IV.4.4. <i>Contamination des poissons par les métaux</i>	65
IV.4.4.a. <i>Le plomb</i>	65
IV.4.4. b. <i>Le cadmium</i>	67
IV.4.4. c. <i>Le cuivre</i>	67
IV.4.5. <i>Contamination des poissons par les pesticides organochlorés</i>	69
IV.4.5. a. <i>Le DDT</i>	69
IV.4.5. b. <i>L'endosulfan-sulfate</i>	70
IV.4.5. c. <i>Le lindane</i>	71
IV.4.6. <i>Contamination des poissons par les PCBs</i>	73
IV.4.7. <i>Conclusion</i>	75
IV.5. BIVALVES ET CRUSTACES D'EAU DOUCE	75
IV.5.1. <i>Contamination des mollusques</i>	77
IV.5.2. <i>Contamination des écrevisses</i>	82
IV.5.3. <i>Comparaison entre les contaminations des moules et des écrevisses</i>	86
IV.5.4. <i>Conclusion</i>	89
V. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	90
VI. REMERCIEMENTS	94
VII. VALORISATION DES TRAVAUX	95

I. INTRODUCTION GENERALE

En France, le bassin de la Loire constitue un hydrosystème fluvial unique, en raison de son étendue, de la variété de ses habitats aquatiques et palustres et de la diversité exceptionnelle de ses communautés vivantes. Les biocénoses aquatiques dulcicoles qui se succèdent, appartiennent à tous les types de milieux aquatiques, depuis la zone de crénon (têtes de bassins) jusqu'au métapotamon (zone fluviale estuarienne), en y associant les zones périfluviales, les tourbières de plateaux, les marais, les étangs et les annexes hydrauliques (canaux de navigation).

Hormis leur grande variété et la richesse des communautés vivantes qu'ils hébergent, les écosystèmes aquatiques, composant l'ensemble du réseau hydrographique ligérien, présentent aussi la particularité d'être exposés à de nombreuses sources de pollutions et de perturbations d'origine anthropique, affectant la qualité des eaux et le fonctionnement des écosystèmes, tout au long des réseaux trophiques.

Les substances xénobiotiques présentes dans l'eau constituent un large éventail de contaminants, tant organiques et métalliques que radioactifs (centrales nucléaires), qui se concentrent, par bioaccumulation, dans les tissus, les organes et les graisses des êtres vivants et, par bioamplification, à travers tous les niveaux trophiques. C'est en cela que certaines espèces animales, notamment les prédateurs, peuvent jouer le rôle de « biocapteurs » de contaminants, particulièrement intéressants pour étudier et suivre l'état de santé des écosystèmes, et constituer un outil d'identification de ces éléments, puis de reconquête de la qualité de l'eau et de préservation de la diversité des milieux.

Parmi les conséquences attendues du réchauffement climatique sur le fonctionnement d'un hydroécosystème comme le bassin de la Loire, les perturbations du régime hydrique (sécheresses estivales plus marquées et crues hivernales plus intenses) sont susceptibles de modifier l'exposition des hôtes vivants à ces contaminants. En effet, les sécheresses estivales plus importantes et prolongées entraînent des phénomènes de concentration des polluants présents dans la masse d'eau, réduite par l'action cumulée de l'évaporation et l'irrigation agricole, et donc, par voie de conséquence, dans les réseaux trophiques. En outre, les épisodes de crues hivernales remobilisent les contaminants piégés dans les sédiments des rivières ou des barrages. Les changements climatiques en cours augmenteraient donc à la fois les risques d'exposition aux contaminants et de bioaccumulation dans les communautés aquatiques. Par ailleurs, les modèles actuels des conséquences des changements globaux font état d'une modification de la composition des biocénoses aquatiques, au niveau notamment de la

diversité et de l'abondance des espèces piscicoles. La diminution des espèces sensibles, au profit d'espèces tolérantes, mais aussi plus résistantes à la contamination de par leur mode de vie, constituerait une menace supplémentaire pour les prédateurs.

Pour mieux appréhender les voies de contamination, les phénomènes de bio-amplification ainsi que les processus éventuels de dégradation des contaminants au cours des transferts trophiques, à l'échelle de l'ensemble du bassin de la Loire, une cohorte d'espèces indicatrices, représentatives des différents niveaux trophiques, a été analysée. Parmi celles-ci (tableau 1) figurent trois super-prédateurs piscivores, deux espèces de poissons prédateurs et trois espèces de poissons polyphages, ainsi que trois crustacés prédateurs et nécrophages et trois bivalves benthiques filtreurs.

Tableau 1. Présentation des bioindicateurs déterminants du bassin de la Loire en fonction de leur mobilité et de leur niche écologique.

Sédentaires fixes	Sédentaires cantonnés / mobiles		Nomades	Migrateurs	Migrateurs reproducteurs / hivernants
Corbicule* (<i>Corbicula fluminea</i>)	Ecrevisse de Louisiane* (<i>Procambarus clarkii</i>)	Carassin (<i>Carassius spp.</i>)	Loutre d'Europe (<i>Lutra lutra</i>)	Anguille commune (<i>Anguilla anguilla</i>)	Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>)
Mulettes (<i>Unio & Psilunio spp.</i>)	<i>Ecrevisse de Californie</i> * (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	Chevaine (<i>Leuciscus cephalus</i>)		Mulet porc (<i>Liza ramada</i>)	Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo carbo</i> et <i>P.carbo sinensis</i>)
Anodonte (<i>Anodonta spp.</i>)	<i>Ecrevisse américaine</i> * (<i>Orconectes limosus</i>)	Truite fario (<i>Salmo trutta f.</i>)			
		Poisson chat* (<i>Ictalurus melas</i>)			

* Espèces invasives

Cette sélection de bio-indicateurs, ou de leurs homologues trophiques en cas d'absence sur les sites d'études présélectionnés, doit donc permettre d'appréhender les phénomènes de pollution de l'eau et de contamination des réseaux trophiques par les biocides rémanents et les substances xénobiotiques toxiques, à différentes échelles de perception spatiale, depuis la station permanente (bivalve filtreur), jusqu'au domaine vital intercontinental (oiseaux piscivores migrateurs), en passant par l'échelle locale de quelques kilomètres (poisson cantonnés et/ou mammifères nomades).

L'objectif était d'obtenir à la fois des résultats de bioaccumulation directe sur les espèces microphages et herbivores et de concentration différée, par phénomène de bioamplification sur les prédateurs piscivores dominants, intégrant la dynamique spécifique des réseaux trophiques (par rapport à l'étude d'espèces de niveaux trophiques inférieurs,

retenues dans d'indices, comme l'IBGN, l'IBD, l'IP, ou le SEQ-Eau, utilisés dans l'évaluation de la qualité des habitats aquatiques ou l'application de la DCE) par une méthodologie d'échantillonnage spécifique à l'échelle du bassin.

La présente approche, propre au bassin de la Loire, s'inscrit dans la continuité et la complémentarité des études écotoxicologiques déjà effectuées ou en cours, notamment sur le peuplement de poissons du bassin du Rhône ou sur la population de loutres du Centre ouest atlantique et du Massif central (Tans *et al.*, 1996 ; Colas *et al.*, 2006 ; Lemarchand *et al.*, 2007) et répondant aux préoccupations des gestionnaires du bassin quant à la nécessité d'une connaissance approfondie de la qualité environnementale et biologique des fleuves et de leurs bassins. L'identification de ces éléments toxiques, de leurs origines et de leurs modalités de transfert dans l'eau et au sein des réseaux trophiques, devraient permettre d'orienter et d'améliorer, par des préconisations spécifiques, les actions (interdiction d'utilisation ou de rejet de produits toxiques, révision des normes autorisées, recherche de produits de substitution), en cours ou à venir, impliquant divers opérateurs (Etat, Agences de l'Eau, DIREN, EPTB, ONEMA, ONCFS, fédérations de pêche, APNE, professionnels de la pêche...) œuvrant pour la qualité de l'eau, le bon fonctionnement des milieux aquatiques, ainsi que la conservation durable de la biodiversité ligérienne et de ses milieux naturels.

La recherche et le suivi des substances toxiques constituent une étape fondamentale dans la préservation de la qualité de l'eau et des milieux naturels. A ce titre, l'objectif fixé par les différents textes législatifs, et notamment la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et sa transposition française, est de recenser un grand nombre de ces éléments toxiques dans divers compartiments, afin de mieux orienter les actions de dépollution. 132 substances prioritaires, parmi lesquels, entre autres, des pesticides, des métaux lourds, ou des PCBs, sont ainsi régulièrement dosés dans l'eau, les sédiments, ou encore certains poissons, au sein du Réseau de mesures.

L'ONEMA, en collaboration avec le CEMAGREF, a par ailleurs récemment lancé une étude du transfert de ces composés (notamment les PCBs et le mercure) depuis les sédiments des fleuves vers les poissons et certains invertébrés. Cette étude est de portée nationale, on peut toutefois remarquer que le bassin de la Loire est un de ceux comportant le moins de sites de mesures prévus... La présente étude, qui vise à étudier le transfert de ces mêmes composés vers les prédateurs et super-prédateurs (loutre, balbuzard, cormoran, poissons prédateurs) s'inscrit donc dans la complémentarité : pour un même site du bassin faisant partie du Réseau National de mesure, l'ensemble du réseau alimentaire, des micro-organismes du sédiment au

super-prédateurs semi-aquatiques et terrestres, en passant par une large diversité d'espèces piscicoles, serait ainsi pris en compte. On peut citer également les travaux du COGEPOMI et de LOGRAMI, concernant les poissons migrateurs du bassin, dont l'anguille, espèce fortement accumulatrice (Tans *et al.*, 1996 ; Hugla *et al.*, 1998). Des travaux importants concernant les conditions de migrations, ou l'état sanitaire des populations ont été effectués (Baisez et Lafaille, 2005). Le statut de conservation et le devenir de l'espèce en France et dans le bassin de la Loire en particulier imposent cependant des précautions quant à l'échantillonnage.

Les études récentes de contamination de la faune, et notamment des poissons, ont surtout concerné le bassin du Rhône (Mazet *et al.*, 2004, 2005 ; Babut et Miège, 2007) et du Rhin, dont la contamination par les PCBs est importante. Dans le cas du Rhône, les études ont conduit à la suspension de l'activité halieutique commerciale le long du fleuve, mais aussi à une prise de conscience des risques encourus et ont fortement accéléré le processus de restauration du bassin rhodanien. Concernant le bassin de la Loire, les PCBs, les pesticides organochlorés et organophosphorés, les métaux lourds et les anticoagulants sont parmi les composés toxiques les plus présents dans l'eau et les végétaux bioindicateurs utilisés (bryophytes, source : Agence de l'Eau Loire-Bretagne), mais les études globales de contamination de la faune, et notamment piscicole, sont encore rares, comme le montre la synthèse bibliographique de Babut et Keck (2006). Les besoins de recherche sont pourtant importants, dans le cadre de l'application du Plan National d'Action sur les PCBs lancé en février 2008, comme dans celui du respect des échéances de la DCE.



Figure 1. Autopsie et prélèvement d'organes de spécimens de Balbuzard pêcheur au Muséum d'Orléans (photo C. Camus)

L'un des objectifs de la présente étude était donc d'apporter des compléments à ces programmes d'étude en cours ou déjà réalisées, en toute transparence et collaboration, et avec la volonté appuyée d'éviter toute forme de concurrence et de redondance sans intérêt, et de mettre en évidence les besoins réels de recherche et d'y répondre, dans le cadre global de la DCE et

de la restauration globale des bassins fluviaux en France, tant du point de vue de la qualité de l'eau que de la diversité et de la fonctionnalité des habitats.

Ainsi, notre approche écosystémique utilisant des espèces de haut rang trophique, et notamment des super-prédateurs comme la loutre qui bénéficie d'un programme d'études en cours (déclinaisons régionales du plan national d'action 2010-2015, Lemarchand, 2007 ; synthèse de Colas *et al*, 2006), le balbuzard pêcheur (figure 1 et 2), espèce patrimoniale pour laquelle aucune donnée toxicologique n'était encore disponible en France au lancement de ce travail ou encore le cormoran, auxquels il faut ajouter certains poissons omnivores et invertébrés filtreurs et polyphages, permettra à terme une vision plus claire et globale de la contamination de l'ensemble du réseau aquatique ligérien et de ses compartiments trophiques, et d'engager une politique plus efficace contre la pollution des eaux de surface et des sédiments. Par ailleurs, certaines espèces d'invertébrés retenus montrent un caractère invasif marqué (écrevisses allochtones, certains mollusques), et leur étude toxicologique sera probablement riche sur le principe même de leur limitation, les méthodes de lutte et la préservation des espèces autochtones.



Figure 2. Balbuzard pêcheur adulte sur un banc de sable de la Loire moyenne avec un Mulet porc dans les serres (photo L.-M. Préau).

De plus, et c'est en cela que la présente étude prend sa véritable dimension, les résultats devraient pouvoir orienter les programmes de recherches des institutions publiques concernées par l'analyse et la restauration de la qualité des eaux et, par-delà, en termes de santé humaine, la préservation de ressource alimentaire halieutique en eau douce.

II. MATERIEL ET METHODES

II.1. Sites d'étude et échantillonnage

Pour réaliser cette étude, 9 sites de prélèvements, représentatifs de la diversité des habitats et du fonctionnement du bassin ligérien, ainsi que de la répartition supposée ou avérée des espèces ciblées ont été déterminés, depuis les têtes de bassins jusqu'à l'estuaire, en passant par les plaines alluviales (figure 2.1). Ainsi nous avons sélectionné un site dans chacun des secteurs des linéaires de la Loire et de ses affluents principaux, c'est-à-dire, de l'amont vers l'aval :

- dans les secteurs de l'amont de la Loire (1) et de l'allier (2) au sein des zones de têtes de bassin, dans les zones intermédiaires que sont la plaine céréalière de la Limagne (3) et l'aval immédiat des grands barrages de la Loire (4), pour illustrer les éventuels effets respectifs de l'agriculture intensive et de la gestion des barrages, au niveau du bec d'Allier (5) pour synthétiser l'amont du bassin, dans le val de Loire Orléanais (6), à l'aval immédiat du site de l'ancien barrage de Maison-Rouges sur la Vienne (7), en Loire aval (8) et enfin dans l'estuaire et au sein des zones humides associées à ce dernier (9).

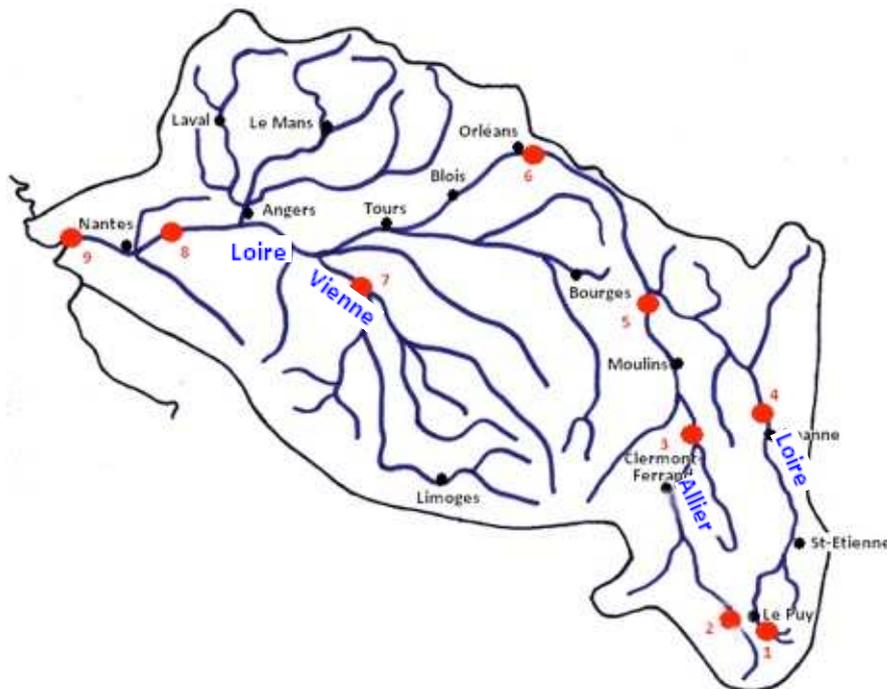


Figure 2.1. Localisation des stations de prélèvements sur les 9 sites du bassin de la Loire

Le choix de certains taxons n'étant pas aléatoire du fait de leur statut légal de protection (voir ci-après), toutes les espèces n'ont pas systématiquement pu être prélevées dans chacun des sites d'études. Néanmoins, le nombre total et l'origine géographique des individus finalement analysés nous permettent de respecter la couverture initialement souhaitée.

Pour des raisons légales, pratiques et surtout éthiques, l'esprit de ce type d'étude étant guidé par les préceptes généraux de la biologie de la conservation, notre stratégie d'échantillonnage a été basée sur la valorisation scientifique d'individus trouvés morts, selon une méthode non invasive d'investigation (sous le couvert des autorisations ministérielles idoines), et non spécifiquement prélevés pour ce travail, à l'exception des espèces invasives retenues ou de certains poissons courants, sans statut de protection.

En effet, les populations reproductrices de Balbuzards pêcheurs et de Loutres d'Europe étant encore très faibles à l'échelle nationale, il n'était pas question d'envisager de prélèvements directs au sein des populations ou des individus (comme mené outre-Atlantique), afin d'éviter tout risque de blessure ou de mortalité lié à la manipulation des animaux. Concernant le Balbuzard pêcheur, les œufs non éclos et les jeunes morts au nid avant l'envol ont été récupérés (par autorisation ministérielle) lors des opérations de baguage au nid (la plupart des nids étant connus en France, une très grosse majorité des jeunes balbuzards sont bagués, Rosoux et Wahl, 2008). Cet échantillonnage des jeunes oiseaux issus de la population nicheuse ligérienne a été renforcé par la récupération des individus trouvés morts suite aux percussions ou aux électrocutions avec les lignes à haute tension, aux cas de noyade dans des engins de pêche ou des filets de protection de pisciculture, aux tirs illégaux ou aux cas de mortalité naturelle (Perthuis et Rosoux, 2005 ; Rosoux et Nadal, sous presse). Cet échantillonnage, réalisé sous le pilotage du Muséum d'Orléans, a fait intervenir un vaste réseau, notamment les équipes en charge du suivi de la reproduction et du baguage des *pulli* au nid (CRBPO – MNHN, LNE), des Services du Ministère chargé de l'Environnement, de l'ONCFS, de l'ONF), des Centre de Soins de l'UFCS et de LPO), de la Mission Rapaces de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), du Centre régional de la propriété forestière (CRPF) (les aires se trouvant parfois sur des propriétés privées), de RTE et des GET locaux (certaines aires se trouvant sur des pylônes), des associations de protection de la nature et de l'environnement (APNE) ou, enfin, des naturalistes indépendants issus des différentes régions.

Ces contributeurs directs au réseau, très impliqués dans le programme, ont permis la récupération des balbuzards à travers toute la France continentale, afin d'entreprendre l'analyse toxicologique des spécimens, mais aussi la valorisation des données biométriques, l'étude des données issues de la reprise de baguage, les prélèvements destinés à de futures études pathologiques. L'ensemble des spécimens en bon état de conservation a été naturalisé afin de mettre en place une véritable collection de référence nationale sur le Balbuzard pêcheur, consultable par les scientifiques, mais aussi de permettre la présentation de l'espèce aux différents publics des muséums. Plusieurs catégories de classes d'âge (œuf, *pullus*, juvénile non volant, subadulte et adulte) ont ensuite été affectées aux spécimens, selon leur taille, leur développement ou l'état de croissance et le pattern de leur plumage.

Concernant les loutres du Massif Central, une convention de partenariat a été signée avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS, réseau de suivi des mammifères du bassin de la Loire), afin de valoriser les loutres victimes de collisions avec des véhicules et récupérées par les agents des services départementaux. Ce partenariat a été ensuite étendu aux services de l'ONEMA, des Fédérations de pêche, et a permis une valorisation efficace et fiable, riche d'enseignements allant bien au-delà des aspects toxicologiques.



Figure 2.2. *L'obtention de spécimens de loutres d'Europe a été rendue possible grâce à la collecte systématique de cadavres trouvés sur les réseaux routiers du*

Centre-Ouest atlantique et du Massif central.

Sèvre niortaise/Marais poitevin vendéen (photo R. Rosoux).

Pour les loutres du Centre-Ouest atlantique, les cadavres ont été traditionnellement confiés au Muséum d'Orléans, via un réseau important de collaborateurs, comme l'association Pro Lutra, l'ADEV Sud-Vendée, la LPO Vendée, les fédérations de chasse, les services départementaux de l'ONCFS, le PIR du Marais Poitevin, le Centre d'études des mammifères marins, le Pôle Sciences de l'Université de La Rochelle, les Muséums de La Rochelle et de Nantes (figure 2.2)... Cette filière de collecte, installée dès le premier programme mixte de recherches et de conservation, fonctionne depuis 1987. Comme dans le cas des balbuzards, plusieurs classes d'âges (juvénile, subadulte, adulte et sénior) ont été affectées aux individus selon leur taille, leur masse ainsi que la forme et l'état d'usure de leurs dents.

Les grands cormorans ont été récupérés lors des opérations de tirs de régulation encadrés, destinés à limiter les déprédations des oiseaux sur les bassins et les étangs de pisciculture. L'espèce gardant son statut d'espèce protégée par la loi française, seuls les oiseaux dont le tir avait été autorisé ont été récupérés, grâce à la collaboration de l'ONCFS, des fédérations de chasse et de pêche, les DDT ou des laboratoires scientifiques utilisant l'espèce comme support de recherches. Par rapport aux balbuzards, l'échantillon de cormorans n'était constitué que d'individus juvéniles volants, subadultes ou adultes. La distinction des classes d'âges s'est faite selon le *pattern* et le stade d'évolution du plumage (jeune de l'année, subadulte, adulte et adulte reproducteur).

Les spécimens des différentes espèces de poissons ont été obtenus par l'intermédiaire de plusieurs collaborateurs de terrain: trois pêcheurs professionnels de la Loire, afin d'obtenir les mullets, les chevesnes et les hotus, certains spécimens d'autres espèces étudiées ont été fournis par des laboratoires de recherches ayant effectué des pêches scientifiques à l'électricité, d'autres encore par des gestionnaires de sites (réserves naturelles, conservatoire-CEN Centre...) après des pêches scientifiques ou de contrôle d'espèces invasives (exemple de la pêche de jeunes silures ou de poissons-chats dans le Val de Loire et le Val d'Allier), d'autres enfin par pêche amateur (coup, mouche) sous détention de la carte annuelle et dans le respect des tailles spécifiques, imposées par la réglementation en vigueur.

Les invertébrés enfin (corbicules asiatiques et écrevisses) ont été pêchés à la main ou au filet troubleau (corbicules asiatiques), à la balance (écrevisses) ou à la nasse, avec obligation de détention du permis de pêche spécifique et dans le respect du mode de pêche et des engins autorisés par la Loi.

II.2. Protocole, méthodes d'analyse et modes d'interprétation

D'une manière générale, les échantillons d'organes sont prélevés sur les spécimens décongelés par lots d'espèces, rassemblés pour les séances d'autopsie et de dissection. Les échantillons sont choisis en fonction de leur propension naturelle à stocker les différentes substances xénobiotiques. Ainsi, le foie, le rein, les muscles, la graisse, l'encéphale sont systématiquement prélevés, avec parfois des différenciations entre plusieurs types de graisses, comme chez la loutre où la graisse péricaudale et la graisse péritonéale sont prélevées.

Il s'est avéré nécessaire de connaître les modes d'alimentation des prédateurs et leur régime alimentaire, pour comprendre le mode de contamination à travers les espèces-proies et ainsi procéder à la comparaison des substances xénobiotiques accumulées. C'est la raison pour laquelle le Muséum d'Orléans et ses partenaires scientifiques ont entrepris d'étudier systématiquement le régime alimentaire des prédateurs sélectionnés. Le régime a été étudié en période de reproduction pour les espèces nicheuses (balbuzards) ; d'octobre à janvier pour les prédateurs hivernants non reproducteurs (cormorans) ; sur l'année entière pour les prédateurs sédentaires (loutres).

Le régime alimentaire de la loutre en France est bien connu, à travers plusieurs études régionales (Libois, 1995, 1997 ; Libois *et al.*, 1991 ; Libois et Rosoux 1989a, b, 1991, 1994 ; Lemarchand, 2007) et les données bibliographiques ont été largement utilisées. A titre indicatif, une partie des résultats des études de régime alimentaire (marais de l'Ouest et Massif Central) de la loutre en France, espèce généraliste et opportuniste sont reproduites ci-dessous (figures 2.3.a , 2.3.b et 2.4).

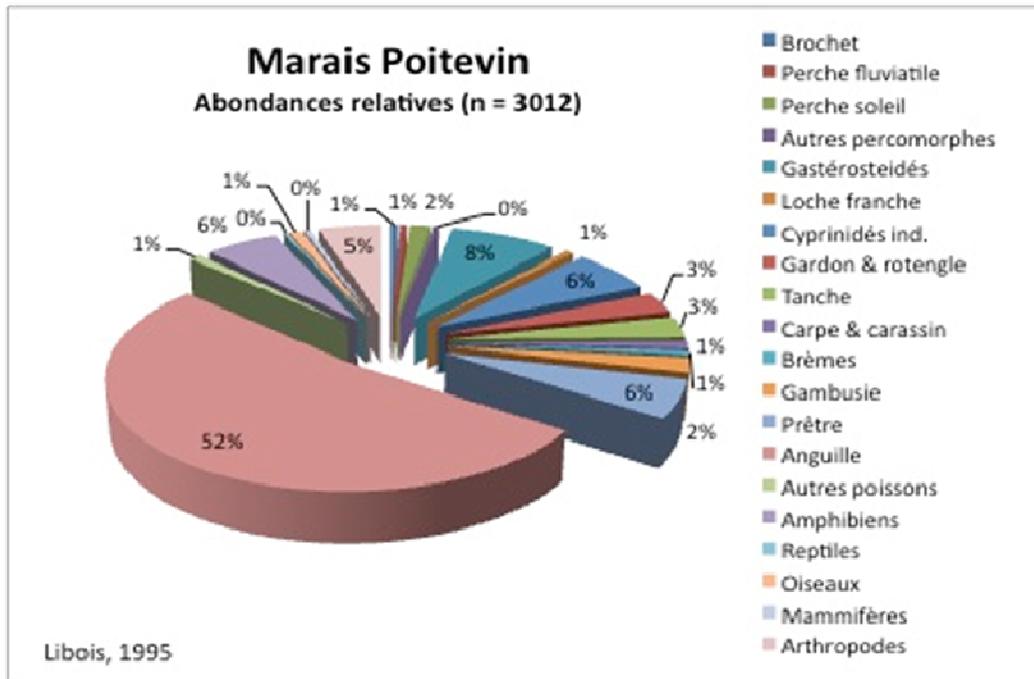


Figure 2.3.a Régime alimentaire de la Loutre d'Europe dans les Marais de l'Ouest. Marais Poitevin (Libois, 1995).

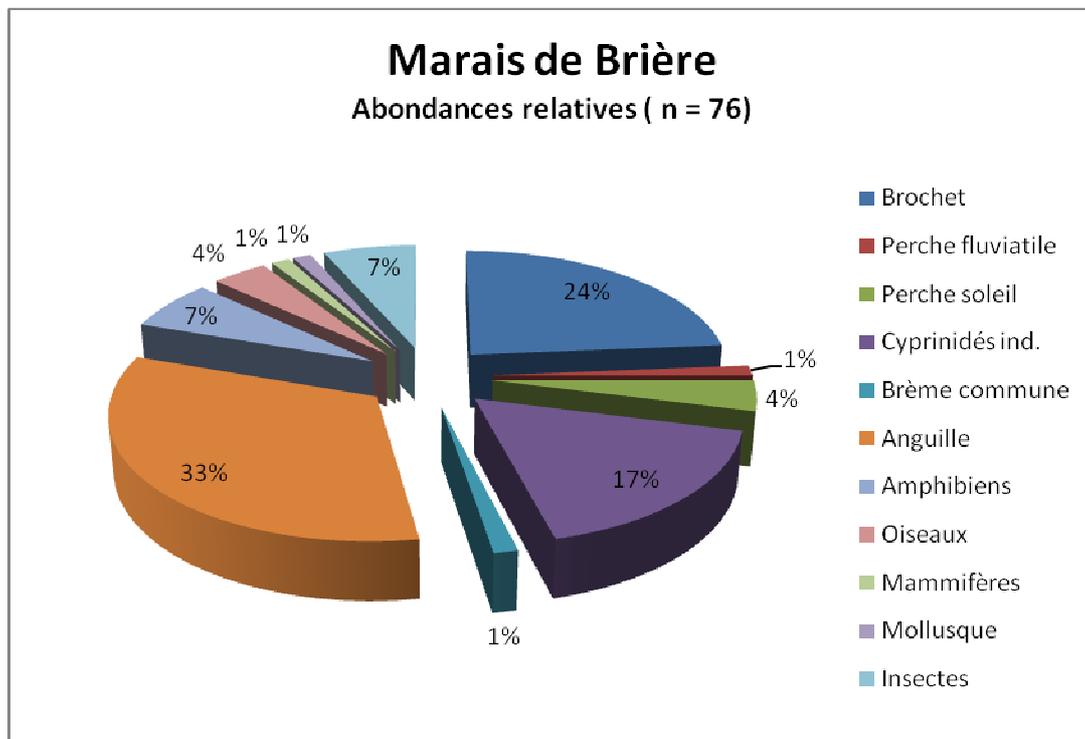


Figure 2.3.b Régime alimentaire de la Loutre d'Europe dans les Marais de l'Ouest. Marais de Brière (Loire Atlantique) (Libois, 1995).

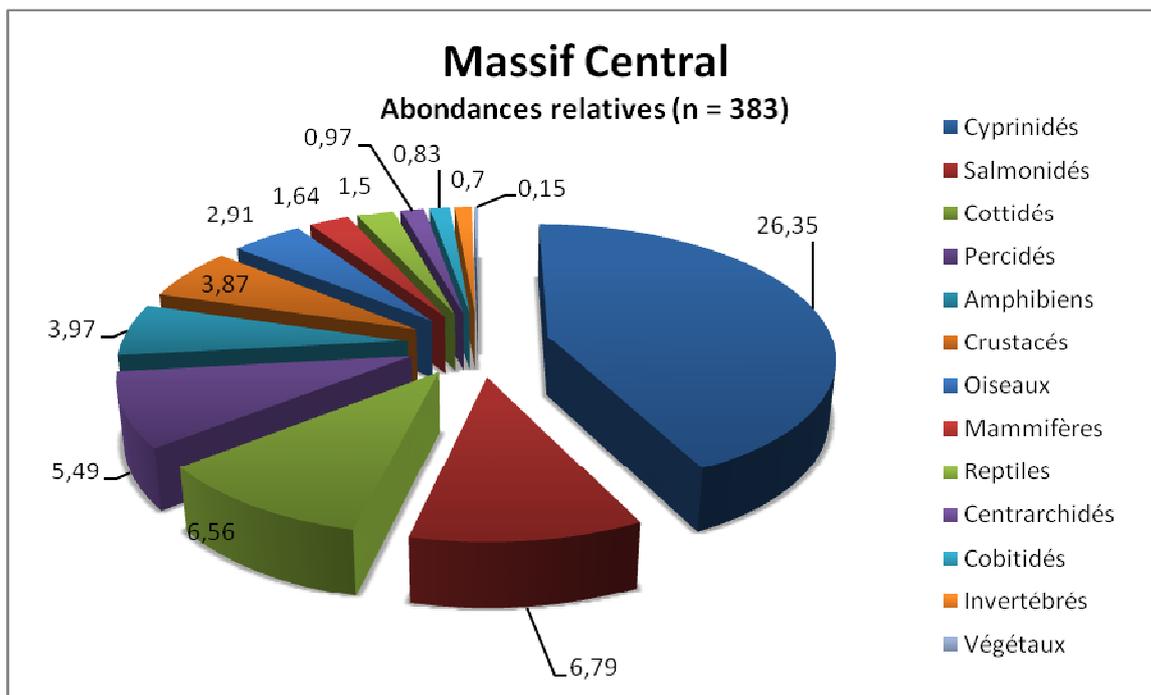


Figure 2.4. Régime alimentaire de la Loutre d'Europe dans le Massif Central (Lemarchand, 2007).

En revanche, pour le Balbuzard pêcheur, le Grand cormoran, ou d'autres prédateurs opportunistes dont l'étude toxicologique serait riche d'enseignements comme le Silure glane, le Muséum d'Orléans a pris l'initiative d'entreprendre, dès le début du présent programme, des analyses de régime alimentaire (d'après les photos en digiscopie, les restes de proies autour des nids ou, encore, d'après les contenus stomacaux), qui répondaient à nos attentes (Rosoux *et al.*, 2010a), dans le cadre de diplômes universitaires encadrés et d'études spécifiques pilotées par le Muséum. Là encore à titre indicatif, et dans le but de préciser les relations prédateurs-proies des espèces étudiées sur le plan toxicologique, les résultats des études de régime alimentaire du Balbuzard pêcheur et du Grand cormoran sont présentées ci-après (figures 2.5 et 2.6).

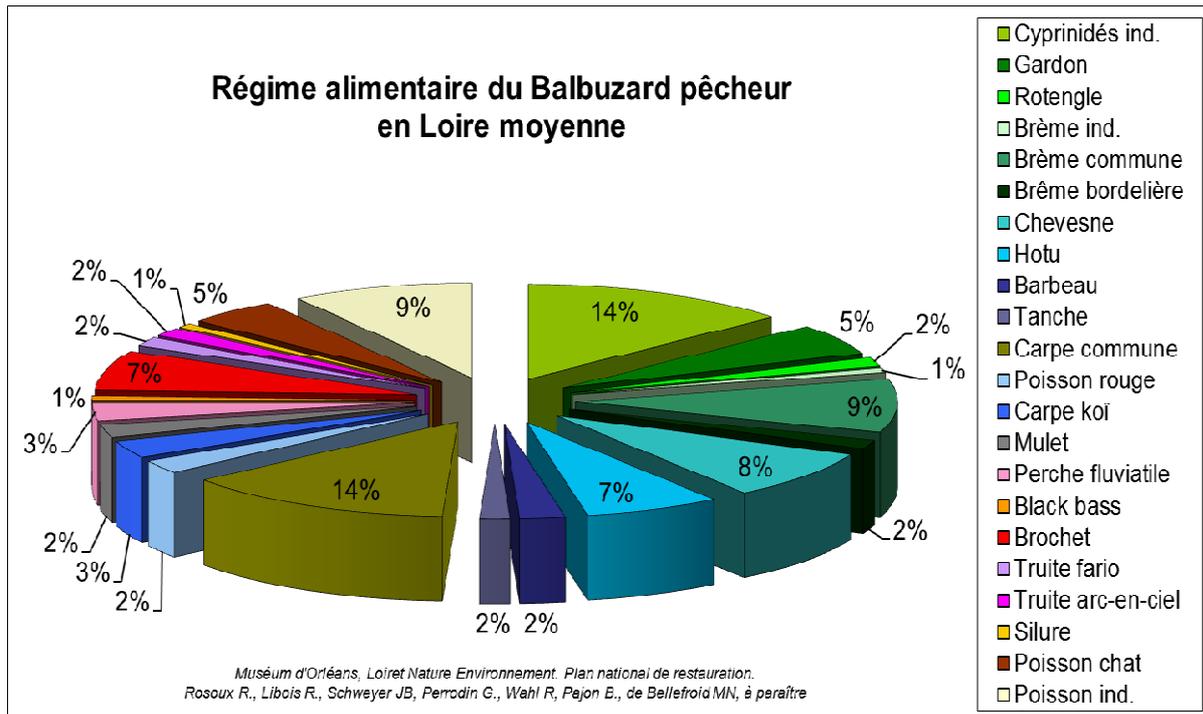


Figure 2.5. Régime alimentaire du Balbuzard pêcheur en région Centre
Etude des proies d'après photographies en digiscopie, de 2006 à 2009 (Rosoux et al., 2009).

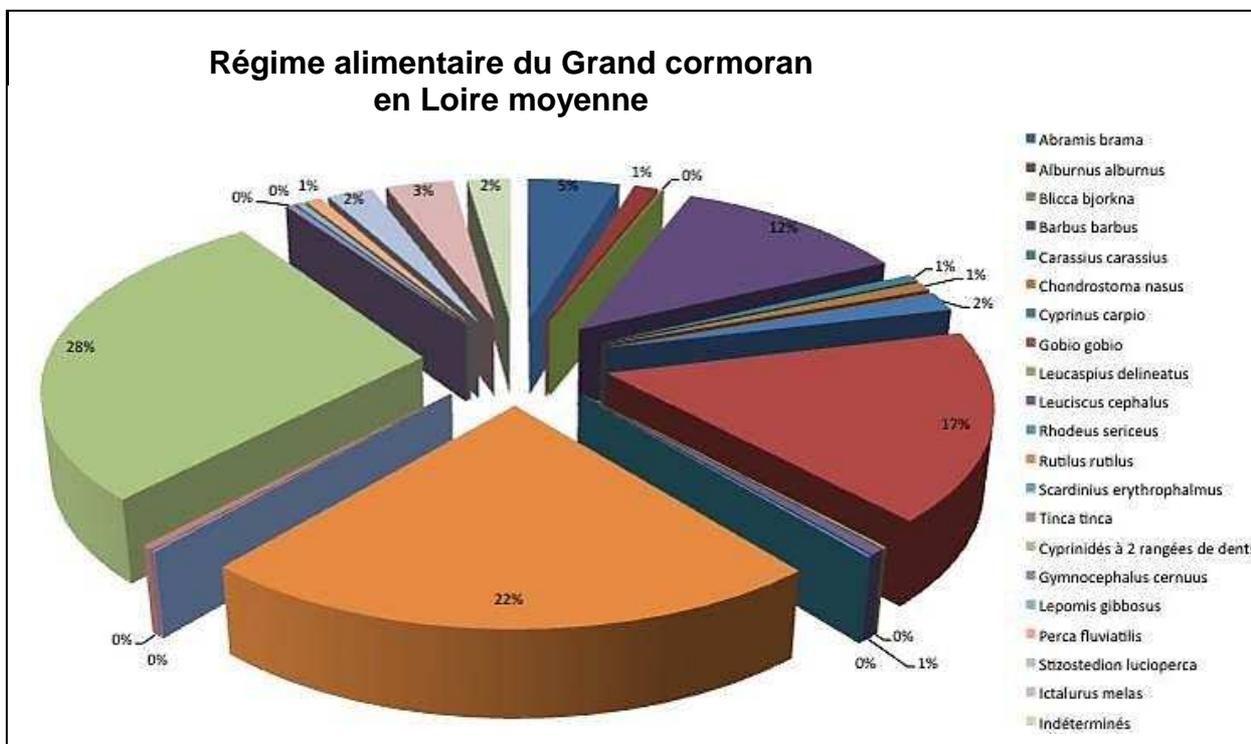


Figure 2.6. Régime alimentaire du Grand cormoran en Loire moyenne, d'après l'analyse des contenus stomacaux (Libois et al., à paraître).

II.2.1 Analyse des pesticides organochlorés et des polychlorobiphényles (PCBs)

1.0 à 8.0 g d'échantillon (foie, rein, graisse de divers types, encéphale, muscle ou œufs selon les cas) est prélevé au sein de chaque individu analysé, en fonction de la quantité de tissu effectivement disponible; cet intervalle correspond au minimum indispensable pour une bonne représentativité analytique et chaque échantillon est pesé très précisément. 30 ml d'un mélange hexane/acétone (75/25) est ensuite ajouté à l'échantillon, l'ensemble est ensuite broyé à l'aide d'un Ultraturrax[®] (Ika, Werke, Germany), puis filtré à l'aide d'une membrane séparatrice de phase (Whatman 1 PS). Cette étape de broyage et d'extraction est effectuée deux fois. L'extrait est ensuite évaporé à 60°C à l'aide d'un évaporateur rotatif (Rotovapor), puis repris dans 10 ml d'hexane. 2 ml d'acide sulfurique fumant (SO₃ 7%) sont ensuite ajoutés, et après une centrifugation de 10 minutes à 4x g, 1 ml du surnageant est injecté en chromatographie en phase gazeuse pour l'analyse des pesticides organochlorés (lindane, endosulfan, DDE, DDD, DDT, heptachlor, heptachlor epoxyde, aldrin et metoxychlor).

1 ml de ce même surnageant est ajouté à 1 ml d'hydroxyde de potassium (KOH) à 2% dans de l'éthanol. Les tubes sont ensuite placés dans un bain-marie agité à 50°C pendant 30 minutes. Après refroidissement, 2 ml d'eau ultra-pure sont ajoutés, le mélange subit une centrifugation de 10 minutes à 4x g, et subissent une seconde hydrolyse à l'acide sulfurique

ue fumant, telle que décrite ci-dessus. Après une dernière centrifugation à 4x g, le surnageant est utilisé pour la détection des PCBs (13 congénères: IUPAC no. 28, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 149, 153, 156, 170, 180, 187) en chromatographie en phase gazeuse.

Le protocole de chromatographie en phase gazeuse, associé à un détecteur à capture d'électrons, notamment les températures et conditions d'injection est décrit dans la bibliographie (Lemarchand *et al.*, 2007, 2010, 2011a, b, 2012). L'ensemble des opérations est mené en duplicats ou triplicats suivant la quantité de matériel biologique effectivement disponible. Les concentrations en pesticides et PCBs sont calculées à partir de standards disponibles sur le marché (CIL, St Foy la Grande, France, pureté >99%; niveau de récupération sur les standards supérieur à 92%; linéarité déterminée entre 5 et 100 ng/g ($r^2 > 0.99$ sur des standards, courbes de calibration à 5 points). Les limites de détection varient entre 0.5 et 1.0 ng/g pour chaque élément (pesticide ou congénère de PCB). Des échantillons certifiés de foie de poisson (morue) (cod liver oil BCR349) ont été utilisés en tant qu'élément de contrôle qualité.

II.2.2. Analyse des pesticides organophosphorés

5 g d'échantillon (foie, rein, graisse de divers types, encéphale, muscle ou œufs selon les cas) sont mélangés et homogénéisés dans 60 ml de dichlorométhane et 10 g de sulfate anhydre. Le mélange est ensuite filtré à travers un filtre séparateur de phase (Whatman 1 PS) et évaporé sous aspiration à 40°C. Les échantillons secs sont ensuite repris dans 3 ml d'éthanol, puis subissent un passage aux ultrasons. L'échantillon est ensuite purifié sur une colonne Sep-Pak R300 (Silica Waters, 020810; 500 mg) conditionnée avec 2 ml de méthanol et 2 ml d'éthanol, la colonne étant éluée avec 2 ml de dichlorométhane. Les échantillons purifiés sont évaporés à sec et repris dans 3 ml de dichlorométhane. Les concentrations en pesticides organophosphorés (OP) et les carbamates (CA) (Dichlorvos, Carbofuran, Mevinphos, Phorate, Phorate oxon, Phorate sulfone, Methiocarbe, Terbufos, Diazinon, Disulfoton, Chlorpyrifos methyl, Chlorpyrifos ethyl, Fenitrothion, Pyrimiphos methyl, Malathion, Fenthion, Parathion, Methidathion, Disulfoton sulfone, Triazophos) sont mesurées à l'aide d'un dispositif de chromatographie en phase gazeuse couplé (6890 GC Agilent®) à un spectromètre de masse (5973N MS, colonne HP5-MS 30 m, finesse 0,25 µm). Pour chaque échantillon et chaque élément servant de standard, 2 µl sont injectés. Le programme de température, à partir de 100°C maintenus pendant 2 minutes, atteint 200°C au rythme de 55°C/minute, maintenus pendant 5 minutes, puis 220°C au rythme de 50°C/minute, maintenus

pendant 3 minutes, puis enfin 300°C à 60°C/minutes. A l'issue de l'élution de l'échantillon, le système est maintenu à 300°C pendant 2 minutes. Le temps total d'analyse est de 13 minutes et 55 secondes. L'injecteur est maintenu à 250°C et le flux de gaz vecteur (He) est de 2,5 ml/minute. Chaque pesticide organophosphoré ou carbamate est identifié à partir de son temps de rétention et de 3-4 ions de fragmentation, avec des taux prédéfinis et une variabilité de chaque ion autour de 20%. La linéarité est confirmée entre 25 et 500 ng/g avec des courbes de calibration à 5 points ($r^2 > 0.99$). Le niveau de récupération sur les standards est supérieur à 76% pour tous les échantillons (et atteint 100 %) et le renouvellement est considéré comme acceptable si le coefficient de variation est inférieur à 15%.

II.2.3. Analyse des pyréthrinés

5 g d'échantillon (foie, rein, graisse de divers types, encéphale, muscle ou œufs selon les cas) sont prélevés et homogénéisés dans 60 ml d'éthanol et 10 g de sulfate anhydre, puis filtrés à travers une membrane séparatrice de phase (Whatman 1 PS). L'extrait est ensuite dissous dans 5 ml d'éthanol, et subit une seconde procédure d'extraction. Les concentrations sont ensuite déterminées à l'aide d'une chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons (GC/ECD Agilent GC-ECD 6850 avec une colonne HP1 de 30 m, ID 0.32 mm, film 0.25µm), confirmée ensuite par spectrométrie de masse (GC/MS) selon une méthode modifiée à partir d'un protocole de l'AFSSA. Pour chaque échantillon et chaque témoin, le volume injecté est de 2 µL. Le programme de température est le suivant : température initiale de 100°C, première élévation de 6°C/minute jusqu'à 220°C, maintenue pendant 10 minutes, puis seconde élévation de 7°C par minute jusqu'à 285°C maintenue pendant 1 minute, avec un temps total d'analyse de 42,29 min. Température de l'injecteur de 230°C, température du détecteur 300°C. Flux total d'Hélium de 9 ml/min. Les Pyréthrinés (Tefluthrine, Cyhalothrine, Permethrine, Cifluthrine, Cypermethrine, Fenvelarate, Deltamethrine) sont ensuite identifiés selon leur temps de rétention. La linéarité est confirmée entre 10 et 100 ng.g⁻¹ avec des courbes de calibration à 5 points ($r^2 > 0.99$). Le niveau de récupération est déterminé entre 82% et 94% pour tous les échantillons standard, et la répétabilité des analyses est considérée comme acceptable si les coefficients de variations restent inférieurs à 15%. Pour tous les échantillons positifs (i.e. détectant des pyréthrinés), une analyse de confirmation par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie

de masse (GC/MS) est effectuée en mode SIM. Comme pour les pesticides organophosphorés, l'identification est basée sur les temps de rétentions et 3 ou 4 ions selon les composés.

II.2.4. Analyse des herbicides

2 g de muscle sont homogénéisés durant 5 minutes dans 8 ml d'acétone, et centrifugés à 4x g; le surnageant est ensuite placé dans des tubes séparés, et cette procédure d'extraction est effectuée deux fois. Les échantillons sont ensuite évaporés sous azote, le résidu sec étant ensuite repris dans une solution d'acétone et de méthanol (50:50). L'extrait est ensuite purifié à l'aide d'une colonne SPE C18 500 mg, conditionnée à l'aide de 2 ml d'acétone et de 2 ml de méthanol. La colonne est séchée par aspiration et les échantillons purifiés sont repris dans 3 ml d'acétone. Après une évaporation sous azote, les échantillons sont repris dans 1 ml de méthanol. Les concentrations des herbicides dosés (Trifluraline, Atrazine, Simazine, Terbutylazine, Diuron, Alachlor, Metolachlor, Cyanazine, fongicide Epoxyconazole) sont déterminées par GC/MS. Un spectromètre de masse 5973N couplé à un chromatographe en phase gazeuse 6890 GC (Agilent®, colonne de 30m HP5-MS 0.25 mm ID, finesse 0.25µm) sont utilisés. Pour chaque échantillon et chaque standard, 2 µL sont injectés. Le programme de température démarre à 85°C maintenu pendant une minute, puis élévation de 6°C/minute jusqu'à 170°C (maintenu pendant 12 minutes), puis seconde élévation de 20°C/minute jusqu'à 280°C, maintenu pendant 4,33 minutes. Le temps total d'analyse est de 37 minutes. La température de l'injecteur est de 250°C et est en mode *splitless*. Chaque échantillon est identifié selon les temps de rétention et 3-4 ions selon les composés, avec des teneurs prédéfinies et 20% de variabilité pour chaque ion. La linéarité est confirmée entre 100 et 500 ng/g avec des courbes de calibration à cinq points ($r^2 > 0.99$). Le niveau de récupération est déterminé entre 67% et 98% pour tous les échantillons et la reproductibilité est considérée comme acceptable lorsque les coefficients de variations restent inférieurs à 15%.

II.2.5. Analyse des rodenticides anticoagulants

Les analyses destinées à mesurer les rodenticides (raticides) anticoagulants (8 composés sont couramment utilisés en France en lutte chimique: bromadiolone, chlorophacinone, difenacoum, difethialone, warfarin, coumatetralyl, brodifacoum, flocoumafen) dans les tissus ont été effectuées par chromatographie liquide à haute performance (HPLC). 1,0 à 2,0 g de foie sont utilisés. Tous les solvants et les réactifs utilisés sont de la plus haute pureté disponible. 50 µl de chaque échantillon ou solution standard sont

injectés dans une colonne C18 (250 x 4 mm, pores de 10 nm, grains de 5 µm, Chromcart Nucleosil, Macherey-Nagel, Strasbourg, France). Le système HPLC utilisé est composé d'une pompe isocratique (L6000), d'un échantillonneur automatique (AS2000), d'un détecteur fluorimétrique (F1000) et d'un détecteur DAD-UV. Un logiciel spécifique (D7000 HSM) est utilisé pour l'acquisition des données (Merck, Nogent-sur-Marne, France). La plupart des anticoagulants sont détectés par fluorescence et détection UV, excepté pour la chlorophacinone et la difethialone. La linéarité est déterminée sur des standards de foie entre 0,05 et 1 mg/kg ($r^2 > 0.99\%$). Le pourcentage de récupération varie entre 80.1% et 89.2% pour la bromadiolone, la chlorophacinone et le difenacoum (les trois composés les plus utilisés en France). La limite de détection est de 0.02 mg/kg pour tous les composés testés.

II.2.6. Analyse des métaux lourds

Le plomb, le cadmium et le cuivre sont analysés par la méthode traditionnelle (Mazet et al. 2005; Lemarchand et al. 2010): des échantillons de foie broyés (1 à 2 g) sont séchés pendant une heure à 110°C, puis pendant 5 heures à 180°C. Après ce séchage, 0,3 g d'échantillon sont broyés dans un petit récipient et dilués dans 1 ml d'acide sulfurique à 50%. L'ensemble subit ensuite une digestion pendant 16 h, la température augmentant de 20°C à 700°C pendant les 10 premières heures, puis étant maintenue à 700°C pendant les 6 heures restantes. Les échantillons digérés sont ensuite dilués dans 2 ml d'acide nitrique et séchés lentement dans un récipient maintenu chaud. Après refroidissement, les échantillons sont repris dans 1 ml d'acide nitrique à 10% et transférés vers des tubes en polypropylène où ils sont dilués dans de l'eau ultra-pure Milli-Q. Les concentrations en métaux sont mesurées en spectrométrie d'absorption atomique (UNICAM 989 QZ, Thermo Optek, France) à l'aide de lampes spécifiques à chaque élément.

1,0 g de foie est utilisé pour les analyses de *mercure*. 1 ml d'eau ultra pure milliQ est ajoutée, puis 1,5 ml d'eau oxygénée (H₂O₂) et 6,5 ml d'acide nitrique. Le mélange est ensuite minéralisé dans un four à micro-ondes (ETHOS) comme suit : augmentation des températures de 20 à 180°C en 10 minutes, maintenues à 180°C pendant 15 minutes. Après refroidissement, les échantillons sont transférés dans des tubes en polypropylène, une solution de KMnO₄ à 6,4% est ajoutée.

2,0 grammes de foie sont utilisés pour les analyses d'*arsenic*. L'échantillon est mixé dans 3 ml d'une solution de 100 ml de 4.0 g MgO et 40 g Mg(NO₃)₂ dans un petit récipient. Les températures du four s'échelonnent de 20 °C à 700°C atteints en 8 heures, puis sont maintenues à 700°C pendant 8 heures. Après refroidissement à 1000°C, l'échantillon est

remis en suspension à l'aide d'eau ultra-pure milliQ, puis dissous dans une solution de 50% d'acide chlorhydrique. 2,5 ml d'une solution d'iodure de potassium et d'acide ascorbique sont ensuite ajoutés, avec de l'eau ultra pure milliQ. Le mélange est ensuite porté à ébullition à 80°C pendant une heure. L'arsenic et le mercure sont dosés à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique (Perkin Elmer Analyst), utilisant des lampes spécifiques à chaque élément après une génération hybride. Chaque échantillon d'analyse de métaux est mené en triplicat, et des échantillons certifiés de référence sont utilisés pour le contrôle qualité (CRM185R valeurs certifiées pour Pb, Cd, Cu, As, Hg avec 95% d'intervalle de confiance). Pour chaque série d'analyse, les échantillons certifiés ont été utilisés pour tester la récupération (>90%) et un passage à blanc est effectué pour tester toute éventuelle contamination. L'ensemble des concentrations en éléments métalliques et métalloïdes sont calculées selon une courbe de calibration à 5 points ($r^2 > 0.99$), et les résultats sont exprimés en mg/kg de matière sèche. Les limites de détection sont de 20 µg/kg pour le plomb, le cadmium, le cuivre ou le mercure, et de 14 µg/kg pour l'arsenic.

II.3. Méthodes de calcul et analyses statistiques

Les concentrations de 13 congénères de PCBs (IUPAC no. 28, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 149, 153, 156, 170, 180 et 187) ont été ajoutées pour fournir la valeur « Σ 13 PCB ». La contamination des œufs de balbuzards est calculée selon une base en poids frais, pour éviter toute surestimation liée à l'évaporation du contenu de l'œuf (et donc la concentration des xénobiotiques) avant l'analyse. Le test de Khi2 a été utilisé pour la vérification d'hypothèses liées à l'habitat des espèces et à son influence sur les résultats, les tests de Mann et Whitney ou de Kruskal et Wallis ont été utilisés pour comparer des échantillons indépendants, le test de coefficient de rangs de Spearman a lui été utilisé pour comparer des associations entre deux variables. Les statistiques ont été effectuées en utilisant *R*. (Ihaka and Gentleman, 1996).

III. LA LOIRE A L'EPREUVE DES CHANGEMENTS GLOBAUX

Mis en évidence il y a près de trois décennies, le réchauffement climatique, en réalité l'ensemble des changements environnementaux globaux en cours au sein de la biosphère, et résultant en grande partie des activités humaines par l'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère, entraîne et entrainera de nombreuses conséquences sur le fonctionnement du bassin de la Loire, tant sur le plan hydrologique que biologique. Le Plan Loire Grandeur Nature 2007-2013 a permis la réalisation de plusieurs travaux visant à étudier, modéliser, caractériser, anticiper ces changements globaux et d'initier les méthodes de lutte, de limitation mais aussi d'adaptation à ces derniers.

III.1. Réaction de l'hydrosystème Loire

Le Projet « Impact du Changement Climatique sur l'hydrosystème Loire : hydrologie, régime thermique, qualité (ICC-HYDROQUAL), coordonné par F. Moatar de l'Université de Tours, a ainsi permis de modéliser l'influence du changement climatique sur l'hydrologie et la température des cours d'eau du bassin de la Loire (figure 3.1), à partir des données issues des modèles météorologiques concernant la mesure et l'évolution prévisible des températures de l'air et des précipitations suite à ces changements globaux, selon les différents scénarii d'émission de GES proposés par la communauté internationale. Ainsi, une élévation de la température moyenne annuelle de l'ordre de 1°C a été mesurée pour la France au cours du XXe siècle, avec une accentuation au cours des dernières décennies. Les précipitations sont

également affectées, leur évolution restant moins marquée et plus délicate à discerner. Le projet ICC-HYDROQUAL, sur la base d'un maillage très fin du bassin de la Loire subdivisé en 68 sous bassins versants a permis de confirmer et de préciser de manière robuste une élévation prévisible de la température de l'eau et de l'air au cours du XXI^e siècle, entraînant une augmentation de l'eau évaporée par la végétation (évapotranspiration potentielle), ainsi qu'une diminution des précipitations annuelles totales et de l'enneigement, ces tendances concernant les précipitations devant encore être affinées. Il semblerait cependant que les épisodes de précipitations importantes d'automne verraient leur intensité diminuer, alors qu'au contraire les précipitations printanières pourraient augmenter, au moins localement, suite à une saisonnalité modifiée du régime des précipitations (Bustillo *et al.*, 2009 ; Moatar, 2010). Le bilan hydrique par rapport à la période actuelle serait cependant négatif, suite à l'augmentation de l'évapotranspiration et de la diminution des précipitations totales annuelles.

III.2. Conséquences faunistiques et toxicologiques des changements globaux sur le bassin

Les conséquences faunistiques des effets des changements climatiques en cours sont extrêmement délicates à véritablement établir, tant les réactions des habitats et de la flore, niveau de base des réseaux trophiques, risquent d'être affectés par les modifications hydriques et thermiques. Cependant, il est envisageable d'imaginer un risque de déplacement, de raréfaction ou de disparition des espèces les plus exigeantes quant à la température de l'eau ou des régimes hydriques, comme par exemple de nombreux invertébrés, certains amphibiens et reptiles et, évidemment, les poissons ou les crustacés (dont les espèces patrimoniales que sont le saumon atlantique ou l'écrevisse à pattes blanches), extrêmement sensibles aux élévations de température. L'ensemble des biocénoses serait perturbé avec, dans un premier temps, une progression vers le Nord et en altitude d'espèces piscicoles à tendances thermophiles, remplaçant à terme le cortège en place. Toujours concernant les poissons, des espèces comme le chevaine, le barbeau fluviatile ou le goujon pourraient très significativement augmenter leur aire de répartition, au détriment des espèces comme la truite commune, le chabot ou le vairon.

Des espèces inféodées aux têtes de bassins, telles que la truite commune, seraient également lourdement impactées, la carte modélisant la distribution future de cette espèce en France, publiée récemment (Keith *et al.*, 2011), est d'ailleurs édifiante. Des modifications en cascade des relations prédateurs - proies (prédation, compétition, concurrence, parasitisme)

impactant l'ensemble des compartiments trophiques des systèmes aquatiques seraient aussi observées (Buisson *et al.*, 2008 ; Rahet et Olden, 2008 *in* Keith *et al.*, 2011).



Figure 3.1 Bras de la Loire moyenne, en période d'étiage, au niveau des méandres de Guilly. Saint Benoît sur Loire. (photo R. Rosoux).

Les trois super prédateurs retenus dans cette étude (Loutre d'Europe, Balbuzard pêcheur et Grand cormoran) verront donc probablement évoluer le cortège de leurs proies, et notamment des poissons, en même temps que leur habitat permanent, de reproduction ou d'hivernage. Compte tenu de la grande variabilité des habitats fréquentés par ces espèces et de la grande plasticité de leur régime alimentaire global (Cramp et Simmons, 1977 ; Dennis, 2008 ; Lemarchand et Bouchardy, 2011 ; Libois et Rosoux, 1989, 1991), il est probable qu'elles s'adapteront à terme à ces évolutions. Par contre, il ne peut pas être exclu que certaines populations ne puissent pas s'adapter suffisamment vite pour se maintenir localement.

Enfin, concernant les invertébrés exotiques invasifs étudiés ici (écrevisses américaines et corbicules asiatiques), il est probable que les conséquences des changements globaux favorisent l'expansion de leur aire de répartition, dans la mesure où elles sont ubiquistes, thermophiles et généralement bien adaptées à des fluctuations importantes des conditions hydriques et thermiques dans leurs bassins d'origine, ce qui a déjà fortement contribué à la réussite de leur invasion biologique.

Sur le plan toxicologique, ces modifications des biocénoses ne seront pas anodines, les espèces tolérantes aux variations de régime hydrique ou aux augmentations de température des eaux l'étant généralement aussi à la présence d'éléments toxiques accumulables dans leurs tissus et au sein des espèces leur servant de nourriture. Les changements globaux augmenteraient donc le risque d'intoxications par des composés toxiques présents dans l'environnement pour l'ensemble des prédateurs et des consommateurs d'espèces aquatiques. De plus, lors des grandes crues, notamment celles faisant suite aux étiages prolongés (figure 3.2), des éléments stockés dans les sédiments et les sols riverains des cours d'eau seraient remobilisés et intégrés au fonctionnement des réseaux trophiques, les changements globaux augmentant alors, en plus du risque d'intoxication, l'intensité de celle-ci. A titre d'exemple, l'année 2003 a été caractérisée par une température très élevée des cours d'eau du bassin, une sécheresse prolongée réduisant très fortement les débits, asséchant de nombreux cours d'eau des têtes de bassin et sollicitant fortement les réservoirs (barrages), puis par une crue de grande ampleur quelques mois plus tard. Le flot emplissant soudainement les barrages écrêteurs de crue (comme le barrage de Villerest) et dévalant les bassins a ainsi remis en circulation des éléments toxiques jusque-là piégés dans les sédiments. Le bassin de la Loire est certes connu et étudié comme l'un de ceux présentant les plus grandes amplitudes naturelles sècheresses – crues de France et d'Europe, mais les conséquences modélisables des changements globaux, l'aménagement des bassins (étanchéification des sols par la construction) et l'intensification des besoins en eau changent la donne. Dans la mesure où ces deux régimes hydriques diamétralement opposés, associés à des températures très élevées des eaux pourraient être représentatifs du fonctionnement futur du bassin suite aux changements climatiques, une attention toute particulière doit être apportée aux sédiments, leur rôle et leur devenir dans le bassin, notamment ceux stockés dans les retenues.



*Figure 3.2. Le Bec de Vienne en situation d'étiage précoce, en juin 2011
(photo C. Lemarchand).*

IV. RESULTATS

IV.1. Balbuzard pêcheur

IV.1.1. Dynamique de la population et échantillonnage des balbuzards pêcheurs en France

La population de balbuzards pêcheurs en France continentale a très significativement évolué au cours des trois dernières décennies, passant d'un seul couple nicheur connu en 1985, à un peu moins d'une quarantaine de couples nicheurs connus en 2012 (Nadal *et al.*, 2012). La population présente en Corse a également considérablement reconstitué ses effectifs en un quart de siècle (Thibault *et al.*, 2001). Le succès reproducteur moyen des couples ligériens nicheurs sur cette période a été d'environ 2 jeunes à l'envol par couple, et le taux de survie des adultes sur cette même période a été évalué à 97% (Wahl et Tariel, 2006 ; Nadal et Tariel, 2008, Rosoux *et al.*, 2010 ; Wahl, *comm. pers.*). Ces chiffres sont comparables, voire supérieurs à ceux concernant d'autres populations de balbuzards en expansion ailleurs dans l'aire de répartition européenne de l'espèce, tant du point de vue de l'accroissement de la population que de sa survie, et témoignent d'une très bonne dynamique de la population ligérienne au cours de cette période. Ces données peuvent s'expliquer par un habitat et des ressources très favorables, tant sur le plan du nombre de sites de nidification potentiels

(artificiels ou naturels), que sur celui de la ressource trophique que constituent les différents écosystèmes occupés par l'espèce, à commencer par le bassin de la Loire (figure 4.1). Il va sans dire également que la stricte protection du balbuzard en Europe et en France et le respect de la tranquillité des couples pendant la reproduction sont des facteurs fondamentaux dans cet accroissement des populations.



Figure 4.1 En France continentale, la population nicheuse de Balbuzard pêcheur est établie sur les grands massifs forestiers de la vallée de la Loire (Photo L.-M. Préau).

Depuis 2000, un système de vidéosurveillance a été installé en forêt d'Orléans par Loiret Nature Environnement. Le système a été perfectionné pour la transmission d'images de la forêt jusqu'au Muséum d'Orléans, permettant d'observer, à distance et sans dérangement, la vie d'un couple nicheur. Les différents paramètres, comme la phénologie du retour de migration, les accouplements, la ponte, l'éclosion des œufs, l'élevage des jeunes, leur émancipation sont étudiés, de même que le régime alimentaire (Rosoux *et al.*, 2010), par l'identification des proies apportées par le mâle à l'aire par le mâle (figure 4.5).

Depuis le début du lancement de la collecte de cadavres de balbuzards en France, 54 individus et 45 échantillons de balbuzards pêcheurs (i.e. œufs non éclos, jeunes morts au nid, jeunes en migration, ou adultes volants récupérés sur leur territoire ou en transit migratoire) ont pu être collectés et exploités. On peut noter la présence dans cet échantillon

d'individus migrateurs, reproducteurs dans des pays voisins (Scandinavie, Allemagne, Royaume-Uni), et récupérés lors de leur migration pré ou post-nuptiale à travers la France, qui se trouve être un carrefour de migration important à l'échelle européenne pour l'espèce (Dennis 2008 ; Strandberg *et al.*, 2009). Un des oiseaux fondateurs de la population ligérienne, bagué à sa naissance en 1988 en ex-RDA, établi à partir de 1995 sur les bords de la Loire dans le Loiret, s'est ainsi régulièrement reproduit, avec plusieurs femelles, (25 jeunes connus à l'envol) et est mort en 2007 (à 19 ans), avant d'être récupéré et valorisé, jusqu'à sa naturalisation (collection de référence).

IV.1.2. Contamination des balbuzards par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)

Les résultats de contamination par les organochlorés (pesticides et PCBs) des balbuzards pêcheurs récoltés en France sont présentés sur le tableau 1.1 et la figure 1.1. Les pesticides organochlorés ont été détectés au sein de 20 échantillons sur un total de 27 (soit 74%) ayant pu subir l'analyse. Parmi les composés analysés, seuls les résidus de DDT (principalement le *p,p'*-DDE) et le methoxychlor ont été détectés en général, auquel il faut ajouter un unique cas de contamination au lindane, pourtant interdit d'usage depuis 1998. Le DDE a été détecté dans 12 échantillons (44 %), dont 5 œufs de nids différents situés en France (figure 4.2).



Figure 4.2. *les œufs de balbuzards non éclos, récoltés dans les aires, ont fourni de précieux renseignements sur les contaminants des milieux aquatiques et la bioamplification (photo C. Lemarchand).*

Les concentrations en DDE, en moyenne de 0,92 mg.kg⁻¹, sont restées globalement assez faibles (entre 0,1 et 8,2 mg.kg⁻¹ en poids frais, cette dernière valeur étant cependant élevée), et globalement comparables aux concentrations relevées dans la bibliographie au sein d'autres population prospères (Rattner *et al.*, 2004 ; Henny *et al.*, 2008). Concernant les œufs non éclos, la concentration maximale en DDE a atteint 4,6 mg.kg⁻¹, soit une valeur légèrement supérieure au seuil de 4,5 mg/kg⁻¹, au-delà duquel la coquille de

l'œuf, fragilisée, peut se briser sous le poids de l'adulte le couvant (Wiemeyer *et al.*, 1988 ; Henny *et al.*, 2008). Cet œuf n'était pas endommagé, mais ces résultats non négligeables suggèrent une utilisation relativement récente du DDT dans le bassin de la Loire, probablement postérieure à son interdiction en France (1973). En effet, et même si l'espèce est migratrice, la contamination des œufs de balbuzard pêcheur a été documentée comme davantage révélatrice de la contamination des zones de reproduction que d'hivernage (Elliott *et al.*, 2007). Le méthoxychlor a quant à lui été détecté au sein de 8 échantillons, soit 27%, là encore avec des concentrations relativement faibles. Les concentrations moyennes en méthoxychlor ont atteint $0,04 \text{ mg.kg}^{-1}$, soit nettement moins que les valeurs relevées dans la bibliographie, notamment en Allemagne, où la prévalence du composé était par ailleurs nettement plus importante, puisque 100% des individus analysés se sont révélés contaminés (Weber *et al.*, 2003). En France, aucune variation significative des concentrations en pesticides organochlorés n'a été observée, en fonction du sexe ou de l'âge des balbuzards, ce résultat pouvant s'expliquer par la petite taille totale de l'échantillon. L'aldrine, l'heptachlor et l'endosulfan n'ont jamais été détectés au sein des tissus des balbuzards analysés, et le lindane à une seule reprise, contrairement à ce qui avait été observé dans des études antérieures, menées outre-Atlantique (Ewins *et al.*, 1999 ; Toschik *et al.*, 2005 ; Henny *et al.*, 2003, 2008). Cette différence pourrait s'expliquer par une exposition plus importante, plus diversifiée et plus longue des balbuzards présents sur le continent américain, par comparaison à leurs congénères européens, résultant en une accumulation plus importante des organochlorés. C'est à mettre en relation avec l'espérance de vie de l'espèce ; cette concentration plus élevée ne se transmet pas éternellement de génération en génération. De plus, les balbuzards américains (Etats-Unis) sont aussi migrateurs. En effet, en Amérique, le balbuzard pêcheur n'a jamais disparu, mais a été très lourdement affecté par l'accumulation de ces pesticides, certaines populations étant littéralement décimées. L'interdiction du DDT, puis des autres pesticides organochlorés, a entraîné une lente diminution des teneurs observées dans les réseaux trophiques et dans les tissus de balbuzards, jusqu'à la situation actuelle qui a vu les effectifs se reconstituer. En France, les pesticides organochlorés ont été interdits et ont décliné dans l'environnement bien avant le retour de l'espèce en tant que nicheur et donc avant la reconstitution des effectifs, résultant en une exposition et une accumulation plus faible, par ailleurs en diminution probable.

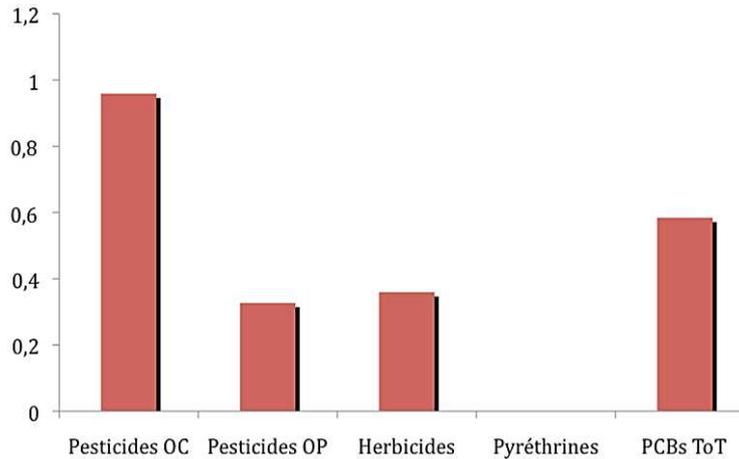


Figure 4.3. Contamination des Balbuzards pêcheurs par les pesticides et les PCBs (mg.kg⁻¹).

Les valeurs de contaminations des balbuzards par les PCBs sont également représentées sur le tableau 4.1 et la figure 4.3. Les PCBs ont été détectés dans la totalité des individus analysés. La concentration moyenne des PCBs totaux (c'est-à-dire l'ensemble des congénères dosés dans cette étude) a atteint 0,58 mg/kg⁻¹ (0,03 – 2,8 mg/kg⁻¹ en poids frais, voir tableau 4.1 et figure 4.3). Les variations observées de la concentration en PCBs totaux entre des balbuzards d'âges ou de sexes différents ne sont pas significatives d'un point de vue statistique. Les valeurs de PCBs mesurées dans cette étude sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans des échantillons de sang, de tissus ou d'œufs de balbuzards issus de populations américaines, au sein desquelles les PCBs étaient supposés perturber la productivité et donc le renouvellement de la population (Elliott *et al.*, 2000 ; Clark *et al.*, 2001 ; Martin *et al.*, 2003 ; Toschik *et al.*, 2005). La productivité de l'espèce, en Europe et en France, est cependant comparable voire supérieure à celles observées aux Etats-Unis ou au Canada (Martin *et al.*, 1998 ; Rattner *et al.*, 2004 ; Toschik *et al.*, 2005), et l'impact des PCBs semble limité, au moins à court terme sur les individus étudiés en France.

Les PCBs constituent la part dominante de la contamination totale par les composés organochlorés (i.e. pesticides organochlorés + PCBs) pour 15 individus sur les 27 au total (voir tableau 1.1). Cela a également été observé dans des études récentes menées outre-Atlantique pour des populations autrefois davantage contaminées par les pesticides que par les PCBs (Wiemeyer *et al.*, 1980, 1998 ; Elliott *et al.*, 2000 ; Clark *et al.*, 2001 ; Rattner *et al.*, 2004 ; Toschik *et al.*, 2005). Ce phénomène, également observé pour d'autres prédateurs semi-aquatiques du bassin de la Loire comme la loutre d'Europe (Lemarchand *et al.*, 2007 ; 2010, 2011a, b) pourrait confirmer la tendance générale à la baisse de la contamination des

bassins aquatiques par les résidus de pesticides organochlorés dans la « charge » totale en composés organochlorés, aujourd'hui dominée par les PCBs. On peut y voir l'efficacité à moyen et long terme des mesures de réduction de l'impact des biocides organochlorés rémanents, et *a contrario* le travail important encore à mener concernant les PCBs (Clark *et al.*, 2001 ; Henny *et al.*, 2008 ; Lemarchand *et al.*, 2007, 2010).

En considérant l'expansion naturelle de l'espèce en France (Nadal *et al.*, 2012) et le succès reproducteur de la plupart des couples, les composés organochlorés (pesticides et PCBs) ne semblent pas menacer le balbuzard pêcheur en tant qu'espèce nicheuse en France à court terme, ou affecter la stabilité des populations européennes. Certaines valeurs observées, relativement élevées, n'écartent cependant pas tout risque pour la survie individuelle, et il faut souligner que la taille relativement restreinte de l'échantillon et le manque de recul, compte tenu du caractère récent de l'étude toxicologique de l'espèce, imposent une certaine prudence et que la poursuite du programme de recherche donnera plus de pertinence à ces résultats.

IV.1.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les carbamates et les pyréthrinés

Parmi les inhibiteurs de cholinestérase hautement toxiques dosés dans cette étude (Mevinphos, Phorate, Malathion, Phorate sulfone, Chlorpyrifos-ethyl, Parathion, Fenitrothion, Methiocarbe, Methidathion, Disulfoton sulfone et Triazophos) plusieurs d'entre eux ont été quantifiés dans les tissus de balbuzards (tableau 4.1). La contamination des balbuzards par les pesticides organophosphorés est apparue faible et dispersée, quelques individus seulement étant concernés par des teneurs décelables de certains composés seulement, détectées uniquement dans les tissus d'adultes et de subadultes, et jamais dans les tissus de juvéniles ou d'œufs (tableau 4.1). Pour les individus contaminés, les différences observées selon l'âge, le sexe ou l'origine géographique des oiseaux n'est pas significative. Aucun des individus issus de la population nicheuse de France continentale analysés ici n'a révélé de contamination par les organophosphorés. Le Triazophos, le Disulfoton sulfone et le Mevinphos ont été les composés les plus fréquemment détectés chez les balbuzards. Comme décrit ci-dessus, les balbuzards récupérés étaient en général en bonne condition physique et présentaient des valeurs normales de masse totale et d'embonpoint ; ils n'affichaient aucun signe clinique manifeste d'empoisonnement aux pesticides organophosphorés au cours de l'examen *post-mortem*, tels que diarrhée, œdème pulmonaire, ou serres crispées en position repliée. De plus, certains d'entre eux ont été récupérés en période migratoire, où les réserves énergétiques sont mobilisées et risquent d'entraîner des phénomènes d'intoxication aigüe, et

aucun signe de ce type n'a été observé, les causes de la mort étant, dans la plupart des cas, tout autres. Les concentrations mesurées sont restées nettement inférieures aux seuils définis concernant les doses toxiques des inhibiteurs de cholinestérase (5 à 10 mg/kg ww) et n'ont pas constitué un agent létal pour les individus.

Les pesticides carbamates n'ont pas été détectés dans les tissus de balbuzards pêcheurs au cours de cette étude (tableau 4.1), à la différence des travaux récents portant sur d'autres rapaces en France, comme le milan royal (*Milvus milvus*) (Berny et Gaillet, 2008), attestant d'une large intoxication de la faune sauvage par ces éléments. Il peut être supposé que le régime alimentaire du balbuzard pêcheur, spécialisé et basé sur la consommation de poissons, est peu exposé à l'accumulation des carbamates par rapport à d'autres espèces, et particulièrement les rapaces opportunistes et partiellement charognards comme les milans. Compte tenu de ces observations concernant le balbuzard et de l'évolution de la réglementation des pesticides organophosphorés et carbamates, les concentrations mesurées des premiers, relativement faibles et ne risquant que très faiblement d'augmenter, sont peu à même de constituer une menace pour la conservation de l'espèce.

Les pyréthrinés n'ont pas non plus été détectés (tableau 4.1), dans aucun balbuzard analysé au cours de cette étude. Compte tenu de la très grande rareté d'investigation de ces composés dans la littérature concernant la faune sauvage, des études complémentaires sont probablement nécessaires afin de fixer réellement la contamination générale des systèmes aquatiques par les pyréthrinés, malgré une toxicité réputée plus faible que celle des pesticides organophosphorés et des carbamates sur les mammifères et les oiseaux sauvages (Martin *et al.*, 1998 ; Chu *et al.*, 2007).

IV.1.4. Contamination par les herbicides

Les résultats concernant les herbicides et les fongicides analysés sont présentés dans le tableau 4.1. Comme observé pour les pesticides organochlorés, la contamination par les herbicides est apparue faible et peu diversifiée. 10 balbuzards (%) ont montré des concentrations détectables d'herbicides. La terbuthylazine, la cyanazine et l'alachlor ont été les seuls herbicides mesurés, à des concentrations demeurant faibles (0,01 à 0,28 mg.kg⁻¹) et les variations des concentrations observées suivant l'âge, le sexe ou l'origine géographique des oiseaux ne sont pas statistiquement significatives. Deux cas de contamination par le fongicide époxiconazole peuvent être soulignés (5,64 et 0,06 mg.kg⁻¹), la valeur la plus élevée ayant été mesurée dans les tissus d'un individu sans signe apparent d'intoxication issu d'Allemagne. Seulement un individu issu de la population nicheuse de France continentale a

affiché une concentration mesurable en herbicides. Comme dans le cas des pesticides organochlorés et des carbamates, les concentrations d'herbicides, demeurant faibles, n'ont probablement qu'un impact très faible sur la conservation de l'espèce, même si la taille totale de l'échantillon est sans doute trop faible pour une conclusion définitive. De plus, dans la mesure où les herbicides sont rarement recherchés dans les études comparables de la bibliographie, bien peu d'éléments sont disponibles pour comparaison (Chu *et al.*, 2007).

IV.1.5. Contamination par les raticides anticoagulants

Les anticoagulants n'ont pas été détectés dans les tissus de balbuzards pêcheurs au cours de cette étude. Ces résultats peuvent sans doute être facilement reliés au régime alimentaire strictement piscivore de l'espèce (Rosoux *et al.*, 2010 pour le bassin de la Loire), peu exposé à des éléments essentiellement utilisés contre la prolifération de rongeurs qu'il ne capture pas. Mais compte tenu, d'une part, de la possibilité pour le balbuzard de capturer et de manger des rongeurs pendant des périodes plus ou moins longues où la pêche s'avère délicate ou impossible (Wiley et Lohrer, 1973 ; Poole, 1989), et d'autre part de la présence régulière de résidus d'anticoagulants dans divers compartiments environnementaux, que l'abaissement des seuils de détection analytiques permet de mettre en évidence, le risque d'intoxication des Balbuzards par ces anticoagulants ne peut être totalement exclu.

IV.1.6. Contamination par les métaux

Les concentrations tissulaires en métaux des balbuzards pêcheurs analysés dans cette étude sont présentées dans le tableau 4.1 et la figure 4.4. Le mercure a été détecté dans l'intégralité des échantillons, ce qui suggère une large exposition de la population ligérienne et européenne à cet élément. La concentration moyenne en mercure total a atteint $1,97 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids sec, avec des très importantes variations entre les individus (écart compris entre 0,03 et $16,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, voir tableau 1.1). Certaines valeurs individuelles et la valeur moyenne sont supérieures à celles observées dans le sang, les tissus ou les œufs de balbuzards issus d'autres populations situées en Europe, aux Etats-Unis ou au Canada (Häkkinen et Häsänen, 1980 ; Wiemeyer, 1980 ; DesGranges *et al.*, 1998 ; Elliott *et al.*, 2000 ; Rattner *et al.*, 2004 ; Lounsbury-Billie *et al.*, 2008 ; Rattner *et al.*, 2008). Les concentrations en mercure de 11 individus (soit 40% de l'échantillon total) dépassent le seuil théorique ($0,5 \text{ mg.kg}$ de poids frais) au-delà duquel des conséquences néfastes sur la reproduction ou l'état général des individus sont à craindre, selon la littérature (Hughes *et al.*, 1997 ; Wiener *et al.*, 2003). Donc en dépit de la reconstitution naturelle des populations et de l'augmentation des effectifs de

balbuzards pêcheurs en France continentale et en Europe, et malgré la prudence à appliquer à nos résultats compte tenu de la relative petite taille de l'échantillon, des effets directs de la contamination au mercure, comme des intoxications mortelles ou des conséquences à moyen ou long terme sur les capacités de reproduction de certains individus, ne peuvent être exclues. Par ailleurs, une augmentation significative ($p < 0,05$) de la teneur en mercure a été notée depuis les œufs et les juvéniles jusqu'aux subadultes, tandis qu'une diminution de cette même teneur en mercure a été notée entre les subadultes et les adultes ($p < 0.05$, tableau 4.1 et figure 4.4). Les variations de la teneur en mercure entre les œufs et les juvéniles, selon le sexe ou l'origine des balbuzards n'étaient pas significativement différentes ($p < 0.05$). La taille totale de l'échantillon demeure faible pour une analyse fine de type âge-dépendant, mais ces résultats pourraient être reliés à la dynamique du mercure dans l'évolution du plumage. En effet, la croissance du plumage initial des juvéniles, de même que les mues successives des adultes, ont été documentées comme étant des voies de détoxification des tissus, le mercure stocké dans les plumes en croissance ne contamine plus les tissus internes de l'oiseau, et il est éliminé au moment de la mue, comme dans le cas des autres phanères (griffes ou poils chez les mammifères) (Jernelöv et Lann, 1971 ; Hugues *et al.*, 1997 ; DesGranges *et al.*, 1998 ; Anderson *et al.*, 2008). Les valeurs élevées observées chez les subadultes pourraient ainsi être reliées à l'accumulation du mercure dans les tissus après la fin du transfert vers les plumes, lorsque la croissance du plumage juvénile est achevée, tandis que la diminution des concentrations en mercure chez les adultes, par comparaison avec les subadultes, pourrait être reliée à l'élimination progressive du mercure au fil des mues successives. C'est donc peu avant l'envol que les concentrations en mercure seraient les plus élevées chez les balbuzards, sauf « accident » ultérieur de contamination, comme par exemple suite à une pollution aigüe d'un site de pêche par le mercure. Ceci confirmerait les risques d'intoxication lors de la mobilisation des réserves énergétiques liées aux premiers jours de vol, particulièrement dans les environnements fortement contaminés (DesGranges *et al.*, 1998). Malheureusement, l'analyse du mercure dans les plumes n'a pu être menée pour l'instant, dans la mesure où la plupart des individus sont destinés à être conservés et naturalisés.

Le plomb a également été détecté dans la quasi-totalité des échantillons (24 individus sur 27) (tableau 4.1). Les concentrations moyennes en plomb ont atteint $0,76 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids sec, avec d'importantes variations entre individus (valeurs comprises entre $0,14$ et $6,2 \text{ mg.kg}^{-1}$). Les teneurs en plomb observées au cours de la présente étude sont supérieures à celles observées par Rattner *et al.* (2008) dans le sang de juvéniles non volants où le plomb était

difficilement quantifiable et apparemment éliminé dans les plumes, mais nettement inférieures à celles observées par Henny *et al.* (1991) au sein d'environnements fortement contaminés. A la suite de ces auteurs, il semble donc que les valeurs de plomb observées dans les balbuzards pêcheurs de la présente étude ne constituent pas une menace pour la conservation de l'espèce.

Le cadmium a quant à lui été détecté dans 23 sur 27 individus au cours de cette étude, l'ensemble des individus contaminés par le cadmium l'étaient également par le plomb et par le mercure, ce qui souligne bien l'importante diversité de contaminants métalliques au sein de la faune sauvage et son environnement.

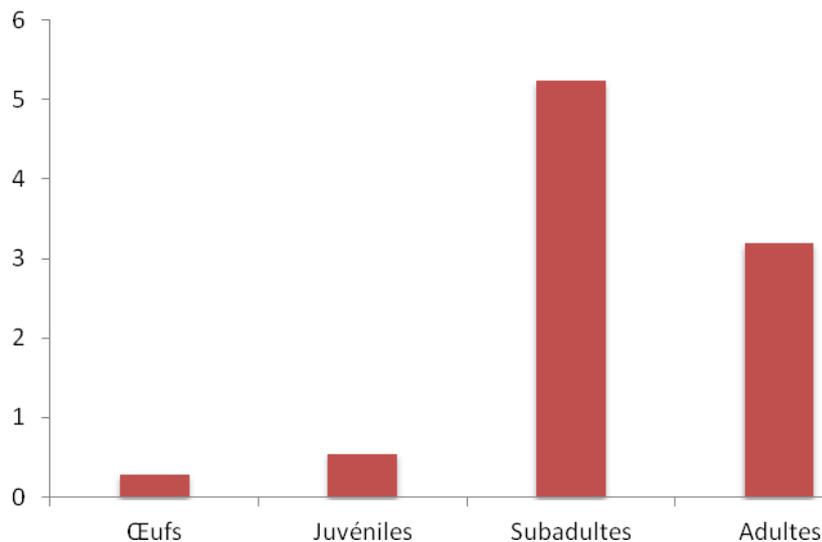


Figure 4.4. Contamination des balbuzards par le mercure et par classe d'âge (mg.kg⁻¹).

La concentration moyenne en cadmium a atteint 1,55 mg.kg⁻¹, la valeur maximale observée étant de 11,6 mg.kg⁻¹ en poids sec (tableau 4.1), et d'une manière plus générale, les valeurs de cadmium de cette étude se sont révélées supérieures à celles rapportées dans la littérature, où les concentrations en mercure sont souvent inférieures aux limites de détection (Henny *et al.*, 1991 ; Anderson *et al.*, 2008 ; Rattner *et al.*, 2008). Néanmoins, à la suite de ces auteurs, il semble que les concentrations de cadmium mesurées ici ne soient pas susceptibles de mettre en danger les individus ou la population. Les différences de concentrations en plomb ou en cadmium observées selon l'âge, le sexe ou l'origine des balbuzards ne se sont pas avérées significatives, mais de plus amples investigations s'avèrent nécessaires afin de confirmer pour la population étudiée l'accumulation avec l'âge du cadmium chez les balbuzards suggérée par Frank (1986).

Les concentrations en cuivre mesurées dans les foies de balbuzards pêcheurs, dans le cadre de cette étude, ont montré des variations interindividuelles importantes, mais la plupart

des teneurs hépatiques en cuivre sont restées faibles (tableau 4.1). Quatre balbuzards se sont avérés plus significativement contaminés par le cuivre, avec des valeurs s'échelonnant entre 8,4 et 134,7 mg.kg⁻¹ de poids sec. Ces valeurs sont nettement supérieures à celles observées récemment au sein d'autres populations de balbuzards (Lounsbury-Billie *et al.*, 2008 ; Rattner *et al.*, 2008), mais s'avèrent comparables à celles observées par Wiemeyer *et al.* (1980). La taille de l'échantillon ayant fait l'objet des analyses de cuivre s'est avérée trop faible pour établir d'éventuelles relations statistiques liées à l'âge, au sexe ou à l'origine géographique des oiseaux, mais les valeurs importantes observées chez les subadultes tendent à confirmer l'accumulation du cuivre peu avant l'envol chez les jeunes au nid, suggérée par Wiemeyer *et al.* (1980). La toxicité du cuivre, à cette concentration, n'est d'ailleurs pas établie. C'est aussi par ailleurs un oligo-élément indispensable à l'organisme et pouvant être régulé, dans une certaine mesure, par le métabolisme de l'animal.

Enfin, l'arsenic a été quantifié dans 5 balbuzards, avec des concentrations relativement importantes pour trois d'entre eux (0,29 à 1,83 mg.kg⁻¹ en poids sec), par rapport à celles notées par Wiemeyer *et al.* (1980) ou Rattner *et al.* (2008). L'échantillon analysé était de trop petite taille pour une éventuelle approche statistique, et aucun des individus ne présentait une manifestation particulière d'intoxication par cet élément. De telles valeurs peuvent par contre confirmer l'existence de sources ponctuelles de contamination sur les zones de pêche des balbuzards.

IV.1.7. Conclusion

En considérant l'expansion naturelle et la dynamique de la population du balbuzard pêcheur en France et en Europe (Nadal *et al.*, 2012) depuis son retour spontané comme espèce nicheuse dans les années 1980, les polluants persistants ne semblent pas menacer la conservation à court terme de l'espèce. Néanmoins, et à l'instar de nos conclusions pour la loutre (voir ci-après), l'aspect cosmopolite de la contamination par un vaste ensemble de polluants (pesticides organochlorés, PCBs et mercure dans la quasi-totalité des cas, aucun individu n'étant totalement exempt des contaminants recherchés), associé à certaines valeurs individuelles très élevées de certains contaminants (comme le mercure) peut affecter l'état général ou la dynamique de reproduction à l'échelon individuel ou local. De plus, les conséquences à moyen et long terme de l'exposition au mélange de ces contaminants (effet « cocktail ») sur la migration, la reproduction ou la conquête de nouveaux habitats demeurent inconnues. La poursuite des suivis toxicologiques permettra de conforter nos hypothèses et éventuellement de visualiser la diminution ou l'apparition de certains composés dans les

tissus (résidus médicamenteux et autres perturbateurs endocriniens) pour confirmer et diversifier ce premier jeu de données, à utiliser comme « référence initiale » pour une partie de l'aire de répartition de l'espèce en Europe. Dans la mesure où ces contaminants sont d'origine trophique, les travaux récents sur le régime de l'espèce seront utilisés dans de prochaines études sur le transfert des contaminants des poissons vers le balbuzard.

Tableau 4.1. Synthèse des données concernant les balbuzards
($mg.kg^{-1}$; n.d. : non dosé ; l. d. : limite de détection)

	Total	œufs	juvéniles	subadultes	adultes	mâles	femelles
Pesticides OC	0,96	1,38	0,11	<l.d.	1,61	1,23	0,28
Pesticides OP	0,33	<l.d.	0,56	<l.d.	0,80	0,66	0,58
Herbicides	0,36	0,04	0,24	<l.d.	0,99	0,29	1,21
Carbamates	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.
Pyréthrines	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.
PCBs	0,58	1,13	0,37	0,22	0,09	0,17	0,33
Mercure	1,97	0,12	5,16	0,39	2,48	2,87	4,79
Plomb	0,76	0,27	0,66	2,17	0,84	1,36	0,47
Cadmium	1,56	0,53	3,71	1,67	1,67	3,77	1,14
Cuivre	19,06	n.d.	28,92	8,4	11,30	7,14	44,20
Arsenic	0,54	n.d.	0,24	<l.d.	0,18	0,28	0,91
Anticoagulants	<l.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.



Figure 4.5 Parmi les Cyprinidés, le chevesne, est un poisson très fréquemment capturé par le Balbuzard pêcheur dans la Loire (photo L.-M Préau).

IV.2. Loutre d'Europe

IV.2.1. Echantillonnage

La Loutre d'Europe, espèce emblématique de la protection des milieux aquatiques et des zones humides, est un des carnivores sauvages parmi les plus rares de France (figure 4.6). L'espèce a d'ailleurs failli disparaître dans le courant de la seconde moitié du 20^{ème} siècle. La loutre est protégée par la loi depuis 1981 et la collecte de cadavres en nombre à des fins d'études écotoxicologiques, n'était pas a priori assurée compte tenu de sa rareté. La récupération des loutres a très majoritairement concerné des individus morts à la suite de collisions routières (les autres causes de mortalité connues, à savoir des cas de loutrons orphelins retrouvés morts, un cas de mort suite à pathologie pulmonaire et un cas de mort naturelle (vieillesse) se sont avérés extrêmement rares). Les loutres ont été récupérées par des contributeurs directs répartis au sein du bassin, ainsi que grâce à un partenariat avec le parc interrégional du Marais Poitevin, pour 10 loutres issues des marais de l'Ouest. Plus d'une centaine de loutres (au printemps 2012) a ainsi été récupérée dans le cadre de ce programme, ce qui constitue un échantillon important à l'échelle européenne, la base de données complète (gérée par le Muséum d'Orléans et Catiche Productions) depuis le début des années 1980

dépassant les 220 individus. Parmi ceux-ci, 80 spécimens ont fait l'objet des analyses toxicologiques prévues, les autres étant trop dégradés ou trop anciens pour rester représentatifs. La plupart des individus exploités provenaient des noyaux de populations de l'espèce les plus importants en France (Bouchardy, 1986 ; Rosoux et Lemarchand, *à paraître*), à savoir les régions Auvergne et Limousin pour le noyau du Massif Central, Pays de la Loire et Poitou-Charentes pour le noyau de l'ouest de la France. Ces deux noyaux ont été traités séparément par rapport à leur situation géographique respective au sein du bassin de la Loire (amont et aval) en ce qui concerne les résultats de toxicologie. Par ailleurs, seuls les résultats correspondant aux analyses portant sur le foie des loutres sont illustrés dans le présent rapport, dans la mesure où les données correspondant aux autres organes analysés (graisse caudale et abdominale, muscle, encéphale, rein) n'ont apporté que de faibles compléments.



Figure 4.6 La Loutre d'Europe a un régime alimentaire essentiellement constitué de poissons; en cela, elle constitue un bon indicateur de la qualité biologique des milieux aquatiques (photo R. Rosoux).

IV.2.2. Contamination des loutres par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)

IV.2.2.a. Amont du bassin

Les résultats concernant la contamination des loutres de l'amont du bassin (régions Auvergne et Limousin, noyau "Massif Central" de l'espèce en France) par les pesticides organochlorés et les PCBs sont présentés dans le tableau 4.2 ci-dessous. Les pesticides organochlorés ont été détectés dans l'ensemble des individus analysés, la somme des pesticides atteignant un maximum de $9,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids de lipides. Les résidus de DDT, principalement le DDE, constituent la part dominante (70 à 90%) du total des pesticides détectés dans les tissus de loutres. Le DDT (molécule mère) a été détecté au sein des tissus de deux individus originaires du bassin de la rivière Allier, suggérant une utilisation récente de ce pesticide, en tous les cas postérieure à son interdiction légale en France, qui remonte à 1973. Comme observé lors de l'étude préliminaire portant sur les fèces (épreintes) des loutres (Lemarchand et al. 2007), le lindane constitue le pesticide organochloré le plus abondant et le plus fréquemment détecté après les DDTs. Les concentrations en aldrine, heptachlor et heptachlor époxyde sont restées faibles, l'endosulfan et le méthoxychlor n'étant eux jamais observés dans les tissus. Les concentrations en pesticides organochlorés mesurés dans le foie des individus se sont avérées significativement supérieures ($p < 0,05$) à celles mesurées dans les épreintes des loutres de la même population (Lemarchand *et al.*, 2007), suggérant une élimination faible de ces composés toxiques via le métabolisme général. Ces résultats soulignent aussi l'intérêt de compléter l'étude des épreintes par celle des tissus lorsque ceux-ci sont disponibles, permettant par ailleurs une plus grande diversité de mesure de contaminants (Mason et Macdonald, 1994 ; Roos *et al.*, 2001).

Les résultats de la contamination des loutres de l'amont du bassin par les PCBs sont également présentés dans le tableau 4.2 ci-dessous. Comme pour les pesticides, les PCBs ont été détectés dans l'ensemble des individus et la concentration maximale de la somme des PCBs analysés a atteint $64,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids de lipides. Les PCBs constituent ainsi la part dominante de la totalité des composés organochlorés (pesticides OC et PCBs), ce qui est désormais noté dans la plupart des études de la bibliographie (Mason & Macdonald, 1994; Kruuk & Conroy, 1996; Roos *et al.*, 2001; Kannan *et al.*, 2004).

Ces résultats soulignent la diminution progressive des concentrations en pesticides organochlorés dans l'environnement suite à leur interdiction, mais mettent également en évidence la persistance des PCBs dans les tissus des animaux et donc dans l'environnement. Les concentrations mesurées de PCBs s'avèrent comparables à celles observées dans les

marais de l'ouest de la France lors d'études antérieures (Tans *et al.*, 1996 ; Colas *et al.*, 2006), et à la différence des pesticides, les concentrations en PCBs ne sont pas significativement différentes entre les épreintes et les tissus de cette population (Lemarchand *et al.* 2007, 2010). Ces résultats confirment donc la capacité des loutres à excréter ou métaboliser les PCBs (Leonards *et al.*, 1997, 1998 ; Smit *et al.* 1998 ; Gutleb, 2000).

D'importantes variations des concentrations en pesticides organochlorés et en PCBs ont été observées entre les individus et les secteurs. Les femelles sont apparues plus contaminées que les mâles ($p < 0,05$) par les pesticides, les variations suivant le sexe pour les PCBs ou l'ensemble des composés organochlorés (*i.e.* pesticides + PCBs), n'étant par contre pas significatives. Les concentrations en PCBs augmentent significativement ($p < 0,05$) avec l'âge des loutres, entre les stades juvéniles ou subadultes et le stade adulte, les « juvéniles » de notre échantillon étant les plus contaminées de toutes les loutres, même si l'échantillon demeure de faible taille pour une analyse âge - dépendant très fine. Les variations suivant l'âge des loutres des concentrations en pesticides organochlorés sont restées non significatives. Cependant, ces valeurs élevées de PCBs chez les jeunes individus, notamment ceux non encore sevrés ou l'ayant été récemment avant l'analyse, pourraient être reliés à des cas de contamination importante provenant de femelles allaitantes, c'est-à-dire s'étant reproduites malgré tout avec succès, bien que les PCBs soient une source importante de perturbation de la reproduction. Comme souligné par Kruuk et Conroy (1996) ou par Kruuk (2006), les PCBs ne semblent donc pas s'accumuler de manière linéaire avec l'âge, et l'accumulation éventuelle des PCBs chez un individu pourrait être davantage reliée à la condition générale de cet individu plutôt qu'à une tendance globale de l'espèce. Donc, en dépit de cette contamination globale et non négligeable, la prospérité observée de la population pourrait être reliée à la disponibilité de biotopes vacants : en effet plusieurs études (O'Sullivan *et al.*, 1993 ; Mason & Macdonald, 1994 ; Smit *et al.*, 1998 ; Kruuk, 2006) ont d'ores et déjà rapporté des concentrations importantes d'organochlorés (pesticides ou PCBs) dans des populations de loutres en augmentation, une bonne dynamique de reproduction dans les habitats non saturés compensant des pertes par intoxication (Kruuk & Conroy 1996 ; Leonards *et al.*, 1998 ; Kannan *et al.*, 2004 ; Lemarchand *et al.*, 2007).



Figure 4.6bis. *Contre toute attente, les loutres du Massif Central sont plus contaminées par les pesticides que celles des grands marais atlantiques, pourtant largement cultivés...*

(photo C. Lemarchand).

IV.2.2.b Aval du bassin

Les résultats concernant la contamination des loutres de la partie aval du bassin (régions Poitou-Charentes et Pays de la Loire, c'est-à-dire noyau « atlantique » de l'espèce en France) par les pesticides organochlorés et les PCBs sont présentés dans le tableau 4.2 et les figures 4.6bis et 4.7, remis en perspectives pour comparaison avec les données issues de l'amont, décrites ci-dessus. Pour cette partie du bassin également, les pesticides organochlorés ont été détectés dans l'intégralité des individus, mais les concentrations, inférieures pour la plupart à $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids de lipides se sont avérées très faibles, significativement moins importantes que dans les zones amont ($p < 0,05$), tout particulièrement en région Auvergne, les résidus de DDTs restant les éléments majoritaires. A la différence de l'amont, la molécule mère n'a pas été détectée.

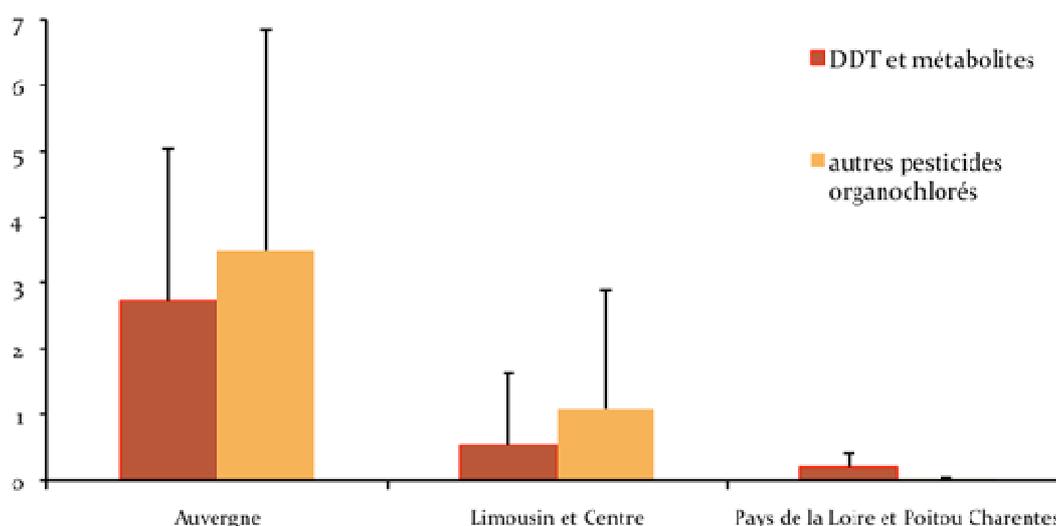


Figure 4.7. *Contamination des loutres du bassin de la Loire par les pesticides organochlorés (mg.kg^{-1}).*

Les autres pesticides organochlorés relevés (essentiellement des traces de lindane, la plupart des autres éléments n'étant pas détectables), sont restés à de très faibles niveaux. Les variations observées de la contamination des loutres de la partie aval du bassin selon le sexe ou l'âge des individus sont restées faibles et non significatives. Ces données suggèrent une contamination nettement plus faible de cette zone et des réseaux trophiques locaux par les pesticides organochlorés.

Les résultats de la contamination des loutres de la zone aval du bassin de la Loire par les PCBs sont présentés dans le tableau 2.1 et la figure 4.8 ci-dessous, là encore en regard des données correspondant aux autres secteurs du bassin pour comparaison. Les PCBs, qui dominent largement le *pool* total de composés organochlorés, sont une nouvelle fois détectés dans l'ensemble des individus et leur concentration maximale a atteint $32,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids de lipides. Comme pour les pesticides organochlorés, les concentrations moyennes et maximales des PCBs dans les tissus des loutres de l'aval du bassin sont relativement faibles et significativement inférieures à celles notées plus en amont lors de cette étude (voir figure II.2 et ci-dessus), ou par comparaison avec des données de la bibliographie (Tans *et al.*, 1996 ; Colas *et al.*, 2006). Les variations observées de la concentration en PCBs suivant le sexe ou l'âge des loutres se sont avérées non significatives, là encore à la différence des données de l'amont du bassin. Comme suggéré ci-dessus, la prospérité de la population, liée à la disponibilité d'habitats vacants, est susceptible d'influencer l'accumulation linéaire des PCBs (Kruuk et Conroy, 1996 ; Kruuk, 2006).

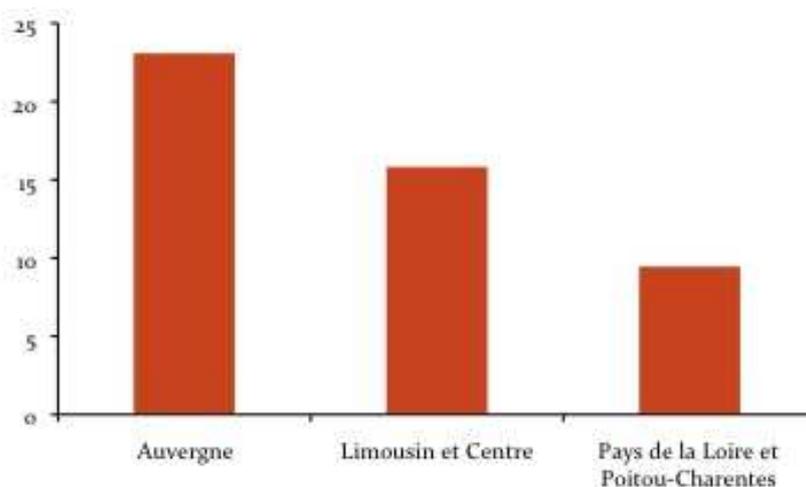


Figure 4.8. Contamination des loutres du bassin de la Loire par les PCBs (mg.kg^{-1}).

A la lecture de la figure 4.8, on peut également noter une diminution progressive de la contamination des loutres par les PCBs, au fur et à mesure que l'on se dirige vers l'aval du bassin. Ces résultats vont à l'encontre de ceux rapportés dans l'étude des épreintes des loutres de l'amont du bassin (Lemarchand *et al.*, 2007), dans laquelle les concentrations augmentaient significativement de l'amont vers l'aval du bassin de l'Allier. Cette tendance ne semble donc pas pouvoir s'appliquer à l'ensemble du bassin de la Loire, mais peut néanmoins rester valable à l'échelle de populations (les « noyaux » atlantique et massif central), dont les populations, autrefois disjointes (pendant près de 50 ans) viennent de nouveau de rentrer en contact (Lemarchand et Bouchardy, 2011) et dans lesquels les échanges de populations, les succession de générations et donc les flux potentiels de polluants sont encore irréguliers et confinés à quelques corridors.

Il semble donc que la contamination des loutres par les organochlorés ne représente pas une menace immédiate à la conservation de l'espèce sur l'ensemble du bassin de la Loire, comme noté par ailleurs en Europe.

IV.2.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les herbicides, les carbamates et les pyréthrinés

Parmi l'ensemble des composés analysés, aucun des pesticides organophosphorés, des herbicides, des pesticides carbamates ou des pyréthrinés n'a été détecté dans les tissus des loutres, qu'elles soient issues de l'amont ou de l'aval ou des marais de l'ouest du bassin de la Loire. L'analyse ayant été effectuée dans la même série que celles concernant les autres espèces de cette étude (notamment le balbuzard pêcheur), tout risque de biais expérimental lié à une non détection peut être ici exclu. Si l'absence des carbamates et des pyréthrinés a été constatée pour l'ensemble des trois super-prédateurs (voir ci-dessus et ci-après) et semble suggérer un absence d'accumulation de ces composés dans les réseaux trophiques aquatiques de manière robuste, en revanche l'absence de pesticides organophosphorés et d'herbicides au sein des loutres de cette population semble plus surprenante, dans la mesure où leur présence (même faible et dispersée) dans les deux oiseaux étudiés par ailleurs souligne leur persistance environnementale et leur capacité accumulative dans les réseaux trophiques jusqu'aux niveaux supérieurs. Toutefois, les données bibliographiques pour la loutre d'Europe restent rares concernant ces composés pour une éventuelle comparaison, ou la vérification d'hypothèses pour tenter d'expliquer ces résultats, l'essentiel des travaux s'intéressant aux organochlorés et aux métaux.

IV.2.4. Contamination par les rodenticides anticoagulants

Parmi l'ensemble des loutres du bassin de la Loire (toutes périodes et tous sites de collecte confondus) analysées quant à leur éventuelle contamination par des résidus en anticoagulants, seulement deux individus comportaient des concentrations en bromadiolone qui atteignaient respectivement 0,40 et 0,85 mg.kg⁻¹ en poids frais (Lemarchand *et al.*, 2010). La chlorophacinone et le difénacoum, les deux autres coumafènes testés, n'ont jamais été trouvés dans aucune des loutres analysées. A notre connaissance, ces résultats constituent la seconde mention d'une contamination de la loutre d'Europe par des raticides anticoagulants en France, après l'étude de Fournier-Chambrillon *et al.* (2004), où les concentrations mesurées étaient supérieures. Ces résultats soulignent le risque d'intoxications d'espèces non ciblées par les campagnes de contrôle des rongeurs déprédateurs de cultures et de ravageurs de denrées alimentaires (Giraudoux *et al.*, 2006). Les deux individus concernés étaient des mâles provenant du même secteur de la rivière Allier dans le département du Puy-de-Dôme, où la bande de ripisylve et les berges ont longtemps été traitées à l'aide d'appâts (carottes ou pommes disposés sur des radeaux flottants) empoisonnés aux anticoagulants en vue de l'élimination des ragondins et des rats musqués. Si ces traitements « aériens » sont interdits en France depuis 2006, la pratique demeure localement active, et l'emploi d'anticoagulants sous forme de grains enterrés de blé empoisonnés à la bromadiolone, notamment contre la prolifération des campagnols terrestres (*Arvicola scherman*) peut se traduire pour la loutre par une intoxication secondaire due à la prédation sur des rongeurs non ciblés, comme les campagnols amphibies (*Arvicola sapidus*, espèce désormais protégée).

En raison de l'absence de signes cliniques manifestes d'une intoxication aux anticoagulants, comme une anémie sévère ou des hémorragies, et du nombre relativement faible d'individus concernés, les anticoagulants ne semblent pas constituer un danger pour la conservation de la loutre, d'autant plus que les pratiques actuelles n'autorisent plus l'utilisation d'anticoagulants en zone aquatique. Cependant, l'abaissement régulier des seuils de détection analytiques met de plus en plus souvent en évidence l'importante dissémination environnementale des anticoagulants, et une vigilance certaine devra être de mise à l'avenir quant à leur usage illicite et à leur suivi.

IV.2.5. Contamination par les métaux

IV.2.5.a. Amont du bassin

Les concentrations des 5 métaux analysés dans les loutres du haut bassin de la Loire sont également représentées dans le tableau 4.2. Le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ont été systématiquement détectés dans l'ensemble des loutres, ce qui confirme là encore une exposition très répandue de la communauté animale du bassin. L'arsenic a été détecté au sein de 6 individus. Les moyennes des concentrations en plomb, cadmium et arsenic ont atteint 1,0, 0,3 et 0,1 mg.kg⁻¹ en poids sec, respectivement, avec d'importantes variations interindividuelles, différences qui ne se sont pas avérées significatives en fonction de l'âge ou du sexe des individus analysés. Les concentrations observées en plomb et cadmium sont globalement comparables à celles notées par ailleurs dans la bibliographie européenne sur l'espèce, et demeurent inférieures aux seuils toxiques définis (entraînant la mort ou l'arrêt de la reproduction), qui atteignent 25 et 100 mg.kg⁻¹ en poids sec, respectivement pour le plomb et le cadmium. (Mason *et al.*, 1986 ; Ma, 1989 ; Gutleb *et al.*, 1998 ; Harding *et al.*, 1998 ; Hyvärinen *et al.*, 2003 ; Colas *et al.*, 2005 ; Lanszki *et al.*, 2009). Les concentrations mesurées en arsenic dans cette étude sont restées inférieures à celles publiées par Kubota *et al.* (2001) sur les loutres de mer (*Enhydra lutris*) mais la rareté de l'arsenic dans les programmes de suivi toxicologiques de la loutre rend l'interprétation et la comparaison des résultats difficiles. Au vu de nos résultats, et à la suite des conclusions de Gutleb *et al.* (1998), Kubota *et al.* (2001), Hyvärinen *et al.* (2003) ou Colas *et al.* (2006), les valeurs de contamination des loutres du haut bassin de la Loire par le plomb, le cadmium ou l'arsenic ne semblent pas constituer une menace pour la conservation de l'espèce localement.

Les concentrations en cuivre mesurées dans les foies des loutres au cours de cette étude se sont avérées assez élevées, avec là encore d'importantes différences d'un individu à l'autre, non significatives selon l'âge ou le sexe des loutres (tableau 4.2). Les valeurs observées ont atteint 2 à 3 fois celles relevées ailleurs en Europe (Gutleb *et al.* 1998 ; Harding *et al.*, 1998a ; Ruiz-Olmo *et al.*, 2000 ; Mason et Stephenson, 2001 ; Lanszki *et al.*, 2009), sans que des conséquences toxicologiques immédiates aient pu être mises en évidence. En tant qu'oligoélément indispensable à l'organisme et pouvant être régulé par le métabolisme dans certaines limites, la toxicité du cuivre est assez délicate à évaluer, mais il semble que les valeurs observées ici restent dans une limite ne présentant pas de risques d'effets toxicologiques immédiats (Gutleb *et al.*, 1998 ; Harding *et al.*, 1998a,b ; Mason et

Stephenson, 2001). Néanmoins, ces niveaux assez élevés, et même très élevés pour un individu (259 mg.kg^{-1} en poids sec) ne peuvent exclure des cas isolés d'effets sur le système de régulation des métaux (Colas *et al.*, 2006).

La concentration moyenne en mercure total dans les foies de loutres de l'amont du bassin a atteint $2,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids frais avec, là également, d'importantes variations entre les individus (tableau 4.2). Ces valeurs sont comparables, voire supérieures à celles disponibles dans la littérature sur l'espèce (Mason *et al.*, 1986 ; Harding *et al.*, 1998a ; Evans *et al.*, 2000 ; Strom, 2008 ; Lanszki *et al.*, 2009), mais restent inférieures à celles rapportées pour une autre population de loutres de Bretagne (Ruiz-Olmo *et al.*, 2000). La plus importante valeur observée a atteint $8,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids frais, inférieure au seuil toxique défini pour l'espèce (30 mg.kg^{-1} en poids frais, selon Lanszki *et al.*, 2009). Les concentrations en mercure des mâles se sont révélées significativement supérieures à celles des femelles ($p < 0,05$), et également chez les adultes par comparaison avec les individus juvéniles et subadultes, sans confirmation statistique cependant pour cette relation à l'âge. L'accumulation potentielle du mercure avec l'âge des loutres, citée par Kruuk (2006), reste peu marquée ici, et la dynamique du cuivre semble davantage liée aux conditions de contamination des habitats locaux ou à des spécificités individuelles plutôt qu'à une tendance lourde de l'espèce, comme noté pour les PCBs (Kruuk *et al.*, 1997). Néanmoins, considérant les valeurs enregistrées, des effets importants, incluant la mortalité d'individus ne peuvent être exclus, compte tenu de l'orientation de la recolonisation de l'espèce vers l'aval des bassins (Lemarchand et Bouchardy, 2011), où les concentrations en mercure sont généralement plus importantes (Kruuk *et al.*, 1997 ; Mazet *et al.*, 2005 ; Boscher *et al.*, 2010). Dans la mesure où la mue semble être une voie d'élimination naturelle importante du mercure chez la loutre, (comme décrit chez le balbuzard pêcheur), un suivi complémentaire de cet élément dans les poils des loutres provenant des populations en expansion serait un outil complémentaire de l'évaluation de l'état de santé de l'espèce particulièrement intéressant (Evans *et al.*, 2000 ; Hyvärinen *et al.*, 2003 ; Strom, 2008).

IV.2.5.b Aval du bassin

Les concentrations des 5 métaux analysés dans les loutres de la partie aval du bassin de la Loire sont également représentées dans le tableau 4.2 et la figure 4.9 illustrant l'évolution du mercure dans les tissus au fil du bassin du fleuve. Le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ont une nouvelle fois été systématiquement détectés sur l'ensemble des

loutres. En revanche et à la différence du secteur amont du fleuve, l'arsenic n'a pas été détecté sur la zone aval, dans aucune des loutres analysées.

Les moyennes des concentrations en plomb et cadmium dans les foies des loutres de l'aval du bassin ont atteint 0,8 et 0,4 mg.kg⁻¹ en poids sec, respectivement (tableau 4.2). Comme constaté dans la zone amont du bassin, on relève pour ces éléments d'importantes variations interindividuelles, non significatives en fonction de l'âge ou du sexe des individus analysés. Les concentrations ne sont pas non plus significativement différentes entre l'amont et l'aval du bassin, à la différence d'autres éléments, comme par exemple les pesticides organochlorés. Pour ces deux éléments, les niveaux de contamination observés sont nettement inférieurs aux seuils toxiques décrits dans la bibliographie, et il apparaît donc que le plomb et le cadmium, s'ils demeurent détectables dans l'ensemble des individus, ne semblent pas menacer l'espèce.

Comme constaté pour la zone amont du bassin, les concentrations en cuivre mesurées dans les foies des loutres de l'aval du bassin de la Loire au cours de cette étude se sont révélées importantes, particulièrement pour certains individus, pour lesquels la concentration hépatique en cuivre est supérieure à 100 mg.kg⁻¹ en poids sec, même si généralement les valeurs restent inférieures dans les parties basses du fleuve par rapport à l'amont. Ces valeurs sont inférieures à celles pouvant induire des effets délétères immédiats, ce qui limiterait donc la toxicité du cuivre pour l'espèce, mais on peut souligner, dans des environnements fortement imprégnés par le cuivre, un risque d'une certaine saturation des capacités de l'organisme à réguler des métaux bivalents, comme le plomb, le cadmium (analysés ici), le nickel ou encore le zinc (non recherchés) (Gutleb *et al.*, 1998 ; Harding *et al.*, 1998a, b ; Mason et Stephenson, 2001). Les variations interindividuelles sont pour cet élément également assez importantes, non significatives entre l'amont et l'aval du bassin, et pour ce dernier site, non significatives selon l'âge ou le sexe des loutres analysées.

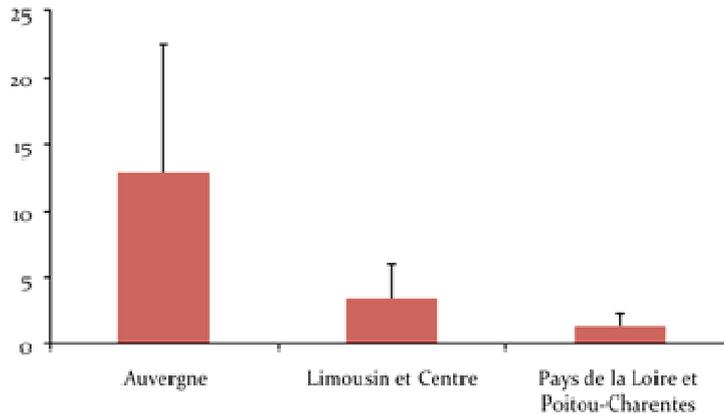


Figure 4.9. Evolution géographique de la contamination des loutres du bassin de la Loire par le mercure. (mg.kg⁻¹).

Les concentrations hépatiques de mercure total des loutres de l’aval du bassin de la Loire sont restées relativement faibles, inférieures pour la plupart à 1,0 mg.kg⁻¹ en poids frais, et inférieures à celles observées dans les parties amont du bassin (voir ci-dessus). La plus importante valeur observée est ainsi de 2,7 mg.kg⁻¹ en poids frais, trois fois inférieure à la plus forte valeur enregistrée sur le bassin de l’Allier (8,1 mg.kg⁻¹ en poids frais). Ces valeurs pour l’aval restent proches de celles relevées ailleurs en Europe dans la bibliographie (Mason *et al.*, 1986 ; Harding *et al.*, 1998a ; Evans *et al.*, 2000 ; Strom, 2008 ; Lanszki *et al.*, 2009), et demeurent inférieures au seuil toxique pour l’espèce. A la différence des données correspondant à l’amont du bassin, les variations interindividuelles de la concentration en mercure en fonction de l’âge ou du sexe des loutres se sont avérées non significatives. Par ailleurs, en comparant les valeurs mesurées dans différentes régions, représentées sur la figure 4.9 ci-dessous, il apparaît une diminution régulière de la concentration en mercure dans les foies des loutres, significative entre l’Auvergne (où ont été observées les plus fortes concentrations) et les autres régions d’origine des loutres. Comme suggéré pour les PCBs, l’accumulation globale du mercure de l’amont vers l’aval des bassins hydrographiques peut être mise en évidence pour des noyaux de populations locales (comme dans le Massif Central), mais pas à l’échelle de la population globale. La poursuite des analyses toxicologiques, dans le contexte de la recolonisation spontanée de la loutre dans certains bassins français (Lemarchand et Bouchardy, 2011) permettra de confirmer ou d’infirmier ce phénomène.

IV.2.6. Conclusion

Considérant la dynamique démographique très favorable de la loutre en France, la contamination par les xénobiotiques analysés ici ne semble pas menacer la conservation de l'espèce, à court ou moyen terme. Toutefois, le caractère universel de la contamination des loutres, notamment par des éléments comme les pesticides organochlorés, les PCBs ou encore le mercure, associé à des dégradations locales des habitats, est susceptible, à long terme, de perturber cette dynamique d'expansion de population, en affectant les individus à la recherche de nouveaux territoires d'autant plus que les effets « cocktail » restent encore mal cernés et pourraient connaître d'autres composantes à l'avenir. Par ailleurs, les risques sanitaires encourus par la loutre suite à la contamination éventuelle par des résidus médicamenteux issus de l'industrie pharmaceutique sont encore très peu connus, mais des données récentes, basées sur des poissons ou d'autres mammifères comme les cétacés ou les pinnipèdes, imposent une certaine prudence et incitent à la diversification des analyses dans l'avenir.

Tableau 4.2 Synthèse des données concernant les foies des loutres (mg.kg⁻¹ de poids de lipides pour les pesticides et les PCBs, mg.kg⁻¹ de poids sec pour le plomb, le cadmium, le cuivre et l'arsenic, mg.kg⁻¹ de poids frais pour le mercure ; LOD : limite de détection; nd : non détectable)

	Total	juvéniles	subadultes	adultes	séniors	mâles	femelles
Pesticides OC	1,83	1,63	1,92	2,01	1,77	1,2	2,1
Pesticides OP	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Herbicides	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Carbamates	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Pyréthrines	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCBs	7,29	12,03	6,68	9,12	8,02	7,54	6,95
Mercure	1,54	1,32	1,49	1,67	1,52	1,72	1,32
Plomb	0,91	0,82	1,22	0,93	1,11	1,01	0,87
Cadmium	0,36	0,25	0,42	0,38	0,44	0,39	0,32
Cuivre	51,4	44,8	56,9	53,2	51,3	53,9	50,4
Arsenic	0,01	nd	0,01	nd	nd	0,01	nd
Anticoagulants	0,62	nd	0,62	nd	nd	0,62	nd

IV.3. Grand cormoran

IV.3.1. Echantillonnage

La protection légale du Grand cormoran (deux sous-espèces *carbo* et *sinensis*) en Europe et en France lui a permis de reconstituer ses effectifs de manière spectaculaire en quelques décennies, démontrant encore une fois l'impact direct des persécutions anthropiques sur la conservation des espèces (figure 4.10). Les effectifs nicheurs et, surtout, hivernants des cormorans au sein du bassin de la Loire ont fortement augmenté à la fin du XXe siècle, pour se stabiliser de nos jours. En raison des déprédations que le grand cormoran peut commettre sur des zones aquacoles intensives ou extensives, des tirs encadrés sont organisés par l'Etat (A.M. du 25 octobre 2010) en vue de limiter les effectifs locaux, ou de provoquer le déplacement d'individus cantonnés ou de dortoirs situés à proximité de zones sensibles sur le plan halieutique. Par un système de collaboration avec les fédérations de pêche, de chasse, les personnes en charge du tir ou de l'encadrement des tirs (ONCFS) ou des laboratoires scientifiques utilisant l'espèce comme support, des spécimens de cormorans tirés ont été récupérés pour la présente étude toxicologique. 114 grands cormorans ont été collectés sur cinq sites d'études parmi ceux retenus (voir ci-dessus) pour être rassemblés au Muséum d'Orléans ou à l'Ecole vétérinaire de Lyon (VétAgro Sup) :

- en Loire amont (département de la Haute-Loire) : 16 individus,
- en Allier amont (département de la Haute-Loire) : 16 individus,
- au niveau du Bec d'Allier (département de la Nièvre) : 15 individus,
- dans le Val de Loire Orléanais (département du Loiret) : 41 individus,
- pour l'estuaire et ses marais (département de Loire-Atlantique) : 26 individus.



Figure 4.10. La population hivernante de Grands cormorans a fortement augmenté ces dernières années sur la Loire moyenne, opérant une prédation importante sur le peuplement piscicole (photo L.-M. Préau).

Le modèle d'étude basé sur la population de Grand cormoran hivernant sur la Loire nous a paru intéressant car cette espèce, strictement piscivore, fréquente le fleuve de septembre à mars et consomme des espèces-proies différentes de celles du Balbuzard qui s'intéresse particulièrement aux poissons de surface ; alors que le cormoran pêche tout autant des poissons de fond que des espèces de pleine eau (figure 4.12).

IV.3.2. Contamination des cormorans par les composés organochlorés (pesticides et PCBs)

Les résultats de la contamination des grands cormorans par les pesticides organochlorés et les PCBs sont illustrés sur la figure 4.11 ci-dessous. Les organochlorés (pesticides et PCBs) ont été détectés dans l'ensemble des individus, pour tous les sites d'études. Les valeurs observées sont généralement faibles, inférieures à $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids frais pour les pesticides organochlorés et $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids frais pour les PCBs, soit des valeurs inférieures à celles observées chez le balbuzard et largement inférieures à celles notées chez la loutre (voir ci-dessus ; Lemarchand *et al.*, 2010, 2012). Les pesticides organochlorés les plus abondants sont, comme pour les deux autres super prédateurs, le DDE le métoxychlor et le lindane. On peut également observer, là encore de manière similaire aux

deux autres prédateurs, une nette dominance des PCBs par rapport aux pesticides dans le total de la contamination par les organochlorés, l'ensemble des espèces traduisant donc logiquement la tendance globale de la contamination des bassins.

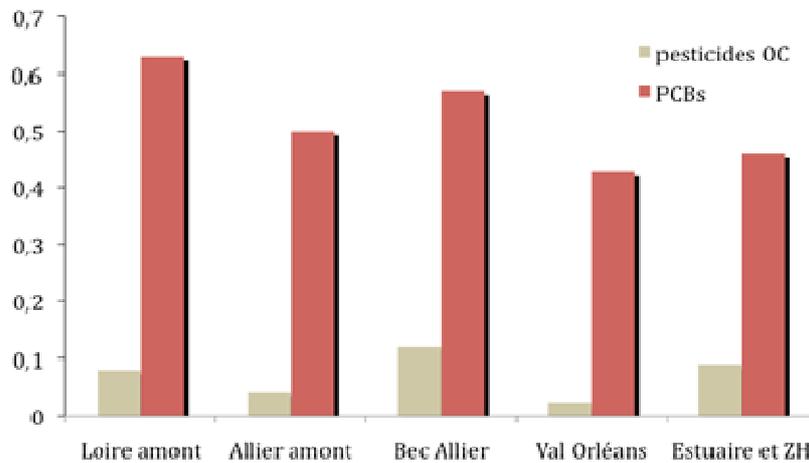


Figure 4.11. Contamination des cormorans du bassin de la Loire par les pesticides organochlorés et les PCBs.

Les différences mesurées dans la contamination des cormorans par les pesticides et les PCBs en fonction du site d'étude, de la sous-espèce *carbo* ou *sinensis*, de l'âge ou du sexe des oiseaux se sont avérées non significatives (voir figure 4.11).

Les différentes espèces de cormorans ayant souvent servi de modèle d'études en écotoxicologie, il existe un nombre plus important de références auxquelles comparer nos résultats (Allen et Thompson, 1996 ; Bouwman *et al.*, 2008; Custer *et al.*, 1999 ; Harris *et al.*, 2005 ; Mason *et al.*, 1997 ; Rocque et Winker, 2004). Les concentrations en pesticides organochlorés et PCBs relevées par ces auteurs dans les différents tissus des Grands cormorans sont généralement supérieures à celles observées pour le bassin de la Loire, et aucun impact notables sur les populations, comme par exemple des cas de mortalité directe ou une diminution de l'accroissement de la population n'a été noté. A la suite des conclusions de ces auteurs, et compte tenu de la forte dynamique de population de Grands cormorans observée en France, les composés organochlorés ne constituent probablement pas, pour l'heure, une menace directe pour l'espèce.

IV.3.3. Contamination par les pesticides organophosphorés, les carbamates et les pyréthrinés

Comme dans le cas du balbuzard pêcheur, les pesticides carbamates et les pyréthrinés n'ont pas été détectés dans les tissus des cormorans au cours de cette étude. Dans ce cas également, le régime alimentaire du grand cormoran, basé sur des proies aquatiques pour la grande majorité (poissons et écrevisses) explique probablement le transfert faible ou nul de des carbamates vers le prédateur et semble confirmer la très faible accumulation des pyréthrinés au sein des systèmes aquatiques, tout au moins concernant ce compartiment trophique des prédateurs et super prédateurs (Martin *et al.*, 1998 ; Chu *et al.*, 2007). Il est probable que ces valeurs nulles ou inférieures aux seuils de détections analytiques actuels et ne risquant que très faiblement d'augmenter, soient peu à même de constituer une menace pour la conservation de l'espèce. Toutefois, compte tenu du caractère relativement récent de l'utilisation de certains composés (notamment des pyréthrinés) et du manque de recul et de données comparables dans la bibliographie, la recherche des pyréthrinés et des carbamates devra être poursuivie afin de fixer le niveau réel de contamination des milieux, ou d'évaluer le risque d'interaction avec les autres éléments potentiellement toxiques.

IV.3.4. Contamination par les herbicides

La contamination des grands cormorans par les herbicides recherchés est apparue faible et n'a concerné qu'un nombre peu élevé de composés. Sur la totalité des individus analysés, environ 40% ont montré une contamination par les herbicides, l'alachlor et le métolachlor étant les deux seuls composés détectés. Le fongicide époxyconazole a également été détecté à plusieurs reprises. La contamination par ces trois éléments est apparue sur l'intégralité des sites d'études, et les valeurs sont restées faibles, le plus souvent inférieures à 0,1 mg.kg⁻¹. Les différences entre les sites, le sexe, l'âge ou la sous-espèce *carbo* ou *sinensis* des individus concernés sont restées non significatives. L'alachlor et l'époxyconazole ont également été détectés chez le balbuzard pêcheur, autre oiseau piscivore, avec des ordres de grandeur comparables. Les autres herbicides détectés chez le balbuzard (voir ci-dessus) n'ont en revanche pas été retrouvés dans les tissus du grand cormoran, ceci pouvant être relié aux différences de régime alimentaire (et donc d'accumulation par voie trophique) entre les deux espèces ou à des capacités de métabolisation variables d'une espèce à l'autre. Les

concentrations d'herbicides, demeurant faibles, n'ont probablement aucun impact ou un impact très faible sur la conservation de l'espèce, surtout au vu de l'expansion des espèces de cormorans notée des dernières décennies. Cependant, comme dans le cas du balbuzard pêcheur, le manque de recul ou d'études comparables sur ces composés dans la bibliographie limite toute conclusion définitive (Chu *et al.*, 2007).

IV.3.5. Contamination par les rodenticides anticoagulants

Les rodenticides ou « raticides » anticoagulants n'ont pas été détectés dans les tissus de Grands cormorans au cours de cette étude. A l'instar du Balbuzard pêcheur, ces résultats peuvent être reliés au régime alimentaire quasi strictement piscivore de l'espèce (Fonteneau *et al.*, 2009 Libois *et al.*, à paraître), peu exposé à l'accumulation des anticoagulants. Toutefois, et comme souligné pour le balbuzard, la présence régulière de résidus d'anticoagulants dans divers rangs trophiques, que l'abaissement des seuils de détection analytiques permet de mettre en évidence, ne permet pas d'exclure le risque de contamination, et les anticoagulants devront être au moins sporadiquement recherchés dans les futures études toxicologiques concernant l'espèce.

IV.3.6. Contamination par les métaux

Les concentrations moyennes des 5 métaux analysés dans les grands cormorans issus de 5 sites du bassin de la Loire sont représentées sur les figures 4.13, 4.14 et 4.15. Le plomb, le mercure, le cuivre et le cadmium ont été relevés au sein des tissus de l'ensemble des individus, quel que soit le site concerné. Seul l'arsenic n'a pas été systématiquement relevé chez tous les individus, mais cet élément demeure détectable dans chacun des sites d'études ayant fait l'objet de récupération de cormorans.



Figure 4.12. Grand cormoran adulte. Compte tenu de son mode de pêche en plongée, le cormoran consomme d'avantage d'espèces de poissons de fond que le Balbuzard pêcheur (photo L.-M. Preau).

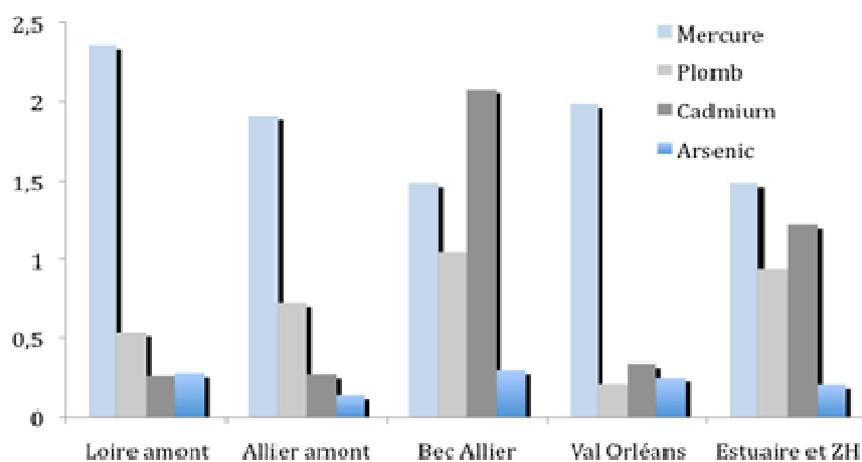


Figure 4.13. Contamination des grands cormorans du bassin de la Loire par le mercure, le plomb, le cadmium et l'arsenic (mg.kg^{-1} en poids sec).

Les concentrations en arsenic sont restées faibles, la concentration moyenne en arsenic dans le foie des Grands cormorans est restée inférieure à $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ en poids sec, c'est-à-dire moins que celle notée chez le Balbuzard pêcheur. Les variations observées selon le site d'étude, l'âge ou le sexe des cormorans se sont avérées non significatives, et aucun des oiseaux ne présentait une manifestation particulière d'intoxication par cet élément. A l'instar des conclusions émises par Rocque et Winker (2004) pour des résultats du même ordre de

grandeur dans une étude comparable sur le plan analytique, les concentrations en arsenic ne semblent pas à même de perturber l'espèce sur le bassin.

Les concentrations en plomb sont également restées relativement faibles, comprises entre 0,5 et 1,0 mg.kg⁻¹ en poids sec en moyenne, là aussi du même ordre de grandeur que celles observées au sein d'une population de cormorans en Pologne ces dernières années (Fabczak *et al.*, 2003), ou, pour la présente étude, chez le balbuzard ou la loutre. Les variations interindividuelles ne se sont pas non plus montrées significatives en fonction de l'âge, du sexe des cormorans ou du site d'étude, même si les valeurs observées dans le Val d'Orléans sont inférieures à celles relevées sur les autres sites. Il convient par ailleurs de souligner que le grand cormoran, migrateur partiel, effectue parfois des déplacements relativement importants au cours de l'hivernage, pour des raisons naturelles et à la suite de dérangements d'origine anthropique (comme par exemple les tirs d'effarouchement). Il est donc possible que des individus fréquentent plusieurs de nos sites d'échantillonnage, ce qui impose une grande prudence dans l'interprétation géographique des résultats. A l'instar des conclusions émises pour le balbuzard ou la loutre, et en l'absence de signes manifestes d'intoxication par le plomb (saturnisme) au sein des individus analysés ou dans le reste de la population de cormorans, cet élément semble peu à même de perturber l'espèce sur le bassin de la Loire, tout au moins à court terme.

Les concentrations en cadmium ont affiché des variations entre les sites plus importantes que les autres éléments métalliques (voir figures 4.13 et 4.14). En effet, si les valeurs mesurées au sein des cormorans issus du haut bassin (Loire amont et Allier amont) ou du Val d'Orléans se sont avérées faibles, inférieures à 0,5 mg.kg⁻¹ en poids sec, en revanche celles observées à proximité de l'estuaire et de ses zones humides, et davantage encore au niveau du Bec d'Allier sont nettement plus importantes, de l'ordre de 1,2 et 2,1 mg.kg⁻¹ en poids sec, respectivement. Ces valeurs sont cependant peu à même d'entraîner des conséquences toxicologiques telles que des perturbations de reproduction ou des mortalités directes. Les différences observées entre ces deux derniers sites et les trois autres sites d'étude se sont avérées significatives ($p < 0,05$, la même modération relative aux déplacements d'individus que celle décrite ci-dessus étant à appliquer), en revanche aucune tendance ne se dégage en fonction de l'âge ou du sexe des oiseaux. Rocque et Winker (2004) ont également observé des variations significatives des concentrations en cadmium en fonction de différents sites d'étude, pour des valeurs du même ordre de grandeur que celles rapportées ici, et ont

relié les variations observées à des sources ponctuelles de contamination, qui pourraient expliquer également les résultats observés sur la Loire.

A l'exception du cadmium au Bec d'Allier, c'est le mercure qui constitue l'élément métallique le plus abondant dans les tissus des cormorans, pour les différents sites d'étude (figures 4.13 et 4.15). Les concentrations observées sont relativement homogènes, elles s'échelonnent entre 1,5 et 2,4 mg.kg⁻¹ en poids sec, la valeur moyenne étant de 1,9 mg.kg⁻¹ en poids sec, c'est-à-dire une valeur très proche des valeurs moyennes observées chez les loutres et les balbuzards ce qui semble souligner une dynamique comparable d'accumulation du mercure chez les trois super-prédateurs. A la différence de résultats obtenus récemment outre-Atlantique dans une étude comparable par Robinson *et al.* (2011), les différences mesurées entre les sites ou en fonction du sexe ou de l'âge des oiseaux ne se sont pas avérées significatives. Il est cependant surprenant d'observer les valeurs les plus élevées au niveau des sites d'études les plus à l'amont, *a priori* moins concernées par des contaminations importantes des bassins par le mercure. Même en tenant compte des mouvements potentiels d'individus entre sites d'études, des sources de contamination locales et récentes en mercure ne peuvent être exclues. Les valeurs observées sont inférieures à celles observées par Rocque et Winker (2004), et semblent également inférieures aux seuils entraînant des conséquences délétères sur les individus ou les populations (Hoffmann *et al.*, 1995). A la suite des conclusions émises par ces auteurs, il semble que le mercure ne constitue pas une menace pour la conservation du Grand cormoran sur le bassin de la Loire. Toutefois, les valeurs relativement élevées observées ici justifient, comme pour la loutre et le balbuzard, la poursuite des travaux réguliers de dosage.

Les concentrations relevées en cuivre dans les foies des Grands cormorans analysés sont représentées sur la figure 4.14. L'ensemble des individus se caractérise par des teneurs tissulaires en cuivre assez élevées, la moyenne tous individus et sites confondus atteignant 22,9 mg.kg⁻¹ en poids sec. Les valeurs mesurées sont inférieures, mais restent dans le même ordre de grandeur que celles observées chez les loutres (voir ci-dessus), mais elles sont en revanche très nettement supérieures aux valeurs observées chez les balbuzards, où seulement quelques individus ont affiché des teneurs comparables en cuivre. Les différences interindividuelles et géographiques sont globalement faibles, et non significatives.

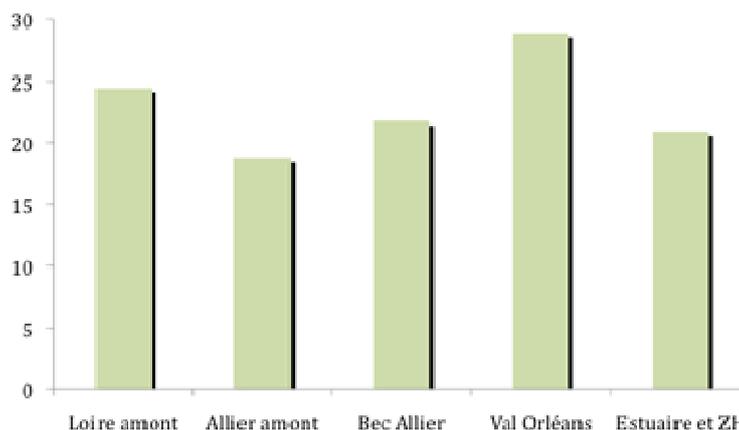


Figure 4.14. Contamination des grands cormorans du bassin de la Loire par le cuivre (mg.kg⁻¹).

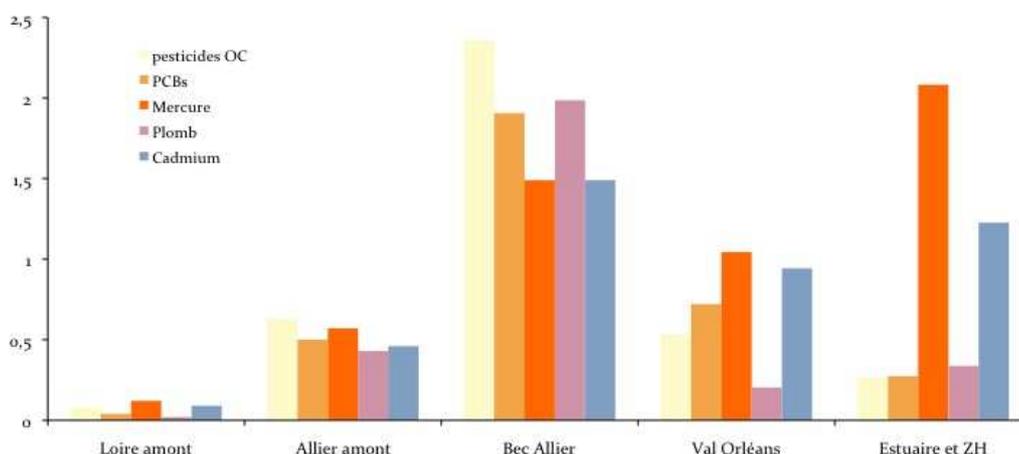


Figure 4.15. Récapitulatif de la contamination des grands cormorans du bassin de la Loire (mg.kg⁻¹).

L'accumulation du cuivre, oligo-élément indispensable à l'organisme et pouvant être régulé dans une certaine mesure par les métallothionéines de l'animal, serait ainsi variable d'une espèce à l'autre. A l'instar de nos observations pour le mercure, il peut apparaître surprenant d'observer des valeurs élevées dans les zones de têtes de bassins de la Loire et de l'Allier, *a priori* épargnées des plus fortes sources de contamination. Les valeurs observées ici sont globalement comparables à celles relevées outre atlantique au cours de plusieurs travaux dont ceux de Elliott *et al.* (1992), où aucune conséquence physiologique de la contamination par les métaux sur les cormorans n'avait été observée. Conformément aux conclusions de ces auteurs, il peut être suggéré que le cuivre ne constitue pas non plus une menace à court ou moyen terme pour la conservation des grands cormorans.

IV.3.7. Conclusion

Le nombre important (n=114) de Grands cormorans analysés sur 5 sites d'études du bassin de la Loire a permis de mettre en évidence une contamination à la fois diversifiée en nombre de composants et globale géographiquement. Les éléments les plus abondants sont les pesticides organochlorés, les PCBs, le mercure et le cadmium. A l'opposé, les pesticides organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinés, les anticoagulants et les herbicides sont restés nettement plus rares ou n'ont pas été détectés. Les variations entre sites d'études ou entre individus sont faibles et le plus souvent non significatives, traduisant une contamination de type « bruit de fond » et non de réelles tendances locales. Cette contamination ne semble pas menacer l'espèce en France, tant sur le plan des individus nicheurs que sur celui des hivernants, étant donné la dynamique importante de la population hivernante ces dernières décennies. Concernant la population nicheuse de Grands cormorans en France, signalons que l'espèce est encore considérée comme nicheuse rare et sporadique dans les régions Auvergne-Limousin et Centre (- de 500 ind.) (Atlas des Oiseaux nicheurs de France, en cours). Les regroupements postnuptiaux comportant, indifféremment, des oiseaux locaux sédentaires et des migrateurs hivernants et les tirs de régulation des populations ayant lieu en périodes automnale et hivernale, il n'a guère été possible de distinguer les spécimens pour les analyses toxicologiques.

IV.4. Poissons *(en collaboration avec Adrien Beck)*

IV.4.1. Echantillonnage

Le volet « poissons » de cette étude a été effectué par Adrien Beck au cours de sa thèse vétérinaire, soutenue en 2011. Comme précisé dans la section « matériels et méthodes », les prélèvements de poissons ont été effectués selon plusieurs méthodes (pêche à l'électricité, au filet dérivant, au trémail, à la nasse ou au lancer), selon les sites, les périodes et les espèces considérées. Les espèces préalablement sélectionnées ou les espèces de substitution aux niches écologiques comparables (voir ci-dessus), ont pu être obtenues sur l'ensemble des sites, à l'exception notable de l'anguille, qui a été très peu contactée au cours de nos opérations de pêche. La situation alarmante de cette espèce sur le bassin a par ailleurs limité

notre effort de recherche des anguilles, qui font, par ailleurs, l'objet d'un suivi des PCBs et de plusieurs autres substances par l'ONEMA dans le cadre d'un Plan National d'Actions dont les résultats sont régulièrement actualisés. Dans la mesure où le Chevesne constitue l'espèce la plus représentée dans nos pêches (figure 4.16), sur la quasi-totalité des sites, les résultats présentés porteront sur cette seule espèce (ou ses homologues écologiques locaux), sauf précisions ou ajout spécifique d'une espèce tel le mulot sur la Loire moyenne afin d'alléger le propos général.

IV.4.2. Contamination des poissons par les pesticides organophosphorés

La détection des organophosphorés est très ponctuelle. Les résultats mettent en évidence l'absence de gradient de pollution tout au long du cours d'eau, ou en tout cas l'absence de lien entre les sites. Plusieurs raisons peuvent être invoquées pour expliquer le peu de contamination constatée. Tout d'abord, les composés appartenant à cette famille sont interdits d'usage dans l'Union européenne depuis 2000. Ensuite, ils sont reconnus comme étant peu rémanents, car vite dégradés dans l'environnement (en moins de 4 semaines pour la plupart) et métabolisés par les organismes (Inchem, 2011). Enfin, les poissons sont très sensibles aux organophosphorés qui agissent plutôt sur un mode de toxicité aiguë. En d'autres termes, les poissons exposés aux organophosphorés meurent très rapidement, les organophosphorés disparaissent ainsi rapidement des réseaux trophiques aquatiques et une contamination chronique n'apparaît pas, ou reste indétectable.

IV.4.3. Contamination des poissons par les herbicides

De façon comparable aux organophosphorés, les herbicides ne sont pas retrouvés sur tous les sites. Les poissons du fleuve Loire semblent indemnes jusqu'au Bec d'Allier tandis que les poissons de l'Allier montrent des signes de contamination au niveau du Val d'Allier.

Les trois composés détectés sur l'ensemble du bassin versant sont l'Atrazine, la Terbutylazine et le Linuron.

- L'Atrazine est régulièrement présente dans les tissus des poissons de différentes espèces sur tous les sites à partir du val d'Allier, en descendant le cours d'eau.
- Le Linuron est incriminé sur un unique site dans le val d'Orléans. Deux espèces sont concernées : le Goujon et le Barbeau.

- La Terbutylazine n'est également retrouvée qu'en un seul site : le Val d'Allier, mais sur une seule espèce de poisson, le Hotu.

La distribution géographique de l'Atrazine est intéressante :

- Haute Loire et Haut Allier : aucune trace
- Val d'Allier : contamination des Chevesnes adultes entiers à hauteur de 80-85 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PV et 45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PV pour les juvéniles entiers.
- Bec d'Allier : contamination du brochet à hauteur de 210 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PV sur muscle.
- Amont de Nantes : pas de traces détectées chez les Chevesnes mais en revanche les muscles de Mulet contiennent en moyenne 183 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PV d'atrazine, soit une quantité presque équivalente à celle des Brochets au niveau du Bec d'Allier.

Les quantités relevées dans les tissus des différentes espèces tout au long du cours d'eau vont crescendo si l'on intègre, à concentrations tissulaires égales, les différences de niveau trophique entre les Brochets, carnivores stricts et super prédateurs, et les Mulets, poissons de niveau trophique secondaire (consommateur primaire) dans la pyramide alimentaire. On peut **donc suspecter l'existence d'un gradient de concentration d'Atrazine le long du fleuve Loire**. L'Atrazine est un polluant difficilement mis en évidence dans les tissus des poissons. Sa demi-vie environnementale est relativement faible (125j) et elle est considérée comme ayant un faible pouvoir de bioconcentration car elle est rapidement métabolisée par les organismes mais son absorption digestive par les poissons est excellente (Inchem, 2011). Ces données, couplées aux observations, suggèrent une utilisation fréquente de ce composé, et sur plus de la moitié de la longueur du fleuve, vers l'aval. Etant donné la surface importante consacrée à certaines cultures céréalières, en France et plus particulièrement dans certains secteurs du bassin de la Loire (plaine de Limagne pour le bassin de l'Allier, région Centre pour le bassin du fleuve en Loire moyenne), et dans la mesure où ces cultures sont de grandes consommatrices de produits phytosanitaires, un lien direct peut être établi entre cette activité, et la présence d'Atrazine dans nos échantillons.

IV.4. 4. Contamination des poissons par les métaux

Les métaux lourds sont **tous retrouvés, sur tous les poissons, sur tous les sites** de prélèvements. Afin de systématiser la démarche et de simplifier la représentation synthétique des résultats, l'analyse géographique de la distribution des métaux se fera autant que possible sur l'espèce la plus représentée dans notre échantillonnage : le chevesne. Lorsque cela ne sera pas possible, nous choisirons l'espèce la plus proche, a priori, comme référence :

- le gardon au niveau du Bec d'Allier,
- le barbeau pour le Val d'Orléans.



Figure 4.16. Parmi le peuplement piscicole de la Loire, le Chevesne est un poisson qui est considéré comme un bon bioindicateur car il est à la fois consommateur de graines, d'invertébrés et aussi d'autres poissons (photos C. Lemarchand et C. Camus).

IV.4.4.a. Le plomb

Il convient d'abord de rappeler que le plomb est caractérisé biologiquement par une faible absorption digestive. La quasi-totalité du plomb présent dans les tissus des poissons est capté par les branchies. Puis il se distribue dans le foie, les reins et les os, mais très peu, en proportion, dans les muscles (Inchem, 2011).

La répartition géographique de la contamination au plomb chez le Chevesne (figure 4.17) met en évidence deux sites pour lesquels cette contamination est importante sur le fleuve Loire : la région des grands barrages, avec une concentration de 222 µg/kg PV, et l'amont de Nantes avec une concentration de 272 µg/kg PV, cette donnée étant obtenue sur le muscle de chevesne. Cette dernière est donc une minimisation majeure de la concentration que l'on pourrait obtenir sur « poisson total » du fait de l'absence du foie, des reins et des os dans le mélange.

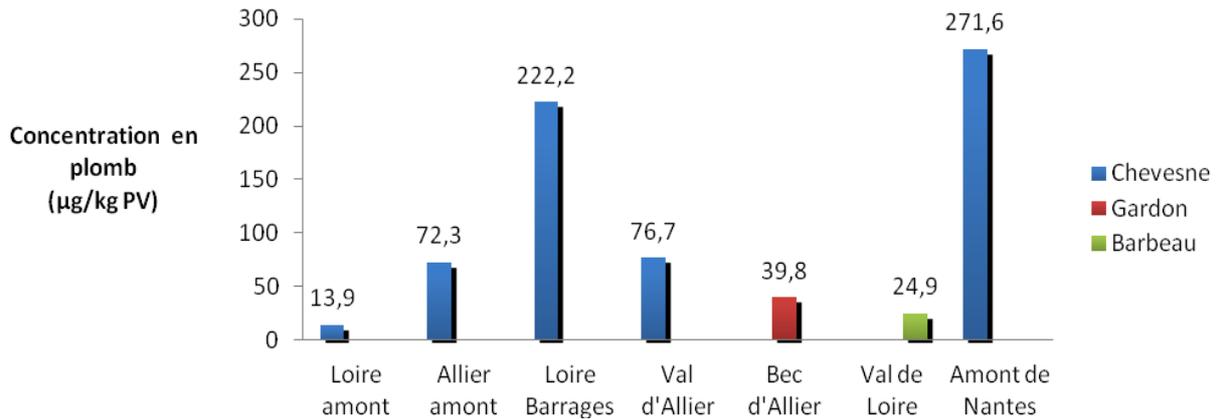


Figure 4.17. Distribution du plomb chez le chevesne sur le bassin versant de la Loire.

Pour l'échantillon en amont de Nantes, seuls les muscles de chevesnes ont été analysés.

Ces sites correspondent à deux aires urbanisées, donc industrialisées, que traverse le Fleuve : l'agglomération stéphanoise et l'agglomération nantaise ; cette dernière située à l'aval du bassin jouant de plus un rôle de récepteur et de concentrateur naturel de l'ensemble de celui-ci. Le cas de l'Allier est a priori différent. La contamination par le plomb des poissons semble stable tout au long de la rivière, aux alentours de 75 µg/kg PV et ne diminue qu'au bec d'allier ; les chiffres sont globalement importants pour la partie amont de la rivière (surtout par comparaison avec la Loire très proche, et diminue près du Bec d'Allier, c'est-à-dire à la confluence avec la Loire. Le val d'Allier, caractérisé par un pôle industriel important (bassin d'Issoire) apparaît donc relativement peu contaminé par cet élément.

En comparaison aux études réalisées précédemment sur d'autres sites, nous pouvons penser que la Loire est un cours d'eau relativement épargné par le plomb puisque ces résultats la placent à hauteur des contaminations relevées en mer Adriatique ou sur les côtes du Pas-de-

Calais, et s'avère nettement inférieure à celle relevée sur les poissons de la Seine, en 1995 (Chevreuil *et al.*, 1995).

IV.4.4. b. Le cadmium

A la manière du Plomb, on note un pic de contamination des Chevesnes en aval de l'agglomération stéphanoise (figure 4.18). Là encore une pollution ponctuelle d'origine industrielle est à suspecter. Les autres sites d'études se caractérisent par des niveaux de contamination globalement faibles, entre 0 et 6 µg/kg PV. Ceci est probablement à mettre en relation avec l'utilisation restreinte du cadmium dans l'industrie de hautes technologies (Ross *et al.*, 2000), cet élément restant peu présent dans les premiers compartiments des réseaux trophiques mais ayant par contre tendance à s'accumuler chez les prédateurs et super prédateurs. Comme dans le cas du plomb, la contamination des poissons par le cadmium reste inférieure à celle mesurée sur le bassin de la Seine (Chevreuil *et al.*, 1995).

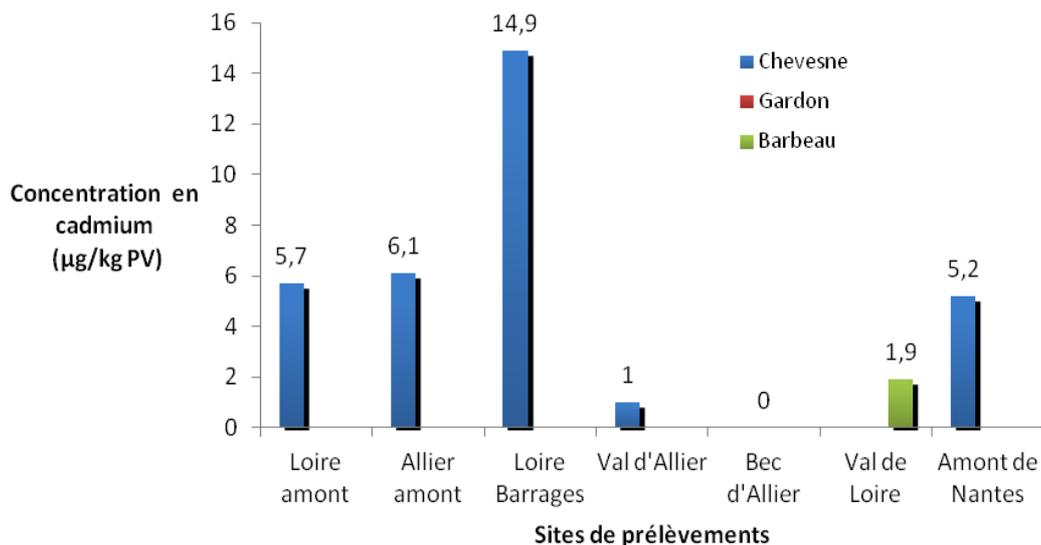


Figure 4.18. Distribution du cadmium chez le Chevesne sur le bassin versant de la Loire.
Pour l'échantillon en amont de Nantes, seuls les muscles de chevesnes ont été analysés.

IV.4.4. c. Le cuivre

La répartition de la concentration en cuivre (figure 4.19) dans les poissons de la Loire semble relativement homogène tout au long de la rivière. Deux points peuvent éventuellement être dégagés: le haut Allier où la concentration dans les tissus des chevesnes totaux est dosée

à 6,3 mg/kg PV, et le val de Loire où cette concentration est évaluée à 5,7 mg/kg PV mais sans grande signification toxicologique. En effet, l'AFSSA, dans sa table CIQUAL (AFSSA, 2011) indique que la teneur normale en cuivre dans le muscle dans la grande majorité des poissons d'eau douce français est de l'ordre du milligramme par kilogramme de poids frais. Or le cuivre se fixe avant tout dans certains organes, et notamment le foie où sa concentration peut être sans difficulté dix fois supérieure à celle des muscles (Khan & Thomas, 2000).

Les résultats exprimés ici sont, sauf contre-indications, relatifs au poisson total, c'est-à-dire muscles et organes mélangés. Les viscères dans leur totalité constituent une part importante de la teneur finale en cuivre qu'un prédateur ou un consommateur absorberait et contribuent à faire augmenter la concentration en cuivre de l'échantillon analysé. Ainsi, il ne faut pas perdre de l'esprit que la teneur musculaire en cuivre de nos échantillons est plus faible que les résultats exprimés ici, soit probablement inférieure au milligramme par kilogramme indiqué par l'AFSSA comme valeur de référence.

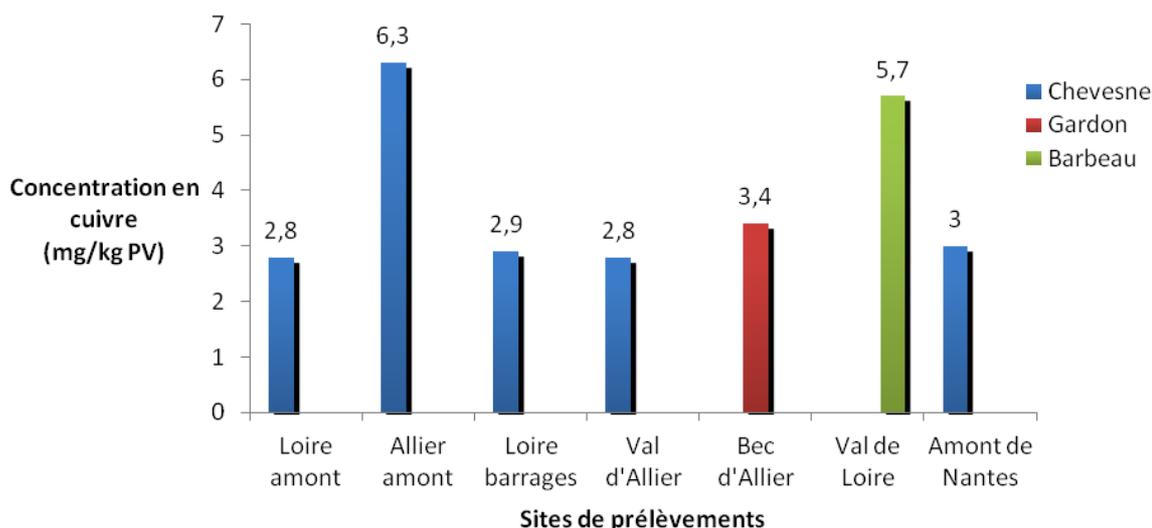


Figure 4.19. Distribution du cuivre chez le Chevesne sur le bassin versant de la Loire.
Pour l'échantillon en amont de Nantes, seuls les muscles de chevesnes ont été analysés.

Nous considérerons dans la suite que nos résultats doivent être interprétés dans le cadre d'une contamination au-delà du seuil de 10 mg/kg PV sur poisson total, les poissons analysés ici ne dépassant pas la valeur de 6.3 mg/kg PV. En conséquence, nous considérons les poissons exposés ici comme non contaminés, ce qui diffère sensiblement des résultats décrits pour les trois super prédateurs de l'étude et suggère donc une assez faible accumulation du cuivre chez les poissons mais un transfert et une amplification importante de cet élément vers les piscivores.

IV.4. 5. Contamination des poissons par les pesticides organochlorés

Parmi tous les polluants de cette famille qui ont été recherchés au sein du bassin de la Loire, seuls trois d'entre eux sont retrouvés :

- le DDT, de façon très ponctuelle,
- l'Endosulfan-sulfate, de façon plus fréquente,
- le Lindane, le plus abondant: la plus grande fréquence, et parfois à forte concentration.

IV.4. 5. a. Le DDT

Le DDT est retrouvé dans les tissus de poissons de différentes espèces à partir du Val d'Allier. La partie amont au bec d'Allier pour le fleuve Loire et la partie amont au val d'Allier sont exemptes de traces de contamination. L'absence de DDE dans les résultats est due au fait que cette molécule n'a pas été incorporée aux étalons lors du dosage. La répartition géographique des espèces concernées, et les concentrations mesurées ont été les suivantes:

- Val d'Allier : seul l'échantillon de Brèmes est contaminé, à hauteur de 1,55 mg/kg PV (sur poisson total).
- Val d'Orléans : seul l'échantillon de Barbeau est concerné, à hauteur de 0,77 mg/kg PV (sur poisson total).
- L'amont de Nantes : seuls 2 échantillons de muscles de 2 individus de Mulets (sur 13 testés sont contaminés), à hauteur de 0,41 et 0,54 mg/kg PV. Notons qu'aucune trace de DDT n'est retrouvée dans les viscères ni dans les têtes.

Nous pouvons constater qu'il existe une extrême dispersion des mesures positives en DDT. D'autre part, les concentrations relevées lorsque la molécule est détectée sont relativement élevées puisque elles sont comprises entre 0,4 et presque 1,6 mg/kg PV toutes espèces confondues. Les taux relevés dans les échantillons de Brème, bien que cette espèce soit reconnue comme fortement bioaccumulatrice, semblent trop élevés pour admettre que l'interdiction d'utilisation du DDT est complètement respectée et ce, même si les organochlorés dans leur ensemble sont réputés pour leur extrême résistance à la destruction dans l'environnement et leur caractère lipophile important, donc leur rémanence très élevée, notamment dans les tissus adipeux des organismes. La contamination par du DDT indique donc une utilisation récente de ce composé, pourtant interdit depuis 1973 en France. Le DDT

avait déjà été noté dans les tissus des autres espèces étudiées (loutre, balbuzard pêcheur et cormoran, voir ci-dessus) et ces données sur une espèce de poisson et de niveau trophique différent confirme ces données.

IV.4. 5. b. L'endosulfan-sulfate

L'endosulfan est retrouvé sur les mêmes sites que le DDT, mais dans un plus grand nombre d'espèces. La partie amont au Bec d'Allier pour la Loire et la partie amont au Val d'Allier pour l'Allier sont exemptes de toute contamination par cette molécule. Par contre elle est présente dans au moins une espèce pour chacun des sites en aval :

- Val d'Allier : l'endosulfan-sulfate est donc relevé sur l'aliquote de Carassins juvéniles à hauteur de 0,17 mg/kg PV (sur poisson total).
- Au Bec d'Allier, la distribution est plus large puisque toutes les espèces testées sont concernées. La concentration dans les Gardons s'élève à 0,17 mg/kg PV (sur poisson total), contre 0,22 mg/kg PV (sur muscle) pour les Brochets
- Dans le Val d'Orléans, une seule espèce seulement est contaminée : le Goujon, avec une concentration de 0,26 mg/kg PV (sur poisson total).
- Enfin, en amont de Nantes, Chevesnes et Mulets contiennent de l'endosulfan-sulfate dans leurs tissus mais là encore, la contamination est plus hétérogène. En effet, seulement 2 échantillons de muscles de mulets sur 6 contiennent cet organochloré. L'endosulfan-sulfate détecté dans les Chevesnes l'a été dans les échantillons de tête et d'organes mais ce composé s'est avéré absent du muscle de cette espèce. A l'inverse, seulement un échantillon d'organes de Mulet a révélé la présence de cette molécule et elle n'a pas été mise en évidence dans les têtes.

L'analyse de ces données montre une forte dispersion des échantillons contaminés en termes de localisation, d'espèce et d'ampleur de la contamination, ce qui ne permet pas la réalisation d'une mise en forme graphique pertinente des résultats. En effet, aucun élément logique ne permet de faire le lien entre les différents échantillons contaminés par l'endosulfan-sulfate. Il semble donc que la contamination du bassin de la Loire à l'endosulfan-sulfate soit globalement faible à négligeable, ce qui pourrait traduire une

amélioration par rapport à une situation ancienne où ce composé était régulièrement détecté dans l'environnement, même si aucune étude le concernant n'est disponible dans la littérature concernant le bassin. L'usage de l'endosulfan-sulfate en tant qu'insecticide dans les cultures est là encore interdit mais depuis 2007 seulement, et la dispersion des échantillons contaminés peut s'expliquer par une vitesse variable de dégradation dans les différents milieux qui constituent le lit de la rivière Loire : un fond vaseux, à forte teneur en matière organique et à l'abri de la lumière n'aura pas les mêmes caractéristiques physico-chimiques qu'une zone à fort courant où le fond est constitué de graviers et exposé au soleil.

IV.4. 5. c. Le lindane

Le lindane ou gamma-HCH est l'organochloré le plus répandu en termes géographiques, retrouvé chez le plus d'espèces différentes tous tissus confondus, et aux plus fortes concentrations. Nous choisissons, de la même façon que pour les métaux lourds, de représenter graphiquement la répartition géographique de la contamination au lindane en prenant le Chevesne comme espèce de référence, et le Gardon ou le Barbeau lorsqu'aucune donnée sur les Chevesnes d'un site donné n'est disponible.

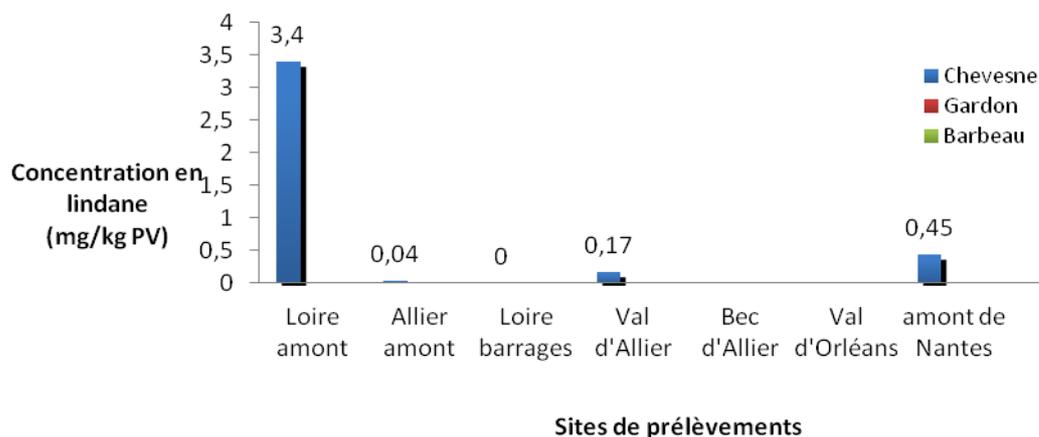


Figure 4.20. Distribution du lindane chez les poissons du bassin versant de la Loire.

Pour l'échantillon en amont de Nantes, seuls les muscles de chevesnes ont été analysés.

Le premier constat qui peut être réalisé est l'extrême hétérogénéité de la contamination des Chevesnes au lindane tout au long de la rivière (figure 4.20). Ainsi, les poissons de la Loire de la région des barrages semblent indemnes d'une intoxication au lindane, ce qui peut s'expliquer par la quasi absence d'agriculture intensive locale ayant pu utiliser ce composé

(comme d'ailleurs les autres organochlorés recherchés). La région du Bec d'Allier, où aucune trace de lindane n'a été découverte dans les tissus des poissons, pourrait être qualifiée de faux négatif. Certes, les gardons ne contiennent a priori aucune trace de lindane, mais ils sont contaminés par de l'endosulfan. Ils ne sont donc pas indemnes d'une pollution aux organochlorés. On peut supposer que l'absence de lindane dans ces poissons est davantage le reflet de l'usage passé d'organochlorés autres que le lindane sur cette portion de rivière plutôt que l'absence d'usage de ces molécules. En revanche, la région du Bec d'Allier est historiquement plus dédiée à l'élevage extensif de bovins qu'aux cultures céréalières ce qui a probablement contribué à un usage des organochlorés relativement faible sur les terres encadrant le cours d'eau. L'absence de lindane au niveau du Val d'Orléans est en revanche plus surprenante car la rivière traverse ici de grandes zones céréalières. Ni les barbeaux, ni les goujons ne présentent de trace de Lindane dans leurs tissus sur cette portion.

Des traces de lindane sont retrouvées dans les chevesnes de la partie amont de l'Allier, à une concentration de 36 µg/kg PV, ce qui est proche de la limite de détection. Il s'agit probablement de résidus d'un usage passé et de faible ampleur du lindane dans cette région dont l'agriculture se compose essentiellement d'élevage extensif. Le même raisonnement peut être appliqué au Val d'Allier. La concentration moyenne en lindane dans les chevesnes s'élève cette fois-ci à près de 0,17 mg/kg PV sur poisson total. On note donc simplement une élévation de la contamination compatible avec l'évolution de l'agriculture entre l'amont et le Val d'Allier. En effet, dans la plaine de la Limagne, la surface des cultures et la proportion de cultures céréalières dans l'agriculture sont plus importantes qu'à l'amont, la relation de cause à effet pouvant être établie. En revanche, sur le cours inférieur de la Loire, à l'amont de Nantes, l'analyse des muscles de chevesnes montre une contamination élevée à hauteur de 0,45 mg/kg PV, de même que dans la partie amont de la Loire où la concentration en lindane dans les chevesnes, sur poisson total, s'élève à 3,42 mg/kg PV. Ces mesures doivent être considérées comme très élevées pour plusieurs raisons :

- Rappelons que le chevesne est considéré comme étant un poisson maigre à faible pouvoir de bioaccumulation par l'ONEMA dans son rapport 2009 sur la contamination du bassin versant de la Loire par les PCBs. Une telle concentration chez cette espèce reflète d'autant plus une pollution importante en termes de quantité de lindane encore présente dans le milieu naturel.

- La partie amont de Loire est un tronçon de rivière à régime torrentiel. Les zones où une sédimentation, et donc un dépôt de vase, ont lieu sont peu nombreuses. Il existe donc a priori peu de « réservoirs » à organochlorés dans cette portion de rivière.
- La partie amont de la rivière Loire traverse des terres agricoles dont la surface dédiée aux cultures céréalières est somme toute limitée en comparaison aux parties aval de la rivière.
- L'usage de cette molécule est interdit en France depuis 1998.

La contamination du bassin de la Loire par le Lindane est donc globale et relativement importante malgré l'interdiction ancienne de ce composé, et elle concerne l'ensemble des compartiments trophiques, dans la mesure où mis à part ces poissons, le lindane a également été retrouvé en quantités non négligeables dans les tissus de loutre (Lemarchand *et al.*, 2010)

IV.4. 6. Contamination des poissons par les PCBs

A la manière des métaux lourds, **les PCB sont retrouvés dans tous les poissons, quel que soient les sites de prélèvements.** Notre analyse géographique se place donc dans le cadre d'une contamination globale de la rivière et est à nouveau basée sur le Chevesne, le Gardon ou le Barbeau comme espèce de référence selon le site.

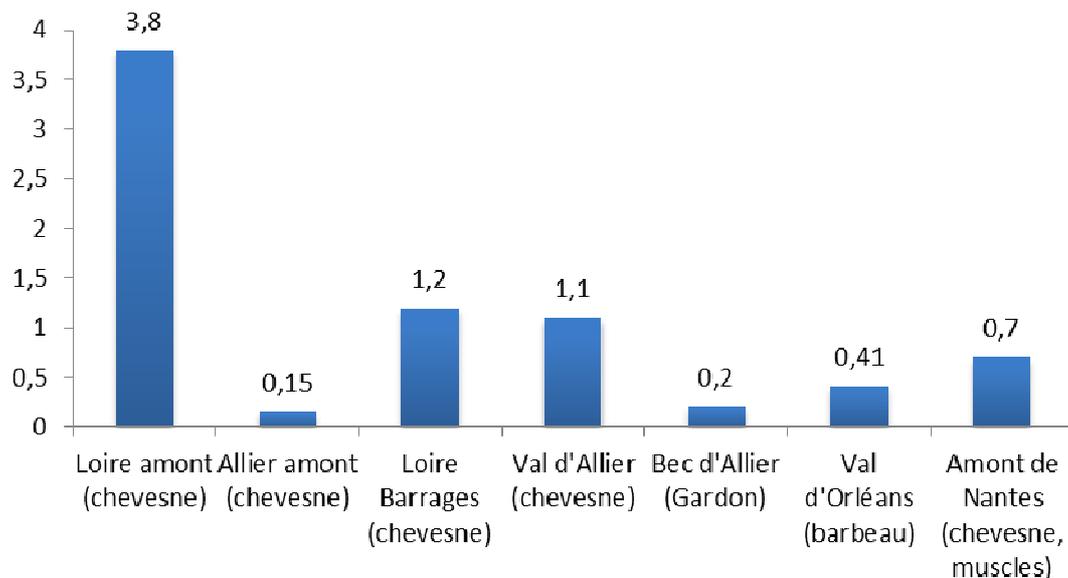


Figure 4.21 : Distribution des PCBs chez les poissons du bassin versant de la Loire (mg.kg⁻¹)
Pour l'échantillon en amont de Nantes, seuls les muscles de chevesnes ont été analysés.

La figure 4.21 suggère l'absence d'un gradient de concentration en PCB totaux tout au long du cours d'eau, le mode de distribution des PCBs étant compatible avec l'existence de plusieurs sources de pollution ponctuelles. Les concentrations en PCB totaux au niveau de l'Allier amont et du Bec d'Allier sont respectivement mesurées à 0,15 et 0,2 mg/kg PV (sur poisson total) ce qui représente les contaminations les moins élevées relevées ici. Nous considérerons donc ces deux secteurs comme étant les moins contaminés de tout le bassin versant par les PCBs dans leur ensemble. Nous devons cependant conclure dès à présent que ce niveau de base de la contamination par les PCB est relativement inquiétant, car même si les valeurs restent inférieures à celles mesurées dans la Seine (Chevreuil *et al.*, 1995), elles placent la Loire à hauteur de la mer Baltique, unanimement reconnue comme très polluée par les PCBs (Szlinder-Richert *et al.*, 2009). A l'inverse, nous notons une concentration en PCB sur « poisson total » de plus de 1mg/kg PV (maximum 2,5mg/kg PV) au niveau des barrages sur la Loire, et dans la plaine de l'Allier. Les échantillons de ce dernier site sont particuliers puisqu'ils montrent des niveaux de contamination très hétérogènes ce qui est en faveur de l'existence de sources ponctuelles actives. Globalement, ces deux secteurs correspondent respectivement à la proximité des grandes agglomérations stéphanoise et clermontoise respectivement, rassemblant de multiples activités à l'origine de contaminations environnementales par les PCBs. Nous mesurons au niveau du Val d'Orléans une concentration en PCB de 0,4 mg/kg PV. Il existe cependant un biais: ce dosage a été réalisé sur des échantillons issus de barbeaux fluviatiles. L'ONEMA, dans son rapport sur les PCB dans la Loire de 2008 et 2009, classe le chevesne parmi les poissons à faible pouvoir de bioaccumulation tandis que le barbeau fait partie de ceux à fort pouvoir de bioaccumulation. Il est donc probable que la concentration en PCB dans les chevesnes à ce niveau du cours d'eau soit en réalité plus faible et potentiellement de l'ordre de celle retrouvée au niveau du haut Allier.

A l'amont de Nantes, le dosage a de nouveau été réalisé par tissus : le muscle, les viscères et enfin les têtes séparément. La concentration mesurée dans les muscles s'élève à 0,7 mg/kg PV ce qui est relativement élevé mais difficilement comparable aux résultats sur « poisson total » évoqués précédemment. Dans les viscères et des têtes les teneurs atteignent respectivement 2,2 et 1,1 mg/kg PV, valeurs élevées qui confirment que les teneurs globales sur le poisson total auraient été bien plus élevées que les 0,5 mg/kg PV évoqués ci-dessus et probablement de l'ordre de celles retrouvées au niveau des barrages et de la plaine de l'Allier.

La région nantaise fait partie des zones les plus industrialisées du bassin de la Loire, qui ont probablement à l'origine de la libération de quantités importantes de PCB par le passé.

Concernant enfin la partie amont de la Loire, et **de façon tout à fait comparable au lindane, la teneur en PCB des poissons de cette région est de loin la plus élevée de tout le bassin versant : 3,8 mg/kg PV sur « poisson total », ce qui est considérable**, et largement supérieur aux zones industrialisées alors que cette région ne l'est pas particulièrement. Là encore des sources locales de contamination importantes (pollutions aigües, fuites de transformateurs) peuvent être suggérées pour expliquer ces valeurs.

IV.4. 7. Conclusion

La contamination des poissons du bassin de la Loire est apparue globalement complexe, variable d'un site et / ou d'une espèce à l'autre. Pour l'espèce servant de référence, le chevesne, la contamination par les pesticides organophosphorés est faible et ponctuelle, tout comme celle des herbicides, à l'exception de l'atrazine, régulièrement détectée et semblant montrer un gradient d'accumulation au fil du bassin. Pour les pesticides organochlorés, les métabolites du DDT sont rares, et le lindane est l'élément le plus fréquemment détecté, parfois en concentrations relativement importantes. Tous les métaux recherchés sont systématiquement détectés, le plomb et le cuivre étant les plus abondants, le plomb et le cadmium étant abondants sur le site d'étude proche des barrages de la Loire, ce qui semble confirmer une contamination locale accrue des sédiments. Les PCBs ont également été systématiquement détectés, à la fois pour l'ensemble des sites et des espèces, les concentrations étant localement importantes, par comparaison avec les études bibliographiques, notamment au niveau de sites de l'amont du fleuve. Ces résultats confirment la présence d'une multitude de sources ponctuelles de contamination des poissons entre l'amont et l'aval. A long terme, l'impact de certains composés, et notamment des PCBs, sur la dynamique de populations de certaines espèces de poissons peut être important.

IV.5. Bivalves et crustacés d'eau douce

Comme décrit ci-dessus, les écrevisses d'origine américaine et les bivalves, parmi lesquels les corbicules asiatiques ont conquis une très large gamme d'habitats aquatiques et humides, à l'échelle continentale, nationale ou du bassin de la Loire (figure 4.22). Leurs

exigences relatives à la qualité de l'eau et de l'habitat ne sont pas aussi élevées que celles concernant l'écrevisse à pattes blanches ou la moule perlière (Cochet, 2004 ; Trouilhé, 2006), et on ne peut donc pas les considérer, dans leur ensemble, comme des espèces dites « bio-indicatrices », sous-entendu « de milieux de bonne qualité ». En revanche, comme dans le cas de la loutre, elles peuvent être perçues comme des espèces dites « sentinelles », révélatrices de l'état de leur habitat local, que celui-ci soit bon ou mauvais, de par leur mode de vie (fixé pour les bivalves, à faible déplacements pour les écrevisses) et leur régime alimentaire (filtreur et prédateur / recycleur pour les bivalves et les écrevisses, respectivement. Les espèces suivantes, analysées selon le protocole général défini dans la partie globale consacrée à la méthodologie de dosage, ont pu être récoltées et analysées dans les différents sites d'étude suivants (les mollusques autochtones *Potomida littoralis* et *Anodonta cygnea* ont été récoltés pour comparaison sur les sites de Loire moyenne et de l'Allier amont) :

- au niveau de l'amont de l'estuaire et des zones humides associées (9): corbicules asiatiques (*Corbicula fluminea*) et écrevisses de Louisiane (*Procambarus clarkii*),
- en Loire aval (amont de Nantes, 8) : corbicules asiatiques et écrevisses américaines (*Orconectes limosus*),
- au point de prélèvement sur la Vienne (7) : corbicules asiatiques et écrevisses américaines,
- en Loire moyenne (Val d'Orléans, 6) : corbicules asiatiques, *unionidae* et écrevisses américaines,
- au Bec d'Allier (confluence entre la Loire et l'Allier, 5) : corbicules asiatiques et écrevisses américaines,
- en Loire amont (aval du barrage de Grangent, 4) : corbicules asiatiques et écrevisses américaines,
- dans l'Allier des plaines (près de Vichy, 3) : corbicules asiatiques et écrevisses américaines,
- dans l'Allier amont (agglomération clermontoise 2) : corbicules asiatiques, *unionidae*, et écrevisses américaines,
- dans la Loire supérieure (amont du Puy-en-Velay, 1) : écrevisses de Californie (*Pacifastacus leniusculus*), la corbicule n'ayant pas été observée.



Figure 4.22. *Corbicule asiatique* et *Ecrevisse de Californie*, deux espèces invasives recensées dans le bassin de la Loire (photos C. Lemarchand).

IV.5. 1. Contamination des mollusques

IV.5. 1.a. Contamination par les pesticides organochlorés (OC) et PCBs

Le tableau 4.3 ci-dessous rassemble les données de contamination des moules analysées sur la bassin de la Loire. Sur les huit pesticides OC analysés, seul le lindane a été détecté systématiquement dans les tissus des moules, à la fois chez les corbicules et au sein des tissus des espèces autochtones. Le DDE est également fréquent, ce composé est en effet détecté dans la majorité des sites.

Tableau 4.3. Concentrations moyennes (min-max) en pesticides OC et PCBs totaux (mg/kg de lipides) des moules du bassin de la Loire

Site	Espèce	Lindane	DDE	DDT	PCBs
Allier amont	<i>Unionidae</i>	0,7 (0,6-0,8)	0,35 (0,3-0,4)	0	1,6 (1,4-1,8)
	<i>Corbicula fl.</i>	0,2 (0-0,3)	0	0	1,9 (1,3-2,7)
	Total Moules	0,4	0,18	0	1,7
Allier Vichy	<i>Corbicula fl.</i>	0,72 (0,4-1,1)	0,4 (0-0,9)	0,006 (0-0,03)	3,68 (2,4-4,6)
Loire amont	<i>Corbicula fl.</i>	0,1 (0-0,2)	0,533 (0,4-0,7)	0	3,6 (2,6-4,8)
Bec Allier	<i>Corbicula fl.</i>	0,8 (0,7-0,9)	0	0	3,1 (2,6-4,1)
Val Orléans	<i>Unionidae</i>	0,6 (0,4-0,6)	0,7	0	1,9
	<i>Corbicula fl.</i>	0,52 (0,4-0,7)	0,6 (0,4-0,9)	0	3,28 (2,4-4,2)
	Total Moules	0,533	0,617	0	3,05
Vienne	<i>Corbicula fl.</i>	0,52 (0,3-0,7)	0,1 (0-0,3)	0,024 (0-0,1)	1,38 (0,9-2,3)
Loire aval	<i>Corbicula fl.</i>	0,41 (0,3-0,5)	0	0	1,05 (0,8-1,7)
Amont estuaire	<i>Corbicula fl.</i>	0,67 (0,5-0,8)	0,29	0,012	2,4

Le DDT a été retrouvé dans le bassin ligérien, mais de façon plus épisodique dans les corbicules issues de l'Allier près de Vichy, de la Vienne sur le site de la confluence avec la

Creuse, ainsi qu'à l'amont de l'estuaire. Les concentrations mesurées de DDT sont faibles mais comme dans le cas des autres espèces étudiées, cette détection suggère encore une utilisation relativement récente du DDT, largement postérieure à l'interdiction de ce composé. Pour le lindane et le DDE, les concentrations sont comparables sur l'ensemble des sites échantillonnés et ne sont pas significativement différentes. Il n'y a pas de différences marquées entre les sites ou entre les espèces de moules. Le lindane est le composé majoritairement rencontré avec 0,51 mg/kg de lipides puis le DDE avec 0,36 mg/kg de lipides, concentrations que l'on retrouve dans d'autres cours d'eau européens (Chevreuil *et al.*, 1996 ; Berny *et al.*, 2002, 2003 ; Bettinetti *et al.*, 2008).

Les PCBs, à l'instar du lindane, sont également retrouvés sur l'ensemble des sites concernés, et sont présents à la fois dans les tissus des corbicules et des espèces autochtones (tableau 4.3). Comme dans le cas du lindane cependant, les différences observées dans les concentrations d'un site à l'autre ne sont pas significativement différentes. La moyenne des concentrations en PCBs des mollusques sur l'ensemble du bassin avoisine les 2,5 mg/kg de lipides, ce qui en fait donc le composé organochloré le plus abondamment rencontré sur la Loire et ses affluents pour ces taxons, comme pour les autres taxons de cette étude (voir ci avant). Cette contamination se situe dans la même gamme que celle de la Seine (0,635 à 3,9 mg/kg de poids sec, Chevreuil *et al.*, 1996) mais reste nettement inférieure à celle établie sur le Pô où les concentrations ont atteint 17,230 mg/kg de lipides (Binelli *et al.*, 1996 *in* Binelli *et al.*, 2001).

Les concentrations en pesticides organochlorés et PCBs (c'est-à-dire l'ensemble des composés organochlorés) ont été comparées entre corbicules et espèces autochtones sur les 2 sites où les 2 groupes de moules ont pu être récoltés, ne montrant pas de différences significatives. En revanche la moyenne des concentrations en PCBs est significativement plus élevée chez les corbicules par rapport aux espèces autochtones ($p < 0,005$), suggérant une dynamique d'accumulation différente entre les deux groupes d'espèces. En conséquence, le flux de PCBs vers les niveaux trophiques supérieurs via la consommation directe ou indirecte de corbicules serait plus important dans le cas de ces espèces par rapport aux mollusques autochtones.

IV.5. 1.b. Contamination par les métaux

La figure 4.23 ci-dessous illustre les concentrations en métaux et métalloïdes recherchés dans les tissus des corbicules du bassin de la Loire. Tous les métaux qui ont été recherchés dans cette étude ont été retrouvés chez les moules, à l'instar des autres espèces étudiées (voir ci-dessus) (Cf. Fig. 5.1).

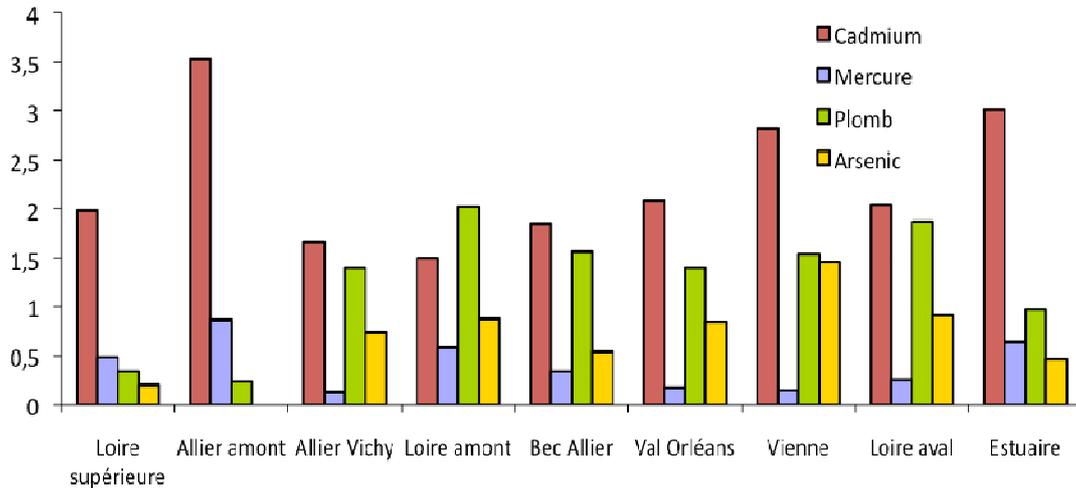


Figure 4.23. Contamination des corbicules du bassin ligérien par les métaux lourds (mg/kg de lipides)

La contamination est quasi systématique concernant l'ensemble des échantillons sur la totalité des secteurs, à l'exception de l'Arsenic qui n'a pas été détecté dans les moules de l'Allier amont. Le cuivre (présenté sur une autre figure pour des raisons d'échelle) est, de loin, l'élément métallique le plus abondant dans les tissus des moules, comme au sein des tissus des autres espèces étudiées, avec en moyenne 35,4 mg/kg de lipides, suivi par le Cadmium (2,28), le Plomb (1,26), l'Arsenic (0,67) et enfin le Mercure (0,40).

- **Arsenic** : l'Arsenic n'a pas été retrouvé sur le site de l'Allier amont mais sur les autres secteurs la contamination par ce métal est systématique quel que soit l'homogénéité de moules analysés. Ces concentrations varient de 0,5 à 1,9 mg/kg de lipides et sont inférieures à celles rencontrées dans les moules zébrées du Saint-Laurent au Canada (2,49-8,23 mg/kg de poids sec), une des seules références que l'on peut trouver sur l'As dans les moules en milieu naturel (Kwan *et al.*, 2003). Ces concentrations en Arsenic ont été comparées sur les 9 sites où les moules ont pu être récoltées, révélant des teneurs globalement similaires, sauf pour les moules collectées sur le site de la Vienne, pour lesquelles les concentrations sont nettement supérieures, sans toutefois que cette différence constatée ne soit significative.

- Cadmium** : aucune différence au niveau de la concentration n'a pu être mise en évidence pour le cadmium et ce, quel que soit le site considéré. La contamination au Cd est donc très homogène sur le bassin et varie de 0,3 à 5,6 mg/kg de lipides. L'ensemble des homogénats analysés s'est avéré systématiquement contaminé. Ces valeurs sont en adéquation avec celles rencontrées dans la littérature. Ainsi sur le Riou Mort, petit affluent du Lot (France), les concentrations de ce composé dans les corbicules sont de 4 mg/kg de poids frais (Marie *et al.*, 2006). Sur le lac Léman (France) elles varient de 1,2 à 4,1 mg/kg de poids sec (Corvi *et al.*, 2005), sur le Saint-Laurent (Canada) de 1,8 à 7,43 mg/kg de poids sec (Kwan *et al.*, 2003) et sur le lac Majeur (Italie) la concentration est de 3,44 mg/kg de poids sec dans les moules zébrées (Camusso *et al.*, 2001). Cependant, en 1996, Chevreuil *et al.* ont montré des contaminations allant de 1 à 21 mg/kg de poids sec dans les moules zébrées de la Seine, bien davantage que ce que nous observons ici.

- Cuivre** : Tous les homogénats à l'exception d'un seul sur le site Allier amont sont contaminés par le Cuivre (figure 4.24).

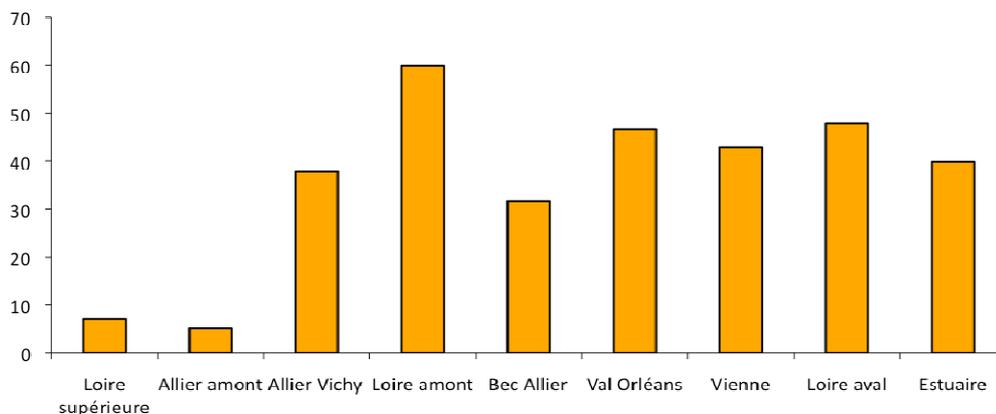


Figure 4.24. Contamination des corbicules du bassin ligérien par le cuivre (mg/kg de lipides).

Les parties amont de la Loire et de l'Allier sont significativement moins contaminées ($p < 0,05$) par le Cu ($5,2$ mg/kg de lipides) que les autres sites ($45,983$ mg/kg de lipides) et il apparaît également que les concentrations retrouvées sur le site situé à l'aval des barrages de Loire (Loire amont) sont nettement plus élevées que celles de Vichy et de la Vienne. Les concentrations moyennes seront analysées plus en détails ci-après.

- Plomb** : les concentrations en Pb relevées dans les moules sont significativement inférieures en Allier amont et Loire supérieure en comparaison des autres sites qui eux montrent

des concentrations relativement similaires. Les concentrations s'échelonnent entre 0 et 2,9 mg/kg de lipides et sont comparables à d'autres sites français ou canadiens où d'autres mollusques, en l'occurrence des moules zébrées ont servi de bio-indicateurs (Mersch *et al.* 1992, 1993 *in* Kwan *et al.* 2003 ; Berny *et al.* 2003 ; Corvi *et al.* 2005). Sur la Seine, ces valeurs sont plus élevées et peuvent aller jusqu'à 25 mg/kg de poids sec (Chevreuil *et al.* 1996).

- **Mercur** : alors que la contamination en Arsenic est absente en Allier amont, faible en Loire supérieure, et que celles du cuivre et du plomb sont nettement inférieures pour ces deux sites de l'amont par rapport aux autres sites, il en est tout autrement pour la contamination par le mercure. Celle-ci est la plus élevée sur l'Allier amont pour l'ensemble des autres secteurs du bassin, et elle est relativement élevée également sur le site de la Loire supérieure compte tenu du niveau des autres éléments métalliques. Les concentrations sont également nettement supérieures sur Loire amont (barrages) et l'estuaire que sur Vichy, Val d'Orléans ou la Vienne qui montrent des contaminations analogues. Tous les homogénats sont systématiquement contaminés par ce métal, concentrations qui varient de 0,06 à 1,1 mg/kg de lipides. Ces valeurs se situent en dessous de celles rencontrées en Espagne (1,8-3 mg/kg de poids sec dans les corbicules et 2,2 à 5,7 dans les *Unionidae*, Faria *et al.* 2010), ou dans les moules zébrées du Canada *Dreissena polymorpha* (0,103-2,2 mg/kg de poids sec, Kwan *et al.*, 2003), mais ne sont pas négligeables pour autant, compte tenu de la cinétique particulière d'accumulation du mercure dans les réseaux trophiques aquatiques.

Il ressort principalement de ces résultats que le site Allier amont (proche de l'agglomération clermontoise pour cette partie de l'étude) est relativement bien préservé des pollutions aux Pb, As et Cu vis-à-vis des autres secteurs. En revanche la contamination au mercure et au cadmium y est la plus importante. L'explication de ces valeurs importantes peut provenir de l'ensemble des activités industrielles métallurgiques du bassin de l'Allier dans le département du Puy-de-Dôme (métallurgie, armement, coutellerie), élevée également pour le mercure et le cadmium chez les loutres du même secteur (Lemarchand *et al.*, 2010), confirmant une accumulation locale et une contamination importante des réseaux trophiques. Pour tous les autres sites, il n'existe pas de pic flagrant de concentration pour les métaux lourds. La contamination semble donc assez générale sur l'ensemble du bassin et semble difficile à relier à une source locale précise (contamination de type « bruit de fond »), quel que soit le métal considéré.

Enfin, lorsque les concentrations en métaux ont été comparées entre corbicules et *Unionidae* sur les 2 sites où les 2 groupes étaient présents, aucune différence significative n'est apparue. En revanche, la moyenne des concentrations de l'ensemble du bassin a été calculée à la fois pour les corbicules et les *Unionidae* sans tenir compte de l'effet site, montrant cette fois-ci des distinctions intéressantes. Ainsi les corbicules ont tendance à accumuler beaucoup plus l'As, le Pb, le Cd et le Cu que les *Unionidae*. Seul le Mercure semble être accumulé de façon à peu près similaire par les deux groupes taxonomiques d'organismes. Les *Unionidae* seraient donc moins sensibles aux pollutions métalliques que les corbicules. Cette hypothèse a déjà été avancée par Faria *et al.* (2010), qui ont mis en évidence une production de métallothionéine (protéine de détoxification) plus importante et une mortalité moindre chez les *Unionidae*. Il semble donc y avoir une certaine variabilité interspécifique dans l'accumulation de composés métalliques et le fait que cette dernière soit plus importante dans les corbicules constitue potentiellement un risque toxique pour les prédateurs de moules : cette espèce constitue une proie facile à capturer compte tenu des densités atteintes sur certains secteurs, exposant donc les prédateurs de manière plus intense et croissante.

IV.5. 1.c. Contamination par les pesticides organophosphorés, herbicides et pyréthrine

Aucun de ces composés n'a été détecté dans les tissus des moules (corbicules ou *Unionidae*), dans les échantillons, quel que soit le site considéré. Il semble donc que les modalités particulières d'accumulation de ces composés, restant globalement rares dans les tissus des espèces analysées ici, se vérifient également pour les mollusques, sans que l'on puisse toutefois attester de l'absence de conséquences toxicologiques induites compte tenu du manque de recul et de références bibliographiques sur ce sujet.

IV.5. 2. Contamination des écrevisses

IV.5. 2.a. Contamination par les pesticides organochlorés (OC) et PCBs

Les résultats de contamination des écrevisses par les organochlorés (pesticides et PCBs) sont représentés dans le tableau 4.4.

Tableau 4.4. Concentrations moyennes en pesticides organochlorés et PCBs (min-max) mesurées dans les écrevisses du bassin de la Loire (en mg/kg de lipides)

Site	Espèce concernée	DDTs	PCBs
Loire supérieure	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0,09 (0-0.24)	9,78 (4,6-14,8)
Allier amont	<i>Orconectes limosus</i>	0,30 (0.05-0.8)	6,73 (6.1-7.3)
Loire amont	<i>Orconectes limosus</i>	0,07 (0-0.2)	8,70 (6,4-11,8)
Allier Vichy	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0,06 (0,02-0,1)	7,50 (6,9-8,1)
Bec Allier	<i>Orconectes limosus</i>	0,04 (0-0,09)	8,13 (4,5-11,9)
Val Orléans	<i>Orconectes limosus</i>	0,21 (0-0,8)	9,23 (7,8-11,2)
Vienne	<i>Orconectes limosus</i>	0,06 (0-0,15)	8,44 (5,6-11,3)
Loire aval	<i>Orconectes limosus</i>	0,07 (0-0,19)	7,65 (4,8-12,9)
Estuaire & zones h.	<i>Procambarus clarkii</i>	0,07 (0-0,26)	9,46 (6,5-12,5)



Figure 4.25. L'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), bien que présente dans certaines rivières affluentes de la Loire moyenne, est surtout abondante au niveau de la zone estuarienne et des grands marais de l'Ouest.

Sur les huit pesticides OC analysés, seul le DDE a été retrouvé dans la totalité des homogénats d'écrevisses échantillonnées. La contamination au DDE concerne donc les trois espèces d'écrevisses américaines introduites et l'ensemble des sites (figure 4.25). Le DDT a également été mesuré mais uniquement sur les sites de Vichy et de la Vienne, et les valeurs ont été ajoutées à celles du DDE (constituant les DDTs). A la différence des moules (corbicules ou *Unionidae*), le lindane et l'endosulfan n'ont pas été retrouvés dans les tissus d'écrevisses, quelle que soit l'espèce concernée et le lieu.

Les concentrations en pesticides OC, en l'occurrence en DDTs (0,13 mg/kg de lipides en moyenne), ne sont pas significativement différentes d'un site à l'autre et semblent être

supérieures à celles retrouvées dans les travaux comparables de la littérature. En effet sur la Meuse, les tissus d'*Orconectes limosus* présentaient des taux de DDTs de 0,553 à 4,278 ng/kg de poids sec (Schilderman *et al.*, 1999). Cependant les valeurs enregistrées ici restent éloignées des seuils toxiques pouvant tuer 50 % des écrevisses en 24 H (DDT= 0,588 mg/kg) établis par Huner & Bar en 1991 (*in* Arrignon, 2004).

Concernant les PCBs, qui représentent là encore les composés organochlorés les plus abondamment retrouvés (8,91 mg/kg de lipides en moyenne) et détectés systématiquement dans tous les homogénats analysés, les contaminations ne sont pas significativement différentes d'un site à l'autre, avec des valeurs s'échelonnant entre 4,6 et 14,8 mg/kg. Ces concentrations minimum et maximum, très variables, ont d'ailleurs été retrouvées sur un même secteur (Loire supérieure). Ces valeurs sont nettement supérieures à celles que l'on rencontre dans la littérature avec des teneurs allant de 0,0102 à 0,0204 mg/kg de poids sec sur la Meuse en Belgique (Schilderman *et al.*, 1999) ou ne dépassant pas 2 mg/kg de poids frais dans les écrevisses du lac Léman (Ortelli *et al.*, 2009).

A l'instar des mollusques, les analyses statistiques menées pour comparer les valeurs observées au sein des différentes espèces indépendamment de l'effet du site considéré, n'ont pas révélé de différences significatives interspécifiques entre *Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus* et *Procambarus clarkii*.

IV.5. 2.b. Contamination par les métaux

Les résultats de contamination des écrevisses par les métaux sont représentés dans le tableau 4.5. A l'exception de l'Arsenic, qui n'a été découvert dans aucune des 3 espèces ni dans aucun des neuf secteurs d'étude, tous les autres métaux recherchés (mercure, plomb, cuivre, cadmium) ont été trouvés dans les tissus des écrevisses. Pour ces éléments les individus sont systématiquement contaminés quel que soit l'espèce ou le site considérés.

Le métal le plus abondamment retrouvé dans les écrevisses, comme pour les autres taxons de cette étude est le cuivre, avec 89,4 mg/kg de lipides en moyenne. Le mercure et le cadmium sont les deux éléments les plus abondants après le cuivre, avec des concentrations moyennes mesurées à 0,67 mg/kg de lipides en moyenne pour le mercure et 0,56 mg/kg de lipides en moyenne pour le cadmium. Les concentrations moyennes en plomb sont en

revanche restées relativement faibles (0,04 mg/kg de lipides) par comparaison avec les autres métaux.

Tableau 4.5. Concentrations moyennes en métaux (min-max) mesurées dans les écrevisses du bassin de la Loire en mg/kg de lipides

Site	Espèce	Plomb	Cadmium	Cuivre	Mercur
Loire supérieure	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0,04 (0,01-0,06)	0,86 (0-2,4)	103,62 (78,5-140,8)	0,7 (0,4-1,1)
Allier amont	<i>Orconectes limosus</i>	0,013 (0,01-0,02)	0,4 (0,3-0,5)	64,333 (58,9-71,8)	0,367 (0,3-0,4)
Loire amont	<i>Orconectes limosus</i>	0,03 (0,02-0,04)	0,733 (0,6-0,9)	89,6 (77,8-101,2)	0,5 (0,3-0,8)
Allier Vichy	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0,04 (0,02-0,06)	0,35 (0-0,7)	71,1 (67,8-74,4)	0,35 (0,2-0,5)
Bec Allier	<i>Orconectes limosus</i>	0,021 (0-0,04)	0,81 (0,09-1,7)	111,3 (98,4-124,7)	0,6 (0,2-0,9)
Val Orléans	<i>Orconectes limosus</i>	0,025 (0,01-0,05)	0,175 (0-0,6)	117,35 (98,6-140,8)	0,85 (0,5-1,2)
Vienne	<i>Orconectes limosus</i>	0,052 (0,04-0,07)	0,92 (0,5-1,2)	89,2 (75,4-101,2)	0,7 (0,5-1,1)
Loire aval	<i>Orconectes limosus</i>	0,017 (0-0,03)	0,34 (0,09-0,5)	71,7 (56,7-89,2)	0,9 (0,3-1,2)
Estuaire	<i>Procambarus clarkii</i>	0,028 (0-0,05)	0,48 (0-0,9)	78,2 (31,2-106,6)	0,648 (0,4-1,1)

A l'exception du Cuivre, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les différents sites et ce, quel que soit le métal considéré. Les différences observées d'accumulation de métaux entre les trois espèces d'écrevisses lorsque la moyenne des concentrations a été calculée pour l'ensemble du bassin ne se sont pas non plus avérées significatives. Concernant le cuivre, des différences ont pu être mises en évidence entre certains sites seulement (figure 4.26). Ainsi, les concentrations en Allier amont sont significativement plus faibles qu'en Loire amont, au bec d'Allier, au Val d'Orléans ou sur la Vienne ($p < 0,05$), confirmant ainsi les résultats trouvés avec les moules. Le site d'Orléans présente, quant à lui une contamination plus importante que celui de la Vienne ($p < 0,05$). Ces différences demeurent cependant trop ténues pour établir une tendance franche pour le bassin entier, au sein par exemple d'un gradient amont aval.

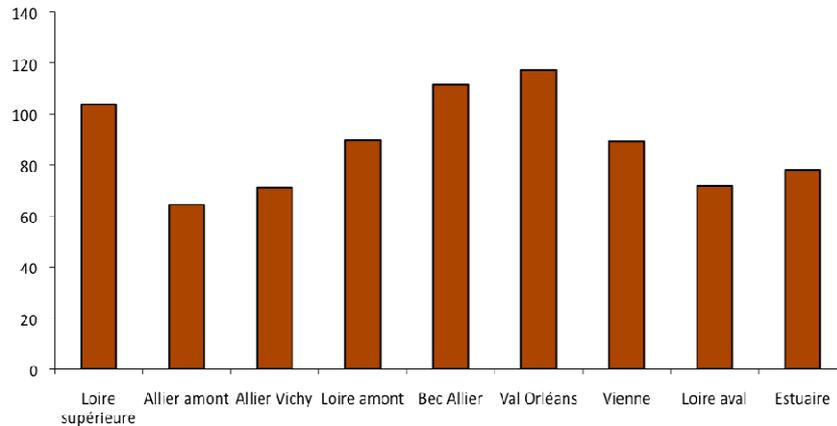


Figure 4.26. Contamination des écrevisses du bassin ligérien par le cuivre (mg/kg de lipides).

IV.5. 2.c. Contamination par les autres pesticides analysés

Comme nous l’avons observé pour les mollusques, les pesticides organophosphorés, herbicides et pyréthrines n’ont pas été retrouvés dans les tissus d’écrevisses, et ce, quel que soit le site ou l’espèce considérés. Là encore, il reste délicat d’attester de l’absence de conséquences toxicologiques induites compte tenu du manque de recul et de références bibliographiques sur ce sujet.

IV.5.3. Comparaison entre les contaminations des moules et des écrevisses

La comparaison des concentrations observées pour certains éléments toxiques étudiés ici peut permettre d’évaluer la contamination globale des organismes de niveau trophique inférieur, même si leur écologie et leur mobilité sont différentes, en vue d’estimer ensuite les transferts potentiels vers les compartiments trophiques supérieurs. Une telle approche ne peut cependant être qu’indicative, en l’absence de connaissance locale et exhaustive du régime alimentaire des différentes espèces prédatrices.

Ainsi pour les pesticides organochlorés, il apparaît nettement une différence significative de la contamination entre les mollusques et les écrevisses, ces dernières étant nettement moins contaminées ($p < 0,05$). Le mode de vie fixé et le mode de nutrition par filtration des mollusques expliquent très probablement cette accumulation supérieure des pesticides organochlorés, par rapport aux écrevisses, plus nomades et dont le régime alimentaire est plus diversifié et variable au cours de leur cycle de développement. En revanche pour les PCBs sur le bassin ligérien, leur accumulation dans les écrevisses est plus

importante que dans les moules (d'un facteur d'environ 3,5, $p < 0,05$, figure 4.27). Le fait que les écrevisses accumulent davantage les PCBs que les moules pourrait être lié au caractère très lipophile de ces substances (qui ne se retrouvent donc que très peu dans l'eau) et aux caractéristiques du régime alimentaire et du mode de nutrition des espèces. Il paraît tout à fait logique que les moules, espèces filtreuses, soient moins contaminées que les écrevisses, espèces omnivores et qui consomment donc fréquemment de la nourriture potentiellement contaminée par les PCBs, notamment les proies vivant dans le sédiment.

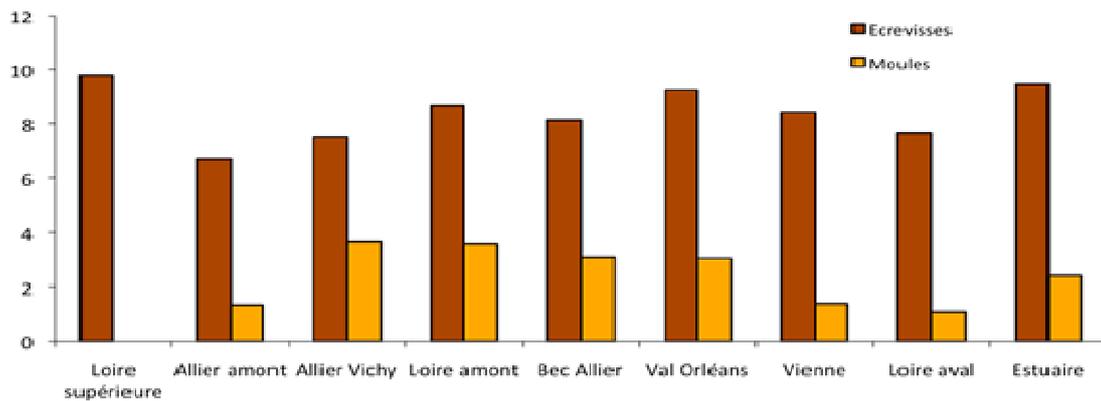


Figure 4.27. Contamination des mollusques et écrevisses du bassin ligérien par les PCBs (mg/kg de lipides).

Les valeurs de PCBs retrouvées sur le bassin ligérien se situent dans le même ordre de grandeur que celles que l'on peut retrouver dans la bibliographie pour les moules (Chevreuil *et al.*, 1996 ; Binelli *et al.*, 2001 ; Binelli et Provini, 2003). En revanche les concentrations du bassin de la Loire sont nettement supérieures lorsqu'on s'intéresse aux écrevisses. Dans le lac Léman par exemple, des valeurs de 0,3 à 2 mg/kg de poids frais ont été mesurées dans les tissus d'écrevisses (Ortelli *et al.*, 2009) et en Belgique, sur la Meuse, les écrevisses américaines présentaient seulement des concentrations de 0,0104 à 0,0207 mg/kg de poids sec (Schilderman *et al.*, 1999).

Pour les métaux, si l'arsenic reste un cas particulier dans la mesure où cet élément n'a pas été retrouvé dans les tissus des écrevisses mais seulement dans les mollusques, des comparaisons peuvent être effectuées entre les taxons pour les autres métaux dosés. Ainsi, à l'échelle du bassin versant global, la contamination des corbicules par le cadmium et le plomb est significativement supérieure à celle des écrevisses ($p < 0,05$), mais selon les sites d'études ces différences, très importantes par exemple sur le Val d'Orléans ou la Vienne, sont plus ou moins marquées. Le plomb possédant un coefficient de partition élevé (qui témoigne d'une forte affinité pour les matières en suspension, Davide *et al.*, 2003), il n'est pas anormal que

les moules soient plus contaminées au plomb que les écrevisses puisque de par leurs activités de filtration importantes et leur mode de vie en contact permanent avec le sédiment elles se retrouvent plus exposées à ce type de polluant. Pour le cuivre et le mercure, la situation est inverse, les écrevisses étant davantage contaminées que les mollusques à l'échelle du bassin versant global ($p < 0,05$, figure 4.28). Il reste cependant délicat d'évaluer la contamination au cuivre chez les écrevisses car ce métal est un oligo-élément essentiel pour ces crustacés, indispensable au fonctionnement de l'hémocyanine, pigment impliqué dans le transport de l'oxygène, et qui est donc régulé de façon efficace par leur organisme. Cependant, de façon générale les concentrations observées sont relativement faibles en comparaison d'autres grands fleuves ou rivières comme la Moselle où les concentrations atteignent 89 à 952 mg/kg de poids sec dans les moules zébrées (Vinot et Pihan, 2005) ou la Seine où ces concentrations varient de 13 à 170 mg/kg de poids sec (Chevreuil *et al.*, 1996).

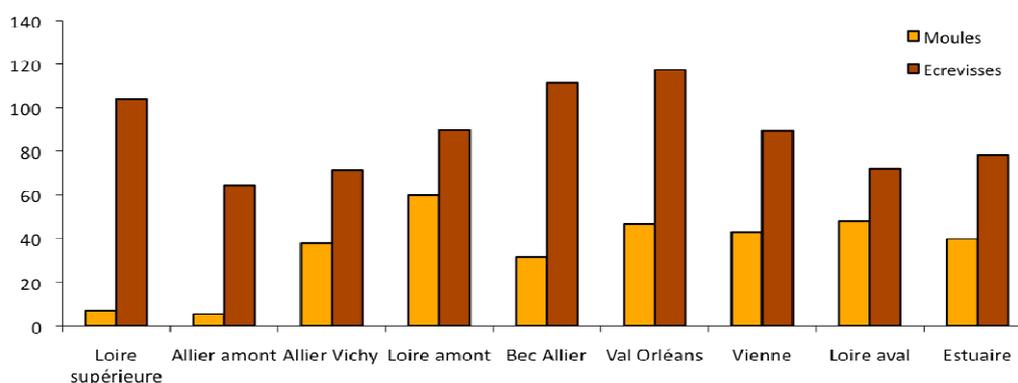


Figure 4.28. Contamination des moules et écrevisses du bassin ligérien par le cuivre (mg/kg de lipides).

Enfin, les pesticides organophosphorés, les herbicides et les pyréthrines n'ont pas été retrouvés dans les tissus des écrevisses, comme dans le cas des mollusques. Cependant, ils ont pu être mesurés mais de façon anecdotique dans les tissus des poissons, des cormorans et des loutres (voir ci avant). Le fait de ne pas retrouver de pesticides organophosphorés dans les espèces du bassin ligérien vient ici confirmer l'étude écotoxicologique menée par Gitahi *et al.* (2002), la courte demi-vie des organophosphorés limitant leur entrée dans les réseaux trophiques aquatiques via les poissons ou les invertébrés (Lalah et Wandiga, 1996 *in* Gitahi *et al.*, 2002), mais ceci ne signifie pas pour autant que ces substances n'ont pas d'impact sur l'environnement. Les écosystèmes aquatiques peuvent être touchés à court terme avant que ces substances ne soient dégradées en produits non toxiques (Gitahi *et al.*, 2002). Les

pyréthrines sont des composés a priori peu persistants dans l'environnement, et ne semblent ni bioconcentrés ni bioamplifiés par les organismes (Chassard-Bouchaud, 1995), bien qu'elles soient très toxiques pour les poissons et vertébrés à sang froid (Denhez, 2005). Le fait de ne retrouver aucune molécule de la famille des pyréthrines dans nos analyses viendrait renforcer l'idée que ces composés ne s'accumulent pas au sein des réseaux trophiques. Pour les herbicides recherchés et non retrouvés dans les tissus de nos spécimens, les mêmes hypothèses pourraient être avancées, tout comme un comportement physico-chimique (biodégradabilité) particulier ou bien un caractère très peu lipophile de ces molécules. Le manque de recul et de pistes issues de travaux similaires impose cependant une certaine prudence relative à toute conclusion définitive.

IV.5.4. Conclusion

Sur le bassin ligérien on remarque une contamination quasi systématique des invertébrés par différents éléments toxiques et ce, quelle que soit l'espèce concernée. Parmi les polluants les plus fréquemment retrouvés on peut citer le cuivre, le mercure, le cadmium et les PCBs avec des valeurs légèrement supérieures à celles que l'on peut retrouver sur d'autres cours d'eau européens ou internationaux, notamment pour les PCBs. En revanche, certains xénobiotiques n'ont jamais été retrouvés dans les tissus d'écrevisses et de moules tels les pyréthrines, qui sont des herbicides émergents, les herbicides ou les pesticides organophosphorés. On ne note pas d'augmentation de la concentration des pesticides organochlorés, des PCBs ou des métaux lourds dans les tissus de l'amont vers l'aval du bassin de la Loire. Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les sites, concernant la contamination des moules et écrevisses par les pesticides organochlorés et PCBs. En revanche des distinctions intéressantes entre les espèces ont été mises en évidence quant à la concentration des polluants dans leurs tissus, notamment pour les PCBs, le cuivre et le mercure, ce dernier élément, davantage concentré au sein des tissus d'écrevisses que des mollusques, étant susceptible d'être transféré en proportions importantes à la loutre par prédation, cette dernière étant un prédateur très actif de crustacés.

V. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Cette étude globale, menée trois années durant sur l'ensemble du bassin de la Loire a permis, d'une part, de confirmer des données préliminaires sur certaines espèces, et, d'autre part, a très significativement complété la connaissance de la contamination globale d'espèces de niveaux trophiques différents. Ainsi, pour la Loutre d'Europe, les résultats concernant le bassin de la Loire viennent compléter ceux acquis dans d'autres régions de France, notamment dans le Sud-Ouest, et concernent désormais un échantillon d'individus et une surface géographique d'étude très importante, à l'échelle internationale. Les données concernant les Grands cormorans et surtout les Balbuzards pêcheurs sont très rares à l'échelle européenne, et ce travail constitue donc une référence ouest-européenne pour la connaissance de la contamination du rapace migrateur. De même, les résultats concernant les bivalves d'eau douce et les écrevisses sont susceptibles d'améliorer la compréhension de la toxicité de certains contaminants environnementaux sur des espèces invasives.

Parmi les principaux résultats de ce travail, il convient de retenir le caractère universel de la contamination : aucun individu d'aucune espèce n'est ainsi apparu exempt des xénobiotiques recherchés, quel que soit le site d'étude retenu dans le bassin de la Loire. Parmi les 54 éléments recherchés systématiquement, les pesticides organochlorés, les polychlorobiphényles (PCBs) et les métaux, notamment le mercure, se sont avérés les plus fréquents. Les travaux visant à identifier et traiter les sources de pollution devront donc concerner l'ensemble du bassin, et non uniquement les sites les plus contaminés déjà connus (anciens bassins industriels, grandes agglomérations...).

Les résultats ont souvent mis en évidence une importante variabilité inter- et intra spécifique de la contamination, ce qui semble logique au vu de la diversité des espèces retenues, de leurs habitats et de la variabilité locale de leur régime alimentaire, la voie trophique étant la source principale de contamination des individus. En dépit de cette variabilité, de grandes tendances peuvent être soulignées : ainsi, les ordres de grandeur des contaminants principaux sont les mêmes pour les trois espèces de super prédateurs (loutre, balbuzard, cormoran), ce qui souligne, même pour des espèces migratrices, l'existence d'une contamination généralisée de l'ensemble des compartiments trophiques, et d'un flux non linéaire mais réel de contaminants.

Les pesticides les plus « modernes », ou en tous les cas ceux mis sur le marché après l'interdiction progressive des organochlorés, très rémanents, apparaissent nettement plus rares que ces derniers chez les super prédateurs. Ainsi, les pesticides organophosphorés, les

carbamates, les pyréthrinés, les herbicides recherchés ont été peu abondants dans les balbuzards et quasiment absents chez les loutres et les cormorans. Une rémanence et une toxicité plus faible de ces composés pourrait être suggérée, limitant leur accumulation, mais une certaine prudence doit également être respectée dans cette interprétation, dans la mesure où leur introduction relativement récente dans l'environnement aquatique a pu retarder leur intégration aux réseaux trophiques jusqu'au super prédateurs, et où des cas d'intoxications de prédateurs terrestres ont été rapportés à de nombreuses reprises, notamment chez les oiseaux. Il conviendra donc de poursuivre les mesures de ces pesticides dans les espèces aquatiques, afin de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

Aucune espèce parmi celles étudiées ici ne semble menacée à court terme suite à la contamination par les xénobiotiques. Ces observations constituent une amélioration de la perspective de conservation des espèces patrimoniales comme la loutre ou le balbuzard pêcheur, qui étaient directement menacés d'extinction suite à la contamination par les pesticides organochlorés il y a encore 20 ou 30 ans. Des interrogations demeurent cependant, notamment pour des espèces confrontées à de multiples causes de régression, pour qui la contamination peut constituer un élément aggravant. Ainsi, l'anguille européenne, menacée par la surpêche, la dégradation des habitats, la perturbation des corridors de migration et les conséquences des changements globaux sur les courants marins, est par ailleurs une espèce fortement accumulatrice pouvant être impactée par la contamination par les PCBs ou encore le mercure. Certains mollusques rhéophiles autochtones, perturbés par la rétention de sédiments dans les barrages et par la concurrence avec les corbicules asiatiques, sont également menacés, via leur activité de filtration, par les PCBs ou certains métaux. L'accumulation de certains éléments dans les tissus des poissons, même s'ils ne remettent pas -encore- en cause leur consommation, risque de se traduire par des restrictions de l'activité de pêche, dommageable sur le plan économique, tant pour la pêche professionnelle que pour la pêche de loisirs, très développée en France. Les efforts d'amélioration de la qualité des eaux, de dépollution des sédiments des rivières ou des retenues, de maîtrise des rejets domestiques, agricoles, industriels et d'épuration devront donc prendre en compte l'ensemble des espèces, et non se baser sur les exigences des fleurons de la biodiversité.

La diminution progressive des concentrations de certains éléments dans les tissus des espèces (comme la loutre) étudiées sur le long terme en France et en Europe et, notamment, les pesticides organochlorés, ou dans une moindre mesure, les PCBs, traduit les effets positifs de la maîtrise des rejets ou de l'interdiction de composés. La présence de stocks anciens,

disséminés sur le bassin (parfois dans des friches industrielles en bordure de cours d'eau ou entreposés dans d'anciennes gravières) maintient cependant le risque d'une contamination aigue, par exemple suite à d'importantes inondations. L'identification récente des sites industriels inondables en cas de crue centennale du bassin de la Loire, menée au cours du Plan Loire Nature 2007-2013, peut se compléter par une mise en sécurité de ces stocks anciens, au moyens d'information et d'intervention auprès de leurs détenteurs (industriels, coopératives agricoles).

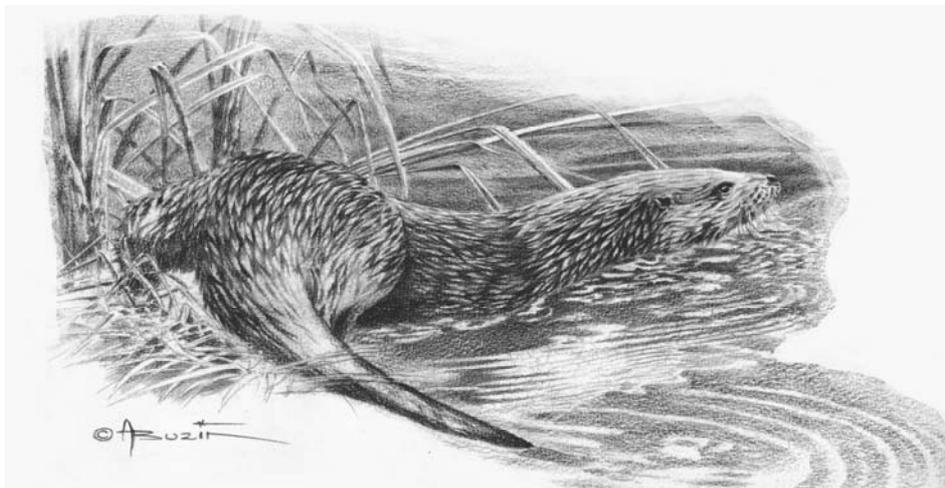
Enfin, la poursuite de dosages réguliers de composés xénobiotiques, de résidus pharmaceutiques ou médicamenteux dans divers compartiments de la faune sauvage, sera riche d'information sur le niveau de contamination en temps réel, mais aussi de l'impact éventuel d'évènements imprévisibles ou au contraire de l'amélioration de l'état du bassin suite à des mesures de maîtrise des flux de polluants.

Figure 5.1. Les spécimens ont fait l'objet d'examens systématiques (biométrie et diagnostic sur l'état de santé général), menés par des spécialistes en médecine vétérinaire, en écotoxicologie et en biologie de la faune sauvage, avant tout prélèvement d'organes et de tissus destinés au laboratoire de toxicologie de VetAgroSup (photo. R. Rosoux)





Figure 5.2. Les échantillons de Loutre d'Europe ont concerné près de 200 spécimens, prélevés dans l'ensemble de la France depuis 1982. Dans certaines régions, nous pouvons donc observer l'évolution des concentrations en contaminants sur un pas de temps de plus d'un quart de siècle (photo P. Garguil).



VI. REMERCIEMENTS

A l'issue de cette étude initiée en 2010 et qui a mobilisé de nombreux partenaires financiers et de multiples collaborateurs de terrain, sans oublier les services de l'Etat et des administrations départementales et régionales qui ont facilité nos démarches pour les manipulations et transferts d'espèces protégées, nous tenons particulièrement à remercier :

L'ensemble des partenaires du Plan Loire Grandeur Nature 2007-2013, notamment les structures des plates-formes « Recherche / Données / Informations » et « Eau, Espaces, Espèces », l'Établissement Public Loire, l'Agence de l'Eau Loire Bretagne, le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER) Loire, le Parc interrégional du Marais Poitevin, le Muséum d'Orléans, la DREAL Centre, coordinatrice pour le bassin de la Loire, mais aussi l'ensemble des DREAL et des Conseils Régionaux ayant participé (Centre, Poitou-Charentes, Pays de Loire, Auvergne, Limousin Bourgogne et Aquitaine), la Direction de la Nature et des Paysages du Ministère chargé de l'environnement, les Directions Départementales des Territoires de nombreux départements (41, 45, 36, 37 et 18 ; 19, 23, 15, 63, 03, 87, 43, 48, 12, 43, 71, 07...), les Délégations Interrégionales et les Services Départementaux de l'ONCFS (41, 45, 36, 37 et 18 ; 19, 23, 15, 63, 03, 87, 48, 12, 43, 07...), l'ONEMA, les fédérations des pêcheurs, les fédérations des chasseurs, les Réserves naturelles de France : RN Michel Brosselin, RN de l'étang du Cousseau, RN de la Baie d'Yves, RN de la Baie de l'Aiguillon, RN du Marais de Sébastopol, RN de Moëze Brouage, le Marais aux Oiseaux de l'Île d'Oléron, la RNVL, la RN du Val d'Allier et la RNBA, les Parcs naturels (le PN des Cévennes, le PNR des Landes de Gascogne, le PNR des Volcans d'Auvergne, le PNR Livradois-Forez, le PNR de Brenne, le PNR de Brière, le PNR Loire-Anjou-Touraine, le PNR du Morvan, le PNR des Monts d'Ardèche, le PNR du Plateau de Millevaches), les Muséums (de La Rochelle, d'Orléans, de Nantes, de Bordeaux, Musée Lecoq de Clermont Ferrand et le Muséum National d'Histoire Naturelle), les laboratoires et les Universités (LMGE de l'Université Blaise-Pascal de Clermont-Ferrand, l'Université de Liège (Unité de recherches zoogéographiques), le Pôle Sciences de l'Université de La Rochelle), Zoodyssée / parc animalier du département des Deux-Sèvres, Ouest Aménagement, EDF, ERDF, Le bureau d'étude GREGE, les associations de protection de la nature (la Mission Rapaces de la LPO, LNE, ADEV Sud Vendée, la LPO nationale, la LPO Vendée, la LPO 44, la LPO Auvergne, Vienne Nature, Deux-Sèvres Nature, Charente Nature, NE 17, GMHL, GMA, GMB), la Fédération des Conservatoires et les Conservatoires (CEN Centre, CEN Limousin, CEN Auvergne et CEN Allier...), les Centres de soins de l'UFCS et de la LPO, la Pisciculture de Bugeat, le Magasin général de Tarnac, Bruno Gabris des Passeurs de Loire, Guy Bourlès, pêcheur de basse Loire, l'ensemble des naturalistes œuvrant dans l'anonymat pour la protection de la nature...

Nous tenons également à exprimer toute notre gratitude aux proches collaborateurs qui ont souvent gracieusement accordé de leur temps personnel, de leur énergie mais aussi de leurs compétences et de leur savoir-faire à cette entreprise scientifique de longue haleine :

Marie-des-Neiges de Bellefroid, Roland Libois, Christian Bouchardy, Christine Colas, Yves Boulade, Marie-France Larigauderie, Didier Monfort, Rolf Wahl, Lucille Bourroux, Jean-David Chapelin-Viscardi, Anne Trouillon, Sylvain Vrignaud, Sylvain Richier, Emmanuelle Sarat, Sandrine Ruette, André Ulmer, Gilbert Cochet, Christian Amblard, Danièle Vey, Jérémy Sauvanet, Jean-Baptiste Bléhaut, Patrick Martin, Christian Desvillettes, Mickaël Lelièvre, Aurore Baisez, Nicolas Carbo, René Chassain, Arnaud Lafon, Benoît Rossignol, Renaud Colin, Jean-Claude Eude, Armelle Denis, Maud Franchet, Jean-Paul Bravard, Jean-Pierre Berthon et le Conseil Scientifique du PLGN, Benoît Jehannet, Stéphanie Hudin, Nicolas Carbo, Maurice Raymond, Jean-Pierre Brun, Gilles Perrodin, Didier Montfort, Gérard Tardivo, Hugues Des Touches, Xavier Baron, Frédéric Fonteneau, Loïc et Pierrick Marion, Franck Simonnet, David Grémillet, Jean-Claude Lefeuvre, Adrien Beck, Marie-Eve Pévide, Céline Talon, Justine Rivoalen...

Merci enfin à toutes les personnes discrètes qui nous ont aidés ponctuellement ou qui ont facilité nos investigations techniques ou nos démarches dans le cadre des procédures administratives et réglementaires ...

VII. VALORISATION DES TRAVAUX

Les travaux de recherche synthétisés ci-avant ont fait l'objet de plusieurs publications, au fur et à mesure de la réalisation du projet, entre 2010 et 2012. Ces publications ont été de divers types, comme des publications dans des revues internationales et nationales à comité de lecture, un chapitre d'ouvrage scientifique, des plaquettes techniques destinées aux professionnels de l'environnement et aux gestionnaires, des revues naturalistes, des articles de presse (dont un dans le journal « Le Monde »), ou encore des passages télévisés (France 3 Centre), présentant notamment le programme de suivi du balbuzard. Au moment de la publication du présent document (automne 2012), d'autres publications, portant notamment sur les résultats concernant les cormorans et les invertébrés, sont en cours de rédaction.

Ces divers travaux, listés ci-dessous, sont également repris (et le cas échéant disponibles) sur le site du Plan Loire ; ils sont complétés par les congrès nationaux et internationaux au cours desquels les résultats ont également été présentés, sous la forme de communications orales ou affichées (posters), en plus des réunions de travail de la plateforme Recherche / Données / Information du Plan Loire 2007-2013 au cours desquelles ces travaux ont été exposés et diffusés.

Revues internationales à comité de lecture :

* Tissue concentrations of pesticides, PCBs and metals among ospreys, (*Pandion haliaetus*), collected in France. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88 (2012): 89-93. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R., PENIDE, M.-E. & BERNY, P.

* Ecotoxicology of the European otter (*Lutra lutra*) along Loire River (France) and predictable trends due to global change. *Otter Specialist Group Bulletin* 28B (2011): 5-14. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P.

* Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from upper Loire river catchment (France). *Chemosphere* 80 (2010): 1120-1124. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P.

Chapitre d'ouvrage scientifique international :

* Semi aquatic top-predators as sentinels of diversity and dynamics of pesticides in aquatic food webs. The case of European otter (*Lutra lutra*) and Osprey (*Pandion haliaetus*) in Loire River catchment, France. In: Stoytcheva, M. (ed.), *Pesticides in the Modern World: Risks and benefits*. InTech, ISBN 978-953-307-458-0. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P. (2011).

Revues nationales à comité de lecture et articles de presse :

- La loutre d'Europe dans le Massif central : prédateur opportuniste, indicateur de la fonctionnalité des corridors écologiques aquatiques et espèce sentinelle des milieux aquatiques. *Le courrier de la nature* 266 : 22-29. LEMARCHAND, C., BOULADE, Y. ROSOUX, R., BERNY, P. GOUILLOUX, N. & BOUCHARDY, C. (2012).
- Naguère menacée de disparition, la loutre repeuple les rivières. VINCENT, C., LEMARCHAND, C., ROSOUX, R., RICHIER, S. & BERNY, P. *Le Monde*, 21 août 2010.

Plaquettes techniques :

* L'écrevisse à pattes blanches, histoire d'une sauvegarde. Catiche Productions, ISBN 978-2-917568-03-3 (plaquette technique, 32 pages). Lemarchand, C. (2012).

* La Loutre d'Europe, histoire d'une sauvegarde. Catiche Productions, ISBN 978-2-917568-02-6 (plaquette technique, 32 pages). LEMARCHAND, C. & BOUCHARDY, C. (2011).

* Le castor et la loutre sur le bassin de la Loire. Synthèse des connaissances 2010. Réseau mammifères du bassin de la Loire, ONCFS, Plan Loire Grandeur Nature, 84p. Ouvrage collectif, RICHIER, S. & SARAT, E. (coord.) et collaborateurs (2011).

Congrès et colloques scientifiques :

* Ecotoxicology of the eurasian Otter (*Lutra lutra*) along Loire River (France) and predictable trends due to global change. Communication orale, IUCN XIth International Otter Colloquium, Pavia (Italy). LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P. (2011).

* La faune du bassin de la Loire, patrimoine naturel et sentinelle de la qualité du fleuve. Communication orale présentée au séminaire « Biodiversité du bassin de la Loire, facteurs déterminants et interactions ». Zone Atelier Loire et UMR CNRS Citeres. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P. (2011).

* La loutre d'Europe dans le bassin de la Loire. Suivi de la recolonisation et recherches écotoxicologiques. Communication orale au Séminaire de la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels sur le patrimoine naturel ligérien. LEMARCHAND, C., ROSOUX, R. & BERNY, P. (2010).

* « Le retour de la loutre dans le bassin Seine-Normandie, de la Loire aux rivières d'Ile-de-France, un chemin semé d'embuches ». Communication orale présentée au colloque international « La trame verte et bleue : la continuité de la Vie », organisé par Natureparif, la Fédération des Parcs naturels régionaux, le MNHN et le MEEDDAT. LEMARCHAND, C., BOUCHARDY, C. & ROSOUX, R. (2009).

VIII. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFSSA (ANSES) (2011).** French food composition table. Table Ciqual. Disponible sur : <http://www.anses.fr/TableCIQUAL/>
- Anderson, D.W., Suchanek, T.H., Eagles-Smith, C.A. & Cahill TM Jr. (2008).** Mercury residues and productivity in osprey and grebes from a mine-dominated ecosystem. *Ecol Appl.* **18**: 227-238.
- Babut, M. & Miège, C. (2007).** Contamination des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles. Synthèse des données recueillies en 2005-2006. Cemagref, Préfecture du Rhône.
- Babut, M. & G. Keck (2006).** Contamination des poissons les polychlorobiphényles: synthèse bibliographique - Note d'étape - Cemagref - Ecole Vétérinaire de Lyon
- Baisez, A. & Lafaille, P. (2005).** Un outil d'aide à la gestion de l'anguille : Le tableau de bord du bassin Loire. *Bulletin Français Pêche et Pisciculture* **378-379** :115-130.
- Beck, A. (2011).** Contribution à l'étude de la contamination par les polluants organiques persistants et les métaux lourds des animaux de la chaîne alimentaire du bassin versant de la Loire : cas particulier des Poissons. Mémoire de thèse de doctorat vétérinaire, université Claude Bernard Lyon 1.
- Berny, P., Lachaux, O., Buronfosse, T., Mazallon, M. & Gillet, C. (2002).** Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as indicators of freshwater contamination with lindane. *Environ. Res.* **90**: 142-151.
- Berny, P.J., Veniat, A. & Mazallon, M. (2003).** Bioaccumulation of lead, cadmium, and lindane in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and associated risk for bioconcentration in tufted duck (*Aythya fuligula*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **71**: 90-97.
- Binelli, A. & Proveni, A. (2003).** The PCB pollution of Lakes Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. *Chemosphere* **53**: 143-151.
- Boscher, A., Gobert, S., Guignard, C., Ziebel, J., L'Hoste, L., Gutleb, A.C., Cauchie, H.-M., Hoffmann, L. & Schmidt, G. (2010).** Chemical contaminants in fish species from rivers in the North of Luxembourg: Potential impact on the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Chemosphere* **78**: 785-792.
- Bouwman, H., Polder, A., Venter, B. & Skaare, J. (2008).** Organochlorine contaminants in cormorant, darter, egret, and ibis eggs from South Africa. *Chemosphere* **71** : 227-241.
- Bustillo, V. (2009).** Modélisation de l'influence du changement climatique sur l'hydrologie et la température des cours d'eau du bassin de la Loire. Plan Loire Grandeur Nature.
- Camusso, M., Balestrini, R. & Binelli, A. (2001).** Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere* **44**: 263-270.
- Chassard-Bouchaud, C. (1995).** L'écotoxicologie. Que sais-je. Presses universitaires de France, Paris, 128 pp.
- Chevreuil, M., Blanchard, M., Teil, M.J., Carru, A.M., Testard, P. & Chesterikoff, A. (1996).** Evaluation of the pollution by organochlorinated compounds (polychlorobiphenyls and pesticides) and metals (Cd, Cr, Cu and Pb) in the water and in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha pallas*) of the river Seine. *Water, Air, and Soil Pollution* **88**: 371-381.
- Chu, S., Henny, C.J., Kaiser, J.L., Drouillard, K.G., Haffner, G.D. & Letcher, R.J. (2007).** Dacthal and chlorophenoxy herbicides and chlorothalonil fungicide in eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) from the Duwamish-Lake Washington-Puget Sound area of Washington state, USA. *Environ Pollut.* **145**: 374-381.
- Cochet, G. (2004).** La moule perlière et les naïades de France. Catiche Productions, 32p.
- Colas, C, Caurant, F., Rosoux, R. & De Bellefroid, M.D.N. (2006).** Recherche de contaminants organiques et métalliques chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans l'ouest de la France. Rapport de synthèse, plan de restauration national. Université de La Rochelle – UMR 6217 CNRS, Université de Bordeaux I – UMR 5472 CNRS, MEDD, DIREN Poitou-Charentes, Région Poitou-Charentes, Ville de La Rochelle.
- Corvi, C., Zimmerli, P., Orтели, D., Khim-Heang, G. S. & Becker-Ecker Van Slooten, K. (2005).** Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman. Rapport Commission International pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2004 : 55-78.

- Cramp S. & Simmons KEL (1977).** The Birds of the Western Palearctic Volume I. Oxford University Press, Oxford, New York, 722 p.
- Custer TW, Custer CM, Hines RK, Gutreuter S, Stromborg KL, Allen PD, Melancon MJ (1999).** Organochlorine contaminants and reproductive success of double-crested cormorants from Green Bay, Wisconsin, USA. *Environ Toxicol Chem* **18**: 1209–1217.
- Davide, V., Pardos, M., Diserens, J., Ugazio, G., Thomas, R. & Dominic, J. (2003).** Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow condition. *Water Research*, **37**: 2847-2864.
- Denhez, F. (2005).** Les pollutions invisibles. Quelles sont les vraies catastrophes écologiques ? Delachaux et Niestlé, Paris, 255 pp.
- Dennis, R. (2008).** A life of ospreys. Whittles Publishing, Dunbeath, Scotland.
- Desgranges, J.-L. Rodrigue J. Tardif B. Laperle M. (1998).** Mercury Accumulation and Biomagnification in Ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay Regions of Québec. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **35** : 330–341.
- Elliott, J. E., Machmer, M. M., Wilson, L. K. and Henny, C. J. (2000).** Contaminants in Ospreys from the Pacific Northwest: II. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury, 1991–1997. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **38**: 93–106.
- Elliott, J.E., Morrissey, C.A., Henny, C.J., Inzunza, E.R., Shaw, P. (2007).** Satellite telemetry and prey sampling reveal contaminant sources to Pacific Northwest ospreys. *Ecol. Appl.* **17**:1223–1233.
- Evans, R.D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S. & Joachim, D.G. (2000).** Distribution of inorganic- and methyl-mercury among tissues in Mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*). *Environ. Res.* **84**: 133-139.
- Ewins, P.J., Postupalsky, S., Hughes, K.D & Weseloh, D.V. (1999).** Organochlorine contaminant residues and shell thickness of eggs from known-age female ospreys (*Pandion haliaetus*) in Michigan during the 1980s. *Environ. Poll.* **104**: 295-304.
- Fabczak, J., Szarek J., Markiewicz, K. & Markiewicz, E. (2003).** Cormorant as a lead contamination bio-indicator in the water environment. *Cormorant Research Group Bulletin* **5**: 40-44.
- Faria, M., Angel Lopez, M., Diez, S. & Barata, C. (2010).** Are native naiads more tolerant to pollution than exotic freshwater bivalve species? A hypothesis tested using physiological responses of three species transplanted to mercury contaminated sites I the Ebro River (NE, Spain). *Chemosphere* **81**: 1218-1226.
- Fonteneau, F., Paillisson, J.-M. & Marion, L. (2009).** Relationships between bird morphology and prey selection in two sympatric Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* subspecies during winter. *Ibis* **151** : 286–298.
- Fournier-Chambrillon, C., Berny, P., Coiffer, O., Barbedienne, P., Dasse, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rosoux, R. & Fournier, P. (2004).** Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *J. Wild. Dis.* **40**: 688-695.
- Francour, P. & Thibault, J.-C. (1996).** The diet of breeding Osprey *Pandion haliaetus* on Corsica: exploitation of a coastal marine environment. *Bird Study* **43**: 129-133.
- Giraudoux, P., Tremollières, C., Barbier, B., Defaut, R., Rieffela, D., Bernarda, N., Lucota, E. & Berny, P. (2006).** Persistence of bromadiolone anticoagulant rodenticide in *Arvicola terrestris* populations after field control. *Environ. Res.* **102**: 291-298.
- Gitahi, S.M., Harper, D.M., Muchiri, S.M., Tole M.P. & Ng'Ang'A, R.N. (2002).** Organochlorine and organophosphorus pesticide concentrations in water, sediment, and selected organisms in Lake Naivasha (Kenya). *Hydrobiologia* **488**: 123-128.
- Grove, R., Henny, C. & Kaiser, J. (2009).** Ospreys: Worldwide Sentinel Species for Assessing and Monitoring Environmental Contamination in Rivers, Lakes, Reservoirs, and Estuaries. *J. Toxicol. Environ. Health Part B: Crit. Rev.* **12**: 25-44.
- Gutleb, A.C. & Kranz, A. (1998).** Estimation of polychlorinated biphenyl (PCB) in livers of the otter (*Lutra lutra*) from concentrations in scats and fish. *Water, Air and Soil Poll.* **106**: 481-491.
- Gutleb, A.C., Kranz, A., Nechay, G. & Toman, A. (1998).** Heavy metal concentration in livers and kidneys of the otter (*Lutra lutra*) from central Europe. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **60**: 273-279.

- Harding, L.E., Harris, M.L. & Elliot, J.E. (1998a).** Heavy and trace metals in wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra Canadensis*) captured on rivers receiving metals discharges. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **61**: 600-607.
- Harding, L.E., Harris, M.L., Stephen, C.R. & Elliot, J.E. (1998b).** Reproductive and morphological condition of wild mink (*Mustela vison*) and river otters (*Lutra canadensis*) in relation to chlorinated hydrocarbon contamination. *Environ. Health Perspec.* **107**: 141-147.
- Harris, M. L., Wilson, L. K. & Elliott, J. E. (2005).** An Assessment of PCBs and OC Pesticides in Eggs of Double-crested (*Phalacrocorax auritus*) and Pelagic (*P. pelagicus*) Cormorants from the West Coast of Canada, 1970 to 2002. *Ecotoxicology* **14** : 607–625.
- Henny, C. J., Blus, L. J., Hoffman, D. J., Grove, R. A. and Hatfield, J.S. (1991).** Lead Accumulation and Osprey Production near a Mining Site on the Coeur d'Alene River, Idaho. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **21** : 415-424.
- Henny, C. J., Grove, R.A., Kaiser, J. L. (2008).** Osprey distribution, abundance, reproductive success and contaminant burdens along lower Columbia River, 1997/1988 versus 2004. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **54** : 525-534.
- Henny, C. J., Kaiser, J. L., Grove, R. A., Bentley, R., Elliott, J.E. (2003).** Biomagnification factors (fish to osprey eggs from Willamette, River, Oregon, USA) for PCDDs, PCDFs, PCBs and OC pesticides. *Environmental Monitoring and Assessment* **84**: 275–315.
- Hugla, J.-L., Dohet, A., Thys, I., Hoffmann, L. & Thomé, J.-P. (1998).** Contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés des poissons du Grand-Duché de Luxembourg : incidence possible sur les populations de loutre (*Lutra lutra* L.). *Annls Limnol.* **34**: 201-209.
- Hughes, K.D., Ewins, P.J. & Clark, K.E. (1997).** A Comparison of Mercury Levels in Feathers and Eggs of Osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**:441-452.
- Hyvärinen, H., Tyni, P. & Nieminen, P. (2003).** Effect of moult, age, and sex on the accumulation of heavy metals in the otter (*Lutra lutra*) in Finland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **70**: 278-284.
- Ihaka, R., Gentleman, R. (1996).** R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* **5**: 299-314.
- Inchem (2011).** <http://www.inchem.org>
- Jernelöv, A. and Lann, H. (1971).** Mercury accumulation in food chains. *Oikos* **22**: 403-406.
- Kannan, K., Kajiwara, N., Watanabe, M., Nakata, H., Thomas, N.J., Stephenson, M., Jessup, D. & Tanabe, S. (2004).** Profiles of polychlorinated biphenyl congeners, organochlorine pesticides, and butyltins in southern sea otters and their prey. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**: 49-56.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E. & Allardi, J. (coords) (2011).** Les Poisson d'eau douce de France. Biotope, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et Biodiversité), 552p.
- Khan, I.A. & Thomas, P. (2001).** Disruption of neuroendocrine control of luteinizing hormone secretion by Aroclor 1254 involves inhibition of hypothalamic tryptophan hydroxylase activity. *Biol. Reprod.* **64**: 955-964.
- Kruuk, H. (2006).** Otters. Ecology, behaviour and conservation. *Oxford University Press, Oxford*, 265p.
- Kruuk, H. & Conroy, J.W.H. (1996).** Concentrations of some organochlorine on otters (*Lutra lutra*) in Scotland: implications for populations. *Environ. Pollut.* **92**: 165-171.
- Kubota, R., Kunito, T. & Tanabe, S. (2001).** Arsenic accumulation in the liver tissue of marine mammals. *Env. Poll.* **115**: 303-312.
- Kwan, K.H.M., Chan, H.M. & De Lafontaine, Y. (2003).** Metal contamination in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) along the St-Laurence River. *Environmental Monitoring and Assessment* **88**: 193–219.
- Langlois, V.S., Carew, A.C., Pauli, B.D., Wade, M.G., Cooke, G.M. and Trudeau, V.L. (2010).** Low levels of the herbicide Atrazine alter sex ratios and reduce metamorphic success in *Rana pipiens* tadpoles raised in outdoor mesocosms. *Environ. Health Persp.* **118** : 552-557.
- Lanszki, J., Orosz, E. & Sugár, L. (2009).** Metal levels in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from Hungary: variation with sex, age, condition and location. *Chemosphere* **74**: 741-743.

- Libois, R.M.** 1995. Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) en France : synthèse. *Cahiers d'Ethologie*, 15 : 251-274.
- Libois, R.M.** 1997. Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Massif Central. *Vie et Milieu*, 47 : 33-45.
- Libois R.M.** et **R. Rosoux**. 1989. Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais Poitevin - I. Etude de la consommation d'anguilles. *Vie et Milieu*, 39 (3-4) : 191-197.
- Libois R.M.** et **R. Rosoux**. 1989b. Dietary ecology of the European otter in western France. Quantitative aspects. *In Abstracts of Papers and Posters, 5th Int. Cong. Rome*, Vol. 1, 330-331.
- Libois R.M.** et **R. Rosoux**. 1991. Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais Poitevin - II. Aperçu général du régime alimentaire. *Mammalia*, 55 : 35-47
- Libois R.M.** et **Rosoux R.** 1994 *Le régime alimentaire de la loutre en France – un aperçu général*. Actes du Séminaire international « La loutre au Luxembourg et dans les pays limitrophes » Bavignes. Ed. Groupe Loutre Lux., pp. 12-18.
- Libois R.M.**, **R. Rosoux** et **Delooz E.** 1991. Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais Poitevin - III. Variations du régime et tactique alimentaire. *Cahiers d'Ethologie*, 11(1), 31-50.
- Libois R.M.**, **Iglesias S** et **Rosoux R.**, à paraître. Etude du régime alimentaire du Grand Cormoran en période d'hivernage sur la Loire moyenne.
- Lemarchand, C.** (2007). Etude de l'habitat de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en région Auvergne (France) : relations entre le régime alimentaire et la dynamique de composés essentiels et d'éléments toxiques. *Thèse de Doctorat de l'Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand*, 225p.
- Lemarchand, C.** (2012). L'écrevisse à pattes blanches, histoire d'une sauvegarde. Catiche productions, 32p.
- Lemarchand, C.**, **Amblard, C.**, **Souchon, Y.** & **Berny, P.** (2007). Organochlorine compounds (pesticides and PCBs) in scats of the European otter (*Lutra lutra*) from an actual expanding population in central France. *Water, air and Soil Pollution* 186: 55-62.
- Lemarchand, C.** & **Bouchardy, C.** (2010). Etat de l'art de la Loutre d'Eurasie - Elaboration du DOCOB des sites Natura 2000 « Lacs et rivières à Loutres » (FR8301095). DREAL Auvergne - Biotope – Catiche Productions.
- Lemarchand, C.** & **Bouchardy, C.** (2011). La loutre d'Europe, histoire d'une sauvegarde. Catiche Productions, 32p.
- Lemarchand, C.**, **Rosoux, R.** & **Berny, P.** (2010). Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from upper Loire River catchment (France). *Chemosphere* 80: 1120-1124.
- Lemarchand, C.**, **Rosoux, R.** & **Berny, P.** (2011a). Semi aquatic top-predators as sentinels of diversity and dynamics of pesticides in aquatic food webs. The case of European otter (*Lutra lutra*) and Osprey (*Pandion haliaetus*) in Loire River catchment, France. *In: Stoytcheva, M.* (ed.), Pesticides in the Modern World: Risks and benefits. InTech, ISBN 978-953-307-458-0.
- Lemarchand, C.**, **Rosoux, R.** & **Berny, P.** (2011b). Ecotoxicology of the European otter (*Lutra lutra*) along Loire River (France) and predictable trends due to global change. *Otter Specialist Group Bulletin* 28B: 5-14.
- Lemarchand, C.**, **Rosoux, R.**, **Pénide, M.-E.** & **Berny, P.** (2012). Tissue concentrations of pesticides, PCBs and metals among ospreys, (*Pandion haliaetus*), collected in France. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88 : 89-93.
- Leonards, P.E.G.**, **Broekhuizen, S.**, **De Voogt, P.**, **Van Straalen, N.M.**, **Brinkman, U.A. Th.**, **Cofino, W.P.** & **Van Hattum, B.** (1998). Studies of bioaccumulation and biotransformation of PCBs in mustelids based on concentration and congener patterns in predators and preys. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 654-665.
- Leonards, P.E.G.**, **Zierikzee, Y.**, **Brinkman, U.A.T.**, **Cofino, W.P.**, **Van Straalen, N.M.** & **Van Hattum, B.** (1997). The selective dietary accumulation of planar polychlorinated biphenyls in the otter (*Lutra lutra*). *Environ Toxicol. Chem.* 16: 1807-1815.
- Lounsbury-Billie, M.J.**, **Rand, G.M.**, **Cai, Y.** & **Bass O.L. Jr.** (2008). Metal concentrations in osprey (*Pandion haliaetus*) populations in the Florida Bay estuary. *Ecotoxicology* 17: 616-22.
- Martin, P.A.**, **Johnson, D.L.**, **Forsyth, D.J.** & **Hill, B.D.** (1998). Indirect effects of the pyrethroid insecticide deltamethrin on reproductive success of chestnut-collared longspurs. *Ecotoxicology* 7: 87-

- Martin, P.A., De Solla, S.R. & Ewins, P. (2003).** Chlorinated hydrocarbon contamination in osprey eggs and nestlings from the Canadian Great Lakes basin, 1991-1995. *Ecotoxicology* **12**: 209-224.
- Mason, C. F., Ekins, G. and Ratford, J.R. (1997).** PCB congeners, DDE, Dieldrin and Mercury in eggs from an expanding colony of cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Chemosphere* **34**: 1845-1849.
- Mason, C.F., Last, N.I. & Macdonald, S.M. (1986).** Mercury, cadmium and lead in British Otters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **37**: 844-849.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1986).** Levels of Cadmium, Mercury and Lead in otter and mink faeces from the United Kingdom. *Sci. Tot. Environ.* **53**: 139-146.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1994).** PCBs and organochlorine pesticide residues in otters (*Lutra lutra*) and in otter spraints from SW England and their likely impact on populations. *Sci. Total Environ.* **144**: 305-312.
- Mason, C.F. & Stephenson, A. (2001).** Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere* **44**: 351-353.
- Mazet, A., Keck, G. & Berny, P. (2004).** PCBs in fish of the Ardeche River: potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **72**: 784-790.
- Mazet, A., Keck, G. & Berny, P. (2005).** Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium, and copper) in fish from the Drôme River: potential effects on otters (*Lutra lutra*). *Chemosphere* **61**: 810-816.
- Moatar, F. (2010).** Impact du changement climatique sur l'hydrosystème Loire : HYDROlogie, régime thermique, QUALite. Plate-Forme Recherche / Données / Informations, Plan Loire grandeur Nature (www.plan-loire.fr).
- Nadal R., Wahl R., Lesclaux P., Tardivo G. et Tariel Y. 2012.** Le statut du Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) en France continentale. *Ornithos*, 19-4 :265-275.
- Ortelli, D., Edder, P. & Rapin, F. (2009).** Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman. Rapport Commission International pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2008, 73-89.
- O'Sullivan, W.M., Macdonald, S.M. & Mason, C.F. (1993).** Organochlorine pesticide residues and PCBs in otter spraints from southern Ireland. *Biol. And Environ. Pr. Of the Royal Irish Ac.* **93**: 55-57.
- Perthuis A. et Rosoux R. 2005.** Le balbuzard pêcheur en France pp. 165-175 in Actes des Journées du 25^e anniversaire de l'AMBE - Avifaune et lignes à haute tension. Mériaux J.L. et Trouvilliez J. AMBE. Raismes.
- Poole, A. (1989).** Ospreys: a natural and unnatural history Cambridge University Press, Cambridge.
- Rattner, B. A., McGowan, P. C., Golden, N. H., Hatfield, J.S., Toschik, P. C., Lukei, R.F., Hale, R.C., Schmitz-Afonso, I., Rice, C.P. (2004).** Contaminant exposure and reproductive success of ospreys (*Pandion haliaetus*) nesting in Chesapeake Bay regions of concern. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **47** : 126-140.
- Rattner, B. A., Golden, N. H., Toschik, P. C., McGowan, P. C. and Custer, T.W. (2008).** Concentrations of metals in blood and feathers of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) in Chesapeake and Delaware bays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **54**:114-122.
- Roos, A., Greyerz, E., Olson, M. & Sandegren, F. (2001).** The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends and relation to ΣDDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environ. Pollut.* **111**: 457-469.
- Rosoux, R. et Libois, R.M. (1994).** Statut, écologie et devenir des populations de loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actes du Séminaire international « La loutre au Luxembourg et dans les pays limitrophes » Bavignes. Ed. Groupe Loutre Lux., pp. 6-12.
- Rosoux, R., Libois, R. et Schweyer, J.B. (2009).** L'étude du régime alimentaire du balbuzard pêcheur. *Balbuzard Info*, **20-21** : 8-10.
- Rosoux, R., Libois, R., Schweyer, J.B. & de Bellefroid, M.N. (2010a).** Première approche du choix des proies et de la stratégie alimentaire chez le Balbuzard pêcheur en France continentale. *Recherches naturalistes en région Centre*, **18** :25-31.
- Rosoux, R., Libois, R., Schweyer, J.B. (2010b).** Etude de la stratégie alimentaire du balbuzard pêcheur. *Rapaces de France – L'oiseau Magazine hors-série* 12:30-31.

- Rosoux R. et Wahl R. (2008).** Analyses toxicologiques. *Balbusard info* (Feuille de liaison des acteurs de la conservation des balbusards en France) n° 14-15-16. Mars 2008 : 5
- Rosoux, R., et Nadal, R. (à paraître).** Etude des causes de mortalité chez le Balbusard pêcheur (*Pandion haliaetus*), en France continentale. Plan national d'actions. *Rapaces de France- L'OISEAU Magazine*
- Ruiz-Olmo, J., Lafontaine, L., Prigioni, C., Lopez-Martin, J.M. & Santos-Reis, M. (2000).** Pollution and its effects on otter population in south-western Europe. *In: Proceedings of the First Otter Toxicological Conference.* Edited by Conroy, J.W.H., Yoxon, P. & Gutleb, A.C. Isle of Skye, September 2000, 186p.
- Schilderman, P.A.E.L., Moonen, E.J.C., Maas, L.M., Welle, I. & Kleinjans, J.C.S. (1999).** Use of crayfish in biomonitoring studies of environmental pollution of the river Meuse. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44: 241-252.
- Smit, M.D., Leonards, P.E.G., De Jongh, A.W. & Van Hattum, B.G. (1998).** Polychlorinated biphenyls in Eurasian Otter (*Lutra lutra*). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 157: 95-130.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.-Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (Eds). (2006).** Atlas of Crayfish in Europe. Muséum d'Histoire Naturelle de Paris, 187p. (Patrimoines Naturels, 64).
- Strandberg, R., Klaassen, R.H.G., Thorup, K. (2009).** Spatio-temporal distribution of migrating raptors: a comparison of ringing and satellite tracking. *J. Avian Biol.* 40: 500-510.
- Strom, S.M. (2008).** Total mercury and methylmercury residues in river otters (*Lutra canadensis*) from Wisconsin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 546-554.
- Tans, M., Hugla, J.-L., Libois, R., Rosoux, R. & Thomé, J.-P. (1996).** Contamination of European Otters (*Lutra lutra*) by PCB congeners and organochlorinated pesticides in the wetlands of western France. *Neth. J. Zool* 46: 326-336.
- Thibault, J.-C., Dominici, J.-M. & Bretagnolle, V. (2001).** Le balbusard pêcheur en Corse. Du martyr au symbole de la protection de la nature Ed. Alain Piazzola, Ajaccio. 161p.
- Toschik, P.C., Rattner, B.A., McGowan, P.C., Christman, M.C., Carter, D.B., Hale, R.C., Matson, C.W., Ottinger, M.A. (2005).** Effects of contaminant exposure on reproductive success of osprey (*Pandion haliaetus*) nesting in Delaware River and Bay, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 617-628.
- Trouilhé, M.-C.
- Vinot I. & Pihan, J.C. (2005).** Circulation of copper in the biotic compartments of a freshwater dammed reservoir. *Environmental Pollution* 133: 169-182.
- Weber M, Schmidt D, Hädrich J. (2003).** Chlororganische rückstände in eiern des fischadlers (*Pandion haliaetus*) aus Deutschland. *J Ornithol* 144:45-58.
- Wiemeyer, S. N., Lamont, T.G. & Locke, N.L. (1980).** Residues of environmental pollutants and necropsy data for eastern United States ospreys, 1964-1973. *Estuaries* 3 : 155-167.
- Wiemeyer, S.N., Bunck, C.M. & Krynitsky, A.J. (1988).** Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in osprey eggs—1970-79—and their relationships to shell thinning and productivity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17:767-787.
- Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM (2003).** Ecotoxicology of mercury. *In: Handbook of Ecotoxicology.* 2nd Ed. Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA Jr, Cairns J, editors. Boca Raton, FL: Lewis; pp. 409-463.
- Wiley, J.W. & Lohrer, F.E. (1973).** Additional records of non-fish prey taken by Ospreys. *Wilson bulletin* 85: 468-470.