



HAL
open science

Etude de l'habitat de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en région Auvergne (France) [Texte imprimé]: relations entre le régime alimentaire et la dynamique de composés essentiels et d'éléments toxiques

Charles Lemarchand

► **To cite this version:**

Charles Lemarchand. Etude de l'habitat de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en région Auvergne (France) [Texte imprimé]: relations entre le régime alimentaire et la dynamique de composés essentiels et d'éléments toxiques. Biologie animale. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, 2007. Français. NNT: 2007CLF21746 . tel-00717841

HAL Id: tel-00717841

<https://theses.hal.science/tel-00717841>

Submitted on 13 Jul 2012

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

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

Ecole Doctorale des Sciences de la Vie et de la Santé

Thèse

Présentée à l'Université Blaise Pascal
En vue de l'obtention du grade de

Docteur d'Université

(Spécialité : Ecologie générale et
Biologie des populations)

Soutenue le 26 avril 2007 par

Charles LEMARCHAND

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.

Composition du jury :

SOUCHON Yves

RUIZ-OLMO Jordi

AMBLARD Christian

BERNY Philippe

BOUCHARDY Christian

LEFEUVRE Jean-Claude

ROSOUX René

Directeur de Recherches, CEMAGREF, Lyon (Président, Rapporteur)

Service de Protection de la Faune de Catalogne, Espagne (Rapporteur)

Directeur de Recherches CNRS, Clermont-Ferrand

Professeur, Ecole Nationale Vétérinaire, Lyon

Auteur, producteur et réalisateur, Clermont-Ferrand

Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris

Directeur adjoint du Muséum d'Orléans

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide financière et/ou administrative, ni sans l'aide technique des partenaires suivants :

Maîtrise d'Ouvrage, partenariat technique et financier



Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne

Montlosier
63970 Aydat
www.parc-volcans-auvergne.com

Partenariats financiers, techniques et/ou administratifs



Agence de l'Eau Loire-Bretagne

Avenue de Buffon, B.P. 6339
45063 Orléans cedex 02
www.eau-loire-bretagne.fr



Etablissement Public Loire

3, Avenue Guillemin, B.P. 6125
45061 Orléans cedex 02
www.eptb-loire.fr



Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon

1, Avenue Bourgelat
69280 Marcy-l'Etoile
www.vet-lyon.fr



Laboratoire de Biologie des Protistes, UMR CNRS 6023

24, avenue des Landais
63177 Aubière Cedex
www.protistes.univ-bpclermont.fr



Université Blaise Pascal

34, Avenue Carnot
63006 Clermont-Ferrand cedex 1
www.univ-bpclermont.fr



Office national de la chasse et de la Faune Sauvage

85 bis avenue de Wagram, BP 236
75822 Paris Cedex 17
www.oncfs.gouv.fr



Fédération du Puy-de-Dôme pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique

Site de Marmilhat
63370 Lempdes

GREGE

Groupe de Recherche et d'Etudes pour la Gestion de l'Environnement

Route de Préchac
33703 Villandraut

Recommandations / Citation

- La version PDF de ce document a été conçue pour une impression recto/verso intégrale.
- Chaque chapitre est indépendant, et peut donc être imprimé séparément des autres.
- Les documents en couleur (photos et figures) disposent d'une résolution suffisante pour être clairement lisibles sans recourir au paramètre d'impression « optimale » et ce, même sur du papier recyclé.
- Ce document doit être cité comme suit / This work should be cited as :

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.

Remerciements

Contrairement à ce que je croyais, cette partie n'est pas la plus simple à rédiger, puisqu'il ne faut oublier personne...Je vais donc tenter de remercier toutes celles et tous ceux, et ils sont nombreux, sans qui cette thèse n'aurait pu être menée à son terme, ou qui l'ont rendue si passionnante au quotidien. Si, par mégarde, il m'arrivait ici d'oublier quelqu'un, et qu'il ou elle se reconnaisse, je m'en excuse par avance.

En premier lieu, un grand merci à Christian Amblard et à Christian Bouchardy, pour m'avoir énormément aidé à monter ce sujet de thèse, pour leurs conseils et leur soutien, avant même que ce travail ne commence, pour nos discussions scientifiques et naturalistes. Je remercie également vivement Philippe Berny et Christian Amblard (encore !), pour avoir accepté de co-diriger ce travail, pour leur encadrement au quotidien, et pour m'avoir accueilli dans leurs laboratoires respectifs.

J'adresse mes sincères remerciements aux Rapporteurs, ainsi qu'à l'ensemble des membres du Jury, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

J'adresse également mes chaleureux remerciements aux partenaires financiers et techniques, sans lesquels cette étude n'aurait pu être réalisée :

- Le **Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne** a assuré la maîtrise d'ouvrage de cette étude, et je tiens à remercier Monsieur Giscard d'Estaing, Président du Parc lors du démarrage de ce travail, ainsi que Monsieur Roger Gardes, qui lui a succédé. Merci également à Monsieur Guy Senaud, Directeur Adjoint du Parc, ainsi qu'à Philippe Boichut, Fabien Brosse et Olivier Roquetanière, pour leur aide administrative, technique ou pratique.
- L'**Agence de l'Eau Loire-Bretagne** (Mme Nioche-Seigneuret, MM. Mignot et Vienne), l'**Etablissement Public Loire** (MM. Roy et Jehannet), l'**Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon** et le **Laboratoire de Biologie des Protistes**.

Merci à Danièle Vey, de l'équipe de Toxicologie de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, à Alexandra Mazet, ainsi qu'à Stéphane Besse, du Laboratoire d'Analyse des Contaminants dans les Milieux Biologiques, pour leur aide précieuse dans les analyses toxicologiques.

Merci également à la Fédération de Pêche du Puy-de-Dôme, et particulièrement à François Desmolles, pour la fourniture de poissons, et des données concernant les effectifs piscicoles des sites d'études. Merci aussi de ces bons moments, autour d'un aligot, de morilles, de soupe à l'oignon, de bons vins, du côté de Chanonat...

Pour mener à bien ce travail, j'ai pu bénéficier de l'aide fructueuse de deux étudiants. Véronique Mathevet, au cours de son stage de Diplôme Professionnel Universitaire, a pu acquérir de nombreuses données relatives au régime alimentaire de la loutre au sein de nos sites d'études. Apostolos-Manuel Koussoroplis, au cours de ses Travaux d'Etudes et de Recherches de Maîtrise, puis au cours de l'été suivant, m'a grandement aidé dans la collecte de données concernant les acides gras des carnivores. Les résultats présentés dans cette étude, concernant ces thématiques, n'auraient pu être aussi complets sans votre aide à tous deux, alors merci, vraiment, merci... Je suis par ailleurs très fier que vos stages, effectués sur mon

sujet de thèse, vous aient, un peu, aidé pour la poursuite de vos études, Véronique en Master II professionnel, et Apostolos-Manuel en Master II recherche. Merci aussi, Manu, pour m'avoir fait découvrir ton pays et « ton » île, nous avons passé des moments inoubliables en Grèce, sur les traces des ours et des poulpes...

J'adresse également mes remerciements aux personnels de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, particulièrement les membres des services départementaux du Cantal, de la Corrèze, de la Creuse, de la Haute-Loire, du Puy-de-Dôme et de la Haute Vienne, ainsi que Mme Ruette, et MM. Léger, Puissauve et Séry, pour leur collaboration fructueuse, notamment par la collecte et la valorisation scientifique très rapide des cadavres.

Dans ce même registre de la collecte d'animaux pour les analyses toxicologiques, merci également à Jean-Louis Brugière de la délégation Auvergne du Conseil Supérieur de la Pêche, à Christine et Pascal Fournier du Groupe de Recherche et d'Etude pour la Gestion de l'Environnement, à Frédéric Leblanc, du Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, à Marie-Françoise Faure et Pierre Pénicaud du Muséum d'Histoire Naturelle Henri Lecoq de Clermont-Ferrand. Merci aussi à l'équipe du laboratoire de taxidermie du Muséum d'Orléans, ainsi qu'au Professeur Roland Libois.

Un grand merci aussi à René Rosoux et à Marie-des-Neiges de Bellefroid, pour leurs conseils, pour cette collaboration scientifique que j'espère très fructueuse à l'avenir, pour la relecture patiente et détaillée de ce manuscrit, pour leur accueil et leur amitié. Vivement les Shetland !!

Merci à la Direction de la Nature et des Paysages du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Mme Abitbol), ainsi qu'à la Direction Régionale de l'Environnement Auvergne (Mme Auroux), pour m'avoir rapidement délivré les autorisations de transport et de capture scientifiques d'animaux, me permettant de réaliser ce travail en toute légalité.

Un grand merci également, à toutes celles et tous ceux du laboratoire de Biologie des Protistes, qui m'ont fait découvrir quelques aspects du métier d'« apprenti » chercheur et d'enseignant, depuis le printemps 2001 (tout de même). Merci aux anonymes qui ont supporté, sans trop hurler, le contenu parfois...atypique des congélateurs du labo. Merci à Denis Sargos pour son aide de statisticien et sa patience d'informaticien-internetologue, à Nathalie Fruquière (d'en bas) pour la gestion administrative de mon contrat.

Merci à tous les autres membres du « bureau bleu », titulaires ou remplaçants, historiques ou l'ayant colonisé récemment. Bureau d'étudiants, salle de spectacle, de rédaction nocturne, défouloir, lieu d'expérimentations très intéressantes, siège temporaire de jeunes maîtres de conférences nostalgiques de leurs études, d'une couleur que la communauté scientifique entière nous envie, cette pièce est bien particulière. N'hébergeant au début que « Charlie et ses Drôles de Dames », apprentis chercheurs et peintres, le bureau s'est ensuite enrichi de nouveaux membres. J'y ai trouvé de solides amitiés, alors merci à tous, en particulier Anne-Hélène, Anne-Catherine, Manu, Alex, Aurélie et Manon, merci aussi à Jonathan, le plus sérieux de nous tous, à Stéphane, et à ceux arrivés récemment ou nous ayant quitté pour d'autres cieux, Aurélie, Marion, Emilie et Véronique.

Merci aussi à toute l'équipe du jeune Groupe Mammalogique d'Auvergne. Je suis très fier d'avoir participé à sa création, d'observer sa montée en puissance et en considération. Pourvu que ça dure !!

Merci encore à l'ensemble des organismes et personnes suivantes, fournisseurs d'informations naturalistes, techniques ou pratiques de premier ordre : Yvan Martin d'abord, « granducologue » expert, qui fut également mon initiateur à la recherche d'indices de la présence de notre naïade, puis, sans hiérarchie, la LPO Auvergne (J.-J. Lallemant, L. Maly, R. Riols et l'équipe du centre de soins d'Aubière), le Parc Naturel Régional Livradois-Forez (E. Sourp et C. Proust), la FRANE (J.-P. Dulphy), la SFEPM (H. Jacques et F. Moutou), H. Verne, B. Gilard, S. Esnouf, S. Erard, P. Devroye, R. Dohogne, les Frères M. et Th. Bernard, J. Chevarin, Y. Boulade, N. Gouilloux...

Merci à Téléphone, aux Red Hot Chili Peppers, à Serge Gainsbourg, Led Zeppelin, Sainclair ou Jacques Brel, liste non exhaustive, merci également à Guinness, Nikon, Fuji, aux diverses productions de la biscuiterie LU, pour leur soutien constant.

Merci aussi à Robert Redford. Je crois en effet qu'une partie de l'idée du sujet de cette thèse m'est venue en voyant et revoyant son adaptation filmée du livre de Norman MacLean « Et au milieu coule une rivière »... Maintenant que j'ai un peu de temps, je vais enfin pouvoir me mettre à la pêche à la mouche, de la part d'un gaucher ça risque d'être drôle.

Merci à l'Auvergne d'exister.

Merci enfin à l'ensemble de mes proches, à mes parents, ma famille et mes amis, pour leur soutien et leur confiance face à mes diverses orientations. Merci à toi Aurélie, pour tout, pour hier, pour ce soir, et pour demain...

Résumé

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.

RESUME : L'habitat et le régime alimentaire de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) ont été étudiés en région Auvergne, en relation avec la dynamique d'acides gras essentiels et d'éléments toxiques. Le mouvement de recolonisation naturelle de l'espèce l'amène à fréquenter des milieux aquatiques dégradés et non dégradés. Le régime alimentaire, dominé par les poissons, est plus diversifié dans ces derniers. Les proies d'origine aquatique constituent une source majeure d'acides gras essentiels dans les tissus de la loutre, et le rapport DHA/LA constitue un outil d'évaluation de l'origine terrestre ou aquatique des proies. Des pesticides organochlorés, des PCBs, des éléments traces et des anticoagulants ont été détectés dans les épreintes, les tissus, et les proies principales de la loutre. Les concentrations de ces éléments, dans les tissus, augmentent selon un gradient amont aval, au sein des bassins hydrographiques, en raison du transfert des composés toxiques des proies vers le prédateur.

MOTS CLES : Loutre d'Europe, régime alimentaire, acides gras essentiels, pesticides organochlorés, PCBs, éléments traces, anticoagulants, bassins hydrographiques.

Study of the European otter's (*Lutra lutra*) habitat in the Auvergne region (France) : relationships between diet and essential compounds and toxic elements dynamics.

ABSTRACT: Habitat main characteristics and diet of the European otter (*Lutra lutra*) were studied in the Auvergne region in France, and related to the dynamics of essential compounds (fatty acids) and toxic elements. A natural expansion movement of the otter is noted, and the species lives now in both degraded and non degraded habitats. Otter's diet was more diversified in non degraded habitats. Preys of aquatic origin were a major source of essential fatty acids in adipose tissue of the otter, and we suggest that DHA/LA ratio is a good tool for the evaluation of the terrestrial or aquatic origin of the main preys. Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and rodenticides were found in otters' spraints, tissues and main preys. Concentrations of those chemical toxic compounds tended to increase by going downstream of the main river catchments, due to the transfer of toxic compounds from preys to predator.

KEY WORDS: European Otter, diet, essential fatty acids, organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals, rodenticides, river catchments.

Prologue

3 septembre 2002, Toulouse. J'achève mon DEA par l'exposé oral des résultats devant le jury. Dernier jour d'une 5^e année universitaire longue, difficile mais très riche d'enseignements, de rencontres et d'expériences diverses.

Depuis quelques temps déjà, j'ai pris un peu de recul sur mon sujet de recherche. La biodiversité bactérienne associée aux microparticules organiques détritiques en milieu lacustre est un sujet fort intéressant, qui m'a énormément apporté sur bien des aspects, mais je n'envisage pas d'orienter ma thèse, suite *théorique* d'un DEA, sur cette thématique.

Février 2003, Clermont-Ferrand. Je viens de rencontrer Christian Bouchardy, écrivain et réalisateur, spécialiste de la loutre d'Europe. Voilà quelques jours, j'ai vu un documentaire de la BBC consacré à cette espèce, qui a résonné comme un déclic. J'ai toujours été fasciné par la prédation, et mes préférences naturalistes s'orientent nettement vers les mammifères carnivores, les rapaces diurnes et nocturnes, ainsi que les reptiles, doublées d'un coup de cœur pour le tichodrome échelette. Ma formation universitaire me permet de disposer de certaines connaissances sur le fonctionnement des milieux aquatiques, notamment concernant la structure des réseaux trophiques et le transfert de certaines molécules. Enfin, un module suivi en Maîtrise m'a profondément sensibilisé aux problèmes liés à la qualité de l'eau.

Le déclic est là : je vais tenter de monter mon propre sujet de thèse, qui sera consacré aux conséquences potentielles du transfert de molécules toxiques présentes dans l'eau à un mammifère super-prédateur, la loutre, arlésienne des naturalistes, ombre furtive rêvée au bord de l'eau en refermant les livres de Robert Hainard. Le tout en Auvergne, région d'adoption dont je suis amoureux depuis 1990.

La motivation et l'enthousiasme de Christian s'ajoute aux miens, je ressors de cet entretien confiant. Après tout, il ne reste plus à trouver que l'encadrement scientifique, la structure d'accueil, le financement, à définir le type d'analyses et leurs modalités. Une formalité, quoi...

Je n'ai, à ce moment, aucune idée de l'aventure dans laquelle je me lance.

Table des matières

Recommandations

Remerciements

Résumé

Prologue

Table des matières 1

Introduction 5

Chapitre I : La Loutre d'Europe : présentation de l'espèce, de la qualité de l'habitat et de son régime alimentaire dans le bassin de l'Allier

1. La loutre d'Europe : présentation générale de l'espèce	9
1.1 Systématique, évolution et répartition	9
1.1.1 Systématique	9
1.1.2 Evolution	9
1.1.3 Répartition	11
1.1.3.1 En Europe	11
1.1.3.2 En France	11
1.2 Causes de disparition	13
1.3 La protection de l'espèce	16
1.4 Morphologie et anatomie	16
1.4.1 Allure générale	16
1.4.2 Caractéristiques biométriques	17
1.4.3 Caractéristiques anatomiques	19
1.4.3.1 Appareil digestif	19
1.4.3.2 Appareil cardiorespiratoire	19
1.4.3.3 Particularités et adaptations anatomiques	20
1.5 Ecoéthologie et reproduction	21
1.5.1 Ecoéthologie	21
1.5.2 Reproduction	27
1.6 Régime alimentaire	28
1.6.1 Généralités	28
1.6.2 Composition du régime alimentaire de la loutre	29
1.7 Interactions trophiques et écologiques avec les autres mustélidés semi-aquatiques	34
1.8 Les enjeux de la conservation de la loutre	35

1.8.1 Le « coût » de la loutre	35
1.8.2 Le <i>surplus killing</i>	39
2. Qualité de l'habitat et présence de la loutre, régime alimentaire dans le bassin de l'Allier	41
2.1 Matériel et méthodes	41
2.1.1 Choix et localisation des sites d'études	41
2.1.2 La qualité de l'habitat dans les sites d'études	43
2.1.2.1 Descripteurs du milieu aquatique	43
2.1.2.2 Descripteurs du milieu terrestre	46
2.1.3 Méthodologie de prospection	47
2.1.4 Collecte et traitement des échantillons	49
2.1.5 Expression des résultats	49
2.1.6 Analyses statistiques des données	50
2.2 Résultats et discussion	50
2.2.1 La qualité de l'habitat dans les sites d'études	50
2.2.2 Relations entre la qualité de l'eau, de l'habitat et la présence de la loutre	55
2.2.3 Régime alimentaire de la loutre dans les 5 sites d'études	57
2.2.3.1 Approche globale du régime alimentaire	59
2.2.3.2 Approche par sites du régime alimentaire	62
3. Conclusion	76

Chapitre II : Les acides gras, des éléments biomarqueurs du régime alimentaire de la loutre. Comparaison avec d'autres mammifères carnivores.

1. Contexte bibliographique	79
1.1 Les acides gras : généralités, importance physiologique et nutritionnelle	79
1.2 Utilisation des acides gras comme biomarqueurs	80
1.3 Les acides gras, biomarqueurs des réseaux trophiques	81
2. Matériels et méthodes	82
2.1 Choix, origine et statut des animaux utilisés	82

2.2 Analyses des échantillons	85
2.3 Analyses statistiques	89
3. Résultats et discussion	89
3.1 Distribution des acides gras	89
3.2 Relations entre le régime alimentaire et la composition en acides gras	92
3.3 Le rapport DHA/LA, un outil d'évaluation du degré de prédation en milieu aquatique	94
 Chapitre III : Etude des composés chimiques toxiques présents dans les tissus et les principales proies de la loutre, et variabilité géographique en région Auvergne	
1. Territoire d'étude et échantillons utilisés	101
1.1 Le territoire d'étude	101
1.2 Collecte des échantillons	103
1.2.1 Collecte des épreintes	103
1.2.2 Collecte des cadavres	103
1.2.3 Collecte et préparation des proies	104
1.3 Résultats de la collecte des échantillons	105
1.3.1 Collecte des épreintes	105
1.3.2 Collecte des cadavres	107
1.3.2.1 Etude démographique	107
1.3.2.2 Caractéristiques morphométriques	111
1.3.3 Collecte des proies	114
2. Contamination de la loutre par divers éléments toxiques	117
2.1 Contexte bibliographique	117
2.1.1 Les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles	117
2.1.1.1 Définitions et toxicologie	117
2.1.1.2 Contamination des loutres	125
2.1.1.3 Contamination des proies, transfert à la loutre	131
2.1.2 Les éléments traces	135
2.1.2.1 Définition et toxicologie	135
2.1.2.2 Contamination des loutres	141
2.1.3 Les anticoagulants	145
2.1.3.1 Définition et toxicologie	145

2.1.3.2 Contamination de la faune	145
2.2 Matériels et méthodes	147
2.2.1 Méthodologie du dosage des composés organochlorés	147
2.2.2 Méthodologie du dosage des éléments traces	148
2.2.2.1 Dosages du Plomb, du Cadmium et du Cuivre	149
2.2.2.2 Dosage du Mercure	150
2.2.2.3 Dosage de l'Arsenic	151
2.2.3 Dosage des anticoagulants	151
2.2.4 Expression des résultats : poids sec, poids de lipides ou poids frais ?	152
2.2.5 Analyses statistiques	153
2.3 Résultats	155
2.3.1 Contamination par les pesticides et les PCBs	155
2.3.1.1 Etude des épreintes de loutres	155
2.3.1.2 Etude des tissus de loutres	159
2.3.1.3 Etude des proies de la loutre	165
2.3.2 Contamination par les éléments traces	171
2.3.3 Contamination par les anticoagulants	177
2.4 Discussion générale	178
2.4.1 Etude des épreintes	178
2.4.2 Etude des tissus	179
2.4.3 Toxicité des proies	183
2.4.4 Variations géographiques de la contamination	185
2.4.5 Etudes des éléments traces et des anticoagulants	187
2.4.5 Conclusion	189
Conclusions générales et perspectives	192
Références bibliographiques	200
Valorisation des résultats	216
Annexes	
Annexe 1. Autorisation de transport de loutres, délivrée par le MEDD	
Annexe 2. Convention signée avec le CNERA-PAD concernant la fourniture d'échantillons de carnivores	
Annexe 3. Autorisation de capture scientifique d'amphibiens et de reptiles, délivrée par la DIREN Auvergne	
Epilogue	

Introduction

Les milieux aquatiques, comme l'ensemble des milieux naturels de la biosphère, sont soumis à différents types de perturbations d'origine humaine. Parmi celles-ci, la dégradation des habitats des espèces, et les conséquences toxicologiques des rejets de polluants, de différentes natures et d'origines variées, dans l'environnement, sont incriminées dans le déclin de nombreuses espèces. Dans le but de quantifier ces rejets et d'évaluer leur impact sur l'environnement, certaines espèces peuplant ces milieux aquatiques ont été choisies comme bioindicateurs, au sein de plusieurs groupes taxonomiques (bryophytes, insectes, poissons...), dans le cadre d'études *in situ* ou expérimentales.

En raison de leur position dans les réseaux trophiques, les super-prédateurs constituent des modèles intéressants, dans la mesure où leur présence est dépendante de l'impact de ces perturbations sur leurs proies et sur eux-mêmes. Pour les milieux aquatiques, la loutre d'Europe (*Lutra lutra*), mammifère carnivore de la famille des mustélinés, est un super-prédateur remarquable à plusieurs titres. L'espèce exploite, en effet, une très large diversité d'habitats et de proies, et chaque individu dispose d'un vaste territoire. La loutre, espèce patrimoniale en expansion dans certaines régions de France, et notamment en Auvergne, suite à sa protection légale, pourrait donc constituer un modèle intégrateur du fonctionnement des milieux aquatiques et de leurs bassins versants, soumis à ces perturbations.

Dans ce contexte général, plusieurs questions spécifiques se posent :

- Quelles peuvent être les conséquences des perturbations de l'habitat sur la présence et le maintien de la loutre en région Auvergne ?
- Quel est le régime alimentaire de la loutre, dans différents types d'habitats ? Peut-on mettre en évidence des variations de ce régime en fonction du degré de dégradation des milieux ?
- Quelles menaces pour la loutre, et, par extension, pour les autres prédateurs, constituent la présence dans les milieux aquatiques d'éléments chimiques toxiques ?

Le présent mémoire, synthèse d'une étude de l'espèce menée durant trois années en région Auvergne, propose des éléments de réponse à ces différentes questions, en plusieurs chapitres distincts :

Le premier chapitre présente, dans un premier temps, les caractéristiques de la biologie et de l'écologie générale de la loutre, à partir des études existantes relatives à ces aspects. L'impact éventuel de la dégradation de l'habitat sur la présence et le maintien de la loutre est ensuite étudié, pour un ensemble de cinq sites distincts appartenant au bassin de l'Allier, de caractéristiques générales et de niveau de dégradation différents. Au sein de chacun de ces sites, une étude de 14 mois du régime alimentaire de la loutre est présentée, et comparée avec les effectifs recensés des différentes proies, afin d'améliorer la connaissance du mode local d'exploitation des proies, en relation avec le degré de dégradation de chacun de ces cinq sites.

Le second chapitre est consacré à l'étude du transfert à la loutre de composés essentiels, les acides gras, depuis ses proies principales. Ce transfert est ensuite comparé avec celui existant chez d'autres espèces de mammifères carnivores. Certains de ces acides gras, essentiels au développement et au fonctionnement physiologique de l'organisme, ne peuvent être synthétisés en quantité suffisante pour couvrir les besoins des prédateurs, et doivent donc être fournis par l'alimentation. Compte tenu de cette importance physiologique, ces acides gras sont des composés de haute qualité nutritionnelle, considérés comme un facteur écologique limitant, au même titre que la disponibilité d'un habitat favorable, ou une ressource alimentaire suffisante. Les relations existant entre les régimes alimentaires de ces espèces et la distribution des acides gras dans leurs tissus sont ensuite présentées.

Le troisième chapitre de cette étude est consacré à la distribution d'éléments chimiques toxiques dans les déjections et les tissus de loutres, ainsi que dans leurs proies principales. Dans un premier temps, les zones géographiques de suivi et les mesures biométriques des loutres analysées sont présentées. Les caractéristiques chimiques, toxicologiques, ainsi que les concentrations des tissus et des proies principales de la loutre en composés organochlorés, d'éléments traces et d'anticoagulants sont ensuite présentées. L'objectif est d'évaluer le transfert de ces xénobiotiques à la loutre par voie trophique, les variations géographiques de la contamination, et leurs conséquences toxicologiques sur les populations.

Enfin, les principales conclusions de cette étude sont présentées, et des éléments de perspectives sont ensuite proposés.

I.

La loutre d'Europe (*Lutra lutra*) :
présentation de l'espèce, de la qualité
de l'habitat et de son régime
alimentaire dans le bassin de l'Allier.



Loutre d'Europe (*Lutra lutra*). Photo Christian Bouchardy. Ile d'Hascosay, Ecosse.

Tableau I.1. Différentes espèces de loutres actuellement décrites dans le monde. Les loutres appartenant à la faune sauvage de France, métropolitaine ou d'outre-mer, sont soulignées.

Noms vernaculaires français	Noms scientifiques	Noms vernaculaires anglais
Loutre de mer	<i>Enhydra lutris</i>	<i>Sea otter</i>
Loutre de rivière	<i>Lontra canadensis</i>	<i>North American river otter</i>
<u>Loutre néotropicale</u>	<u><i>Lontra longicaudis</i></u>	<i>Neotropical otter</i>
Loutre du Chili	<i>Lontra provocax</i>	<i>Southern river otter</i>
Loutre marine	<i>Lontra felina</i>	<i>Marine otter</i>
<u>Loutre géante du Brésil</u>	<u><i>Pteonura brasiliensis</i></u>	<i>Giant otter</i>
Loutre à joues blanches	<i>Aonyx capensis</i>	<i>Cape clawless otter</i>
Loutre à joues blanches du Congo	<i>Aonyx congicus</i>	<i>Congo clawless otter</i>
Loutre cendrée ou loutre naine	<i>Aonyx cinereus</i>	<i>Small-clawed otter</i>
Loutre à cou tacheté	<i>Lutra maculicollis</i>	<i>Spotted-necked otter</i>
<u>Loutre d'Europe</u>	<u><i>Lutra lutra</i></u>	<i>Eurasian otter</i>
Loutre de Sumatra	<i>Lutra sumatrana</i>	<i>Hairy-nosed otter</i>
Loutre d'Asie	<i>Lutra perspicillata</i>	<i>India smooth coated otter</i>

1. LA LOUTRE D'EUROPE : PRESENTATION GENERALE DE L'ESPECE

1.1 SYSTEMATIQUE, EVOLUTION ET REPARTITION

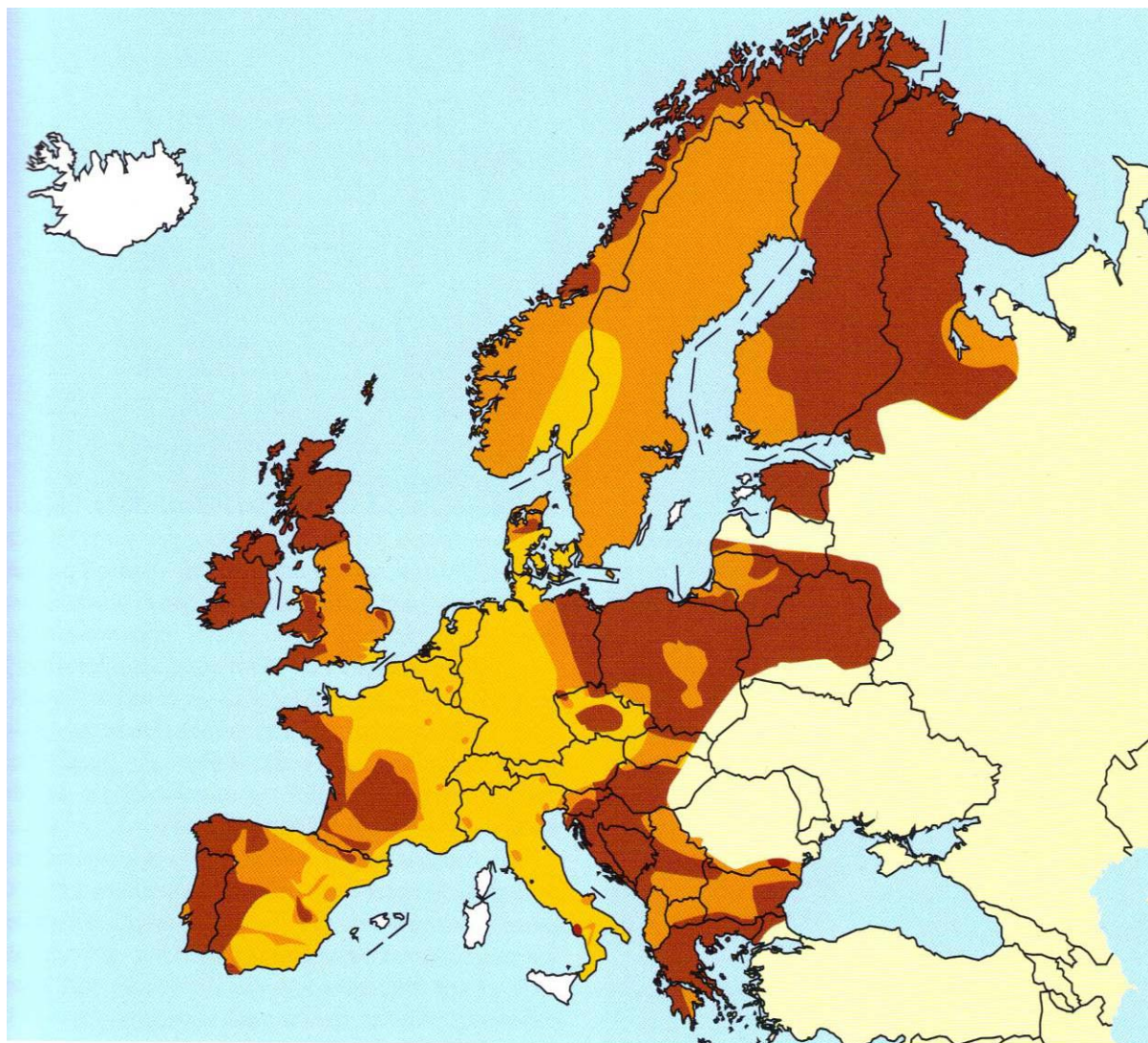
1.1.1 SYSTEMATIQUE

La loutre d'Europe, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), est un mammifère appartenant à l'ordre des Carnivores, et à la famille des Mustélinés. Cette famille, la plus vaste de l'ordre avec 67 espèces, rassemble en Europe des espèces de corpulence variable, allant d'une centaine de grammes (belette *Mustela nivalis*), à plus de 20 kilos (glouton *Gulo gulo*). Les loutres peuplant la planète sont rassemblées au sein de la sous-famille des Lutrinés, dont la classification a été quelque peu controversée. L'utilisation des outils moléculaires a, récemment, permis d'améliorer la connaissance de la phylogénie des loutres, qui sont réunies en 5 genres et 13 espèces (Koepfli & Wayne, 1998 ; Bininda-Emonds *et al.* 1999 ; Cassens *et al.* 2000 ; Koepfli & Wayne, 2003 ; Marmi *et al.* 2004) (tableau I.1).

1.1.2 EVOLUTION

Les premiers ancêtres de la loutre sont apparus à l'Ere Tertiaire, à la fin du Miocène Moyen, il y a environ 17 millions d'années. Le genre *Lutra* semble apparaître vers la fin du Pléistocène supérieur (Pereira & Salotti, 2000), il y a environ 15 à 20.000 ans. Cette période est marquée, sous nos latitudes, par la succession de périodes glaciaires et inter glaciaires, la dernière glaciation, le Würm, ayant pris fin il y a environ 10.000 ans. Les études génétiques récentes montrent qu'à l'exception de la population des Iles britanniques et d'un noyau situé en Europe centrale, les loutres du continent Ouest-européen se caractérisent par une très grande homogénéité de leur ADN mitochondrial, semblable à la souche ancestrale. Les dernières glaciations ont, très probablement, longuement isolé de petites populations de loutres réfugiées dans des zones géographiques restreintes, qui ont ensuite recolonisé le continent à la période post-glaciaire (Effenberger & Suchentrunk, 1999 ; Cassens *et al.* 2000 ; Dallas *et al.* 2002 ; Randi *et al.* 2003 & *sous presse* ; Arrendal *et al.* 2004). Le cas n'est pas isolé, d'autres espèces, parfois abondamment répandues, sont marquées également par de faibles variabilités génétiques, de façon naturelle (renard roux *Vulpes vulpes*, vison d'Europe *Mustela lutreola*, guépard *Acinonyx jubatus*), ou suite à la pression anthropique (éléphant de mer boréal *Mirounga angustirostris*, bouquetin des Alpes *Capra ibex ibex*). Cette particularité semble assez répandue chez les carnivores (Henry, 2001).

Même si la viabilité des populations ne semble pas systématiquement compromise à court terme, ce goulot d'étranglement génétique peut cependant entraîner une réduction des



Aire de répartition de la loutre (*Lutra lutra*) en Europe

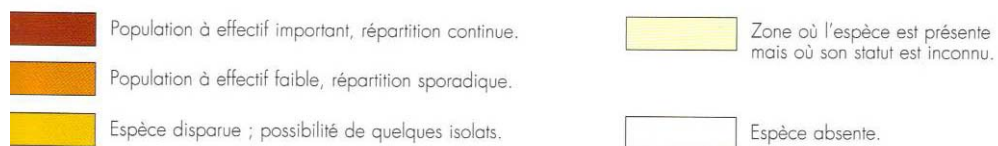


Figure I.1. Répartition Européenne de *Lutra lutra*. Extrait de Rosoux et De Bellefroid (2007).

capacités immunitaires face aux pathologies, et rendre vulnérables des populations souvent déjà fragilisées par l'action humaine directe ou indirecte (England *et al.* 2003). Ainsi, le virus de la maladie aléoutienne fragilise fortement les visons d'Europe (De Bellefroid & Rosoux, 2005), et les effets délétères de la consanguinité (malformations, épidémies) ont contribué à provoquer l'extinction du Bouquetin des Pyrénées (*Capra ibex pyr.*) (Catusse *et al.* 1996).

1.1.3 REPARTITION

1.1.3.1 EN EUROPE

Des 13 espèces de loutres du monde, *Lutra lutra* occupe, de loin, l'aire de répartition la plus vaste. Jusque vers 1950, celle-ci s'étendait de l'Ecosse au Japon, du cercle polaire arctique au Maghreb, au Golfe Persique et aux îles Indo-Malaises. Elle a depuis lors largement régressé, notamment en Europe occidentale, frôlant l'extinction ou ayant disparu de l'ouest de l'Allemagne, de Suisse, du nord de l'Italie ou du Benelux. La péninsule ibérique, les Iles britanniques et l'Europe centrale abritent les populations les plus abondantes et les mieux réparties. La figure I.1 représente l'aire de répartition actuelle de l'espèce en Europe Occidentale (Macdonald, 1995 ; Rosoux et De Bellefroid, 2007).

1.1.3.2 EN FRANCE

Au début du XXe siècle, la loutre occupait la totalité du territoire, et donc le bassin de la Loire et de l'Allier. Dès le début des années 30, l'espèce va entamer un rapide déclin, disparaissant d'abord du Nord et de l'Est du pays, puis du Centre et du Sud-Est après la Seconde Guerre Mondiale. En 1984, le Groupe Loutre de la Société Française d'Etude et de protection des mammifères (SFEPM) mène une enquête nationale préalable à la réalisation de l'Atlas des Mammifères de France. La synthèse de cette vaste prospection de terrain (Bouchardy, 1984) montre que la loutre n'est plus présente que dans une douzaine de départements, situés le long de la façade atlantique et dans le Massif Central.

A partir de la fin des années 1980, des suivis plus fins sur le terrain, menés par un réseau de naturalistes et de professionnels, permettent de montrer que la loutre, à partir de ces noyaux isolés de populations, entame un lent processus de recolonisation. L'espèce étend son aire de répartition le long de la façade atlantique et dans le Massif Central, particulièrement sur les têtes de bassin de la Dordogne, de l'Allier et de leurs affluents pour ce secteur (Bouchardy *et al.* 2001). A partir des années 1990, la loutre est de nouveau présente dans les bassins de l'Allier et de la Dordogne, en Haute-Loire et dans le Puy-de-Dôme.

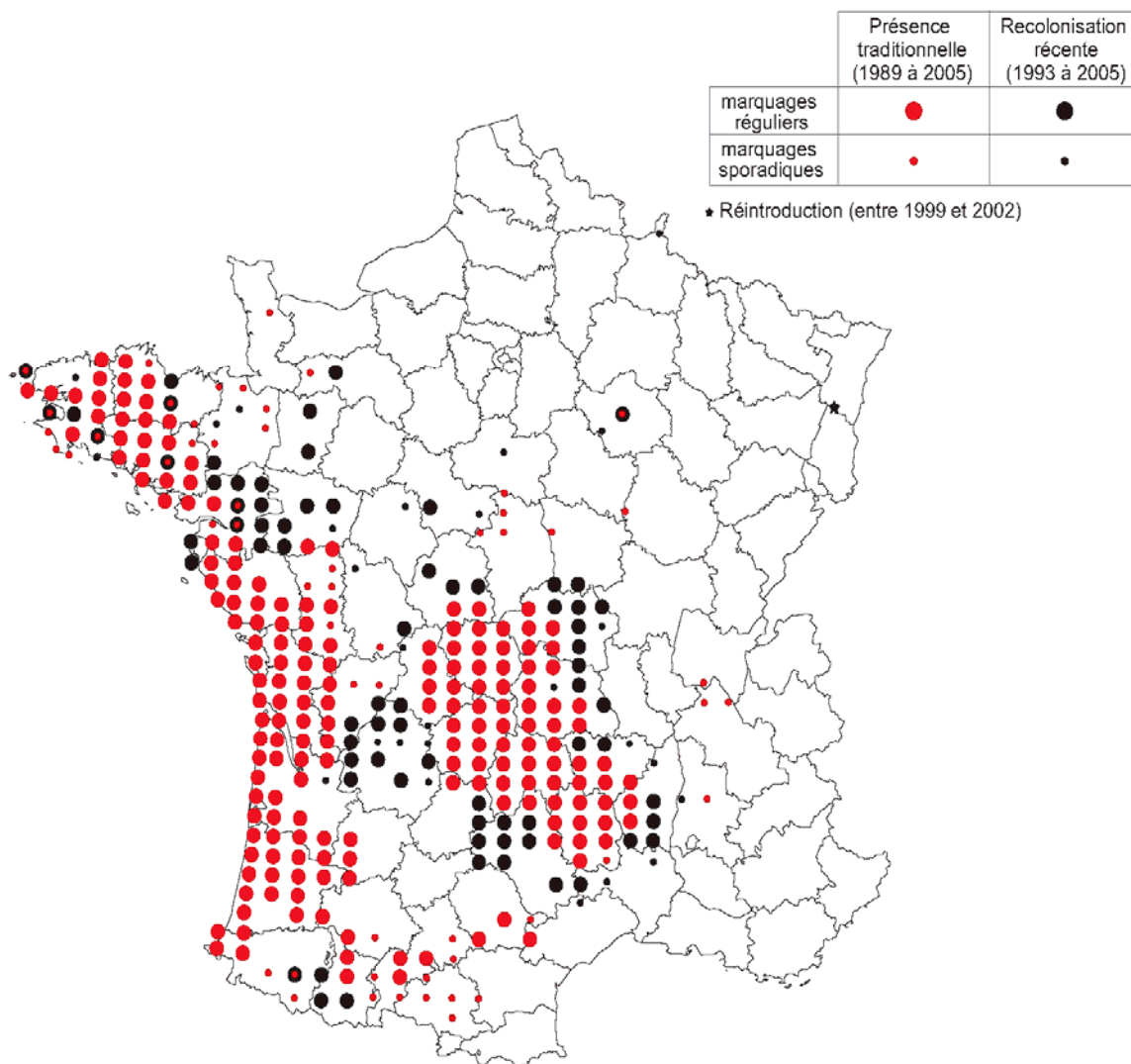


Figure I.2. Répartition actuelle de la loutre en France. Actualisation 2005. Source : groupe Loutre SFEPM- MNHN- IEGB.

Le mouvement se poursuit toujours actuellement : la loutre occupe désormais la majeure partie de l'Auvergne et du Limousin, et étend son aire de répartition. Les années 2000 ont vu les populations atlantiques et du Massif Central se rejoindre, par les départements de Dordogne et de Charente, évènement déterminant pour la conservation de la diversité génétique de l'espèce (Rosoux et Bouchardy, 2002). La figure I.2 représente l'état actuel de la répartition de la loutre en France.

1.2 CAUSES DE DISPARITION

Le **piégeage** et la **chasse** ont été, au moins localement, la principale cause de disparition de l'espèce. Considérée comme une concurrente directe des pêcheurs, dotée d'une fourrure très prisée des pelletiers, la loutre a fait l'objet en France d'une campagne de destruction comparable à celle du loup. Il existait même une commission nationale, la Loutrerie Française, et la destruction de l'animal était largement subventionnée par le Ministère de l'Agriculture durant l'Entre Deux Guerres (Bouchardy *et al.* 2001). Les techniques utilisaient souvent des pièges destinés à noyer l'animal sans abîmer la fourrure, pour lui conserver sa valeur, qui atteignait le revenu mensuel d'un ouvrier dans les années 1940. Plusieurs équipages ont par ailleurs utilisé des chiens courants pour la chasse à la loutre.

La **destruction et la dégradation de la qualité des milieux aquatiques** ont également contribué à la disparition ou à la régression de populations de loutres, en France comme dans le reste du monde. La destruction des zones humides (tourbières, prés humides, bras morts...), le recalibrage des rivières, la destruction des ripisylves, la construction de barrages et de micro-centrales ont fortement perturbé et banalisé le biotope de la loutre (Chanin, 2003a, b).

L'espèce ne trouve alors plus les zones propices au repos ou à l'élevage des jeunes dans une zone donnée, certaines de ces proies diminuent ou disparaissent (amphibiens, crustacés et mollusques). La figure I.3 représente des exemples de telles perturbations physiques.

La **contamination chimique chronique** des milieux aquatiques, de la loutre et de ses proies fera l'objet d'un développement spécifique dans le chapitre III.

Les **destructions accidentelles** sont également citées comme des facteurs localement très importants de régression de l'espèce. Les collisions routières sont fréquentes, cette cause de mortalité peut représenter plus de 80 % des animaux retrouvés morts (Philcox *et al.* 1999 ; Simpson, 2000 ; Hauer *et al.* 2002).



Figure I.3. Canalisation, recalibrage et suppression de la végétation rivulaire sur un cours d'eau (à gauche), drainage de zones humides (à droite) banalisent le biotope et provoquent la régression ou la disparition des proies de la loutre. Photos C. Lemarchand.



Figure 1.4. Détail d'un cadavre de loutre découvert en avril 2004 dans le Cantal. La cause de la mort apparaît clairement sous la forme d'un impact de balle. Photo C. Lemarchand.

Dans les marais de l'Ouest de la France, entre 1980 et 1993, l'analyse des causes de mortalité chez la loutre d'Europe, à partir de plus d'une centaine de cadavres, a démontré que 77,4 % des cas recensés étaient dus au trafic routier. Plus localement, dans le Marais Poitevin, pendant la même période, 71,1 % des cas de mortalité étaient imputables aux collisions avec des véhicules à moteur (Rosoux et Tournebize, 1995). Les auteurs considèrent que la conjugaison de certains facteurs affectant la santé (contamination par les biocides, pathologies diverses...) ou la quiétude des animaux, pourrait indirectement accroître les risques de mortalité routière (capacités physiques amoindries, perte de vigilance, troubles du comportement...). Cette augmentation de la mortalité provoquée par les activités humaines pourrait sérieusement compromettre la survie des populations de loutres, indépendamment de leur densité (Erlinge, 1978 ; Rosoux et Tournebize, 1995). La fréquentation du réseau routier, par rapport à celle du réseau hydrographique, constitue cependant un biais de collecte évident. L'impact des marées noires peut, localement, gravement affecter certaines populations (Garshelis et Johnson, 2001). La noyade dans des installations de pêche (nasses à anguilles), est également évoquée, de même que des cas de capture dans des pièges non sélectifs, (contrôle des ragondins *Myocastor coypus*) (Lodé, 1993). Enfin, des cas de braconnage sont également signalés (figure I.4).

A partir de 194 cadavres autopsiés entre 1979 et 1993, Bo Madsen *et al.* (2000) se sont focalisés sur la recherche de **parasites** externes et internes, de **maladies** et d'**infections**. Selon ces auteurs, il semble que la loutre soit relativement peu touchée par des infections sérieuses. Il n'y a généralement pas ou très peu de parasites externes, sans doute en raison de l'épaisseur de la fourrure et du temps passé dans l'eau. Des maladies oculaires sont signalées (Williams *et al.* 2000), des pneumonies, parfois des péritonites. L'infection la plus commune semble être due à un champignon, *Emmonsia parva*, qui occasionne l'adiaspiramycose, des lésions dans les poumons plus ou moins sérieuses, n'entraînant que rarement la mort de l'animal mais pouvant diminuer son état général. Des cas de tuberculose ont été signalés, et les individus âgés présentent souvent des calculs rénaux. Les blessures ou les morsures que s'infligent les individus (pendant le rut ou en cas de compétition) s'infectent parfois (*Staphylococcus aureus*, *S. lutrae* et *Streptococcus sp.*), mais, s'avèrent rarement mortelles. Ces morsures, souvent localisées sur la région génito-anale, peuvent entraîner la castration ou la rupture du *baculum* (os pénien) chez le mâle, des infections de la vulve chez la femelle. 20 % des individus portent de telles cicatrices de morsures, qui touchent plus les mâles que les femelles (Simpson, 2000). Au niveau digestif, on signale aussi des infections à *Salmonella binza*, à certains nématodes (Sidorovich et Anisimova, 1999), des gastroentéropathies hémorragiques,

souvent consécutives à l'ingestion d'hydrocarbures (Simpson, 2000). De récentes études ont isolé dans les tissus de loutres une Coccidie, *Isoospora lutrae* (Torres *et al.* 2000), ainsi que la douve *Pseudoamphistomum truncatum*, issue de poissons exotiques (Simpson *et al.* 2005).

1.3 LA PROTECTION DE L'ESPECE

Les années 1970 marquent un tournant dans l'histoire de la loutre en France et en Europe, c'est en effet lors de cette décennie que les mesures légales de protection vont être engagées. En France, l'interdiction de chasse et de destruction est décrétée en 1972, l'arrêté ministériel du 17 avril 1981 décrète sa protection intégrale. La loutre figure à l'annexe I de la convention de Washington (CITES) de 1973 sur le commerce des espèces en déclin, ainsi qu'à l'annexe II des espèces strictement protégées de la convention de Berne de 1979, qui la choisit de plus comme emblème. Enfin, la Directive Européenne « Habitats-Faune-Flore » de 1992 (92/43/EC) sera la première à décréter la double protection de l'espèce (Annexe IV) et de ses habitats (Annexe II) dans un même texte.

Parés de cet arsenal législatif, libérés de l'intense pression de piégeage, les derniers survivants, cantonnés dans 2 noyaux de populations (Massif Central et Marais de l'Ouest), vont entamer un lent processus de recolonisation (voir ci-dessus). La protection légale a donc sauvé l'espèce *in extremis*. Tandis que de nombreux pays d'Europe (Espagne, Grande-Bretagne) choisissaient d'accompagner ou de provoquer la recolonisation par des opérations de renforcement de populations ou de réintroductions, la France a choisi de ne pas intervenir dans ce processus entièrement naturel (Rosoux et Bouchardy, 1990 ; Bouchardy *et al.* 1992 ; White *et al.* 2003). Seule, une expérience de réintroduction et de suivi télémétrique de quelques individus a été tentée en Alsace, interrompue par la suite en raison du risque de flux de gènes allochtones vers la souche sauvage française (Mercier, 2004).

1.4 MORPHOLOGIE ET ANATOMIE

1.4.1 ALLURE GENERALE

La morphologie de la loutre d'Europe, comme d'ailleurs celle des 12 autres espèces de loutres de par le monde, est particulièrement adaptée à son mode de vie semi aquatique : le corps est allongé, fusiforme, les pattes sont courtes et palmées, lui permettant un déplacement rapide dans l'eau, la queue longue et épaisse lui servant de gouvernail. Le crâne est aplati, les yeux et les oreilles sont de petite taille et situés au sommet du crâne : la loutre peut être, ainsi, presque totalement immergée, tout en continuant à voir, entendre et respirer (Rosoux, 1998).



Figure I.5. La tête de la loutre est aplatie, les oreilles sont petites, et de longues vibrisses ornent la lèvre supérieure. Photo C.Lemarchand.

L'oreille et la narine se ferment automatiquement, lors de la plongée. De longues vibrisses, situées de part et d'autre du *rhinarium*, au dessus des yeux, et sur l'articulation des pattes avant, augmentent l'efficacité de la chasse et du repérage, particulièrement en eaux turbides, marécageuses ou tourbeuses, où le sens tactile est le principal mode de repérage de la loutre (figure I.5) (Bouchardy, 1986 ; Hainard, 1997). La couleur de la fourrure varie du marron foncé à la couleur chamois clair, et présente parfois une zone plus claire, éventuellement marquée de taches blanches, sur le ventre, le menton et le cou. Très dense, constituée de 35 à 50.000 poils par cm^2 , la fourrure est organisée en poils de bourre, denses et courts (10 à 15 mm), qui retiennent près de la peau une mince couche d'air, et assurent ainsi une bonne isolation thermique, et en poils de jarre, plus longs (25 mm) sur lesquels l'eau glisse. Ces derniers sont plus solides, résistent à l'abrasion et sont recouverts d'une sécrétion issue des glandes cutanées, améliorant l'hydrodynamisme de l'animal, et conférant à la fourrure des propriétés hydrofuges temporaires (figure I.6).

1.4.2 CARACTERISTIQUES BIOMETRIQUES

En France, la taille moyenne totale est de 118,5 cm pour les mâles, et 104,3 cm pour les femelles, dont 30 à 40 cm de queue. Le poids moyen est de 8,6 kg pour les mâles, et 6,8 kg pour les femelles (Bouchardy, 1986 ; Rosoux, 1998). Un poids record de 11,2 kg a été noté en juillet 2006, pour un mâle adulte issu du Marais Poitevin (Rosoux et Lemarchand, *Obs. Pers*).



Figure I.6. La fourrure de la loutre, ici en face ventrale, se compose de longs poils de jarre recouvrant une bourre épaisse. Photo C. Lemarchand.

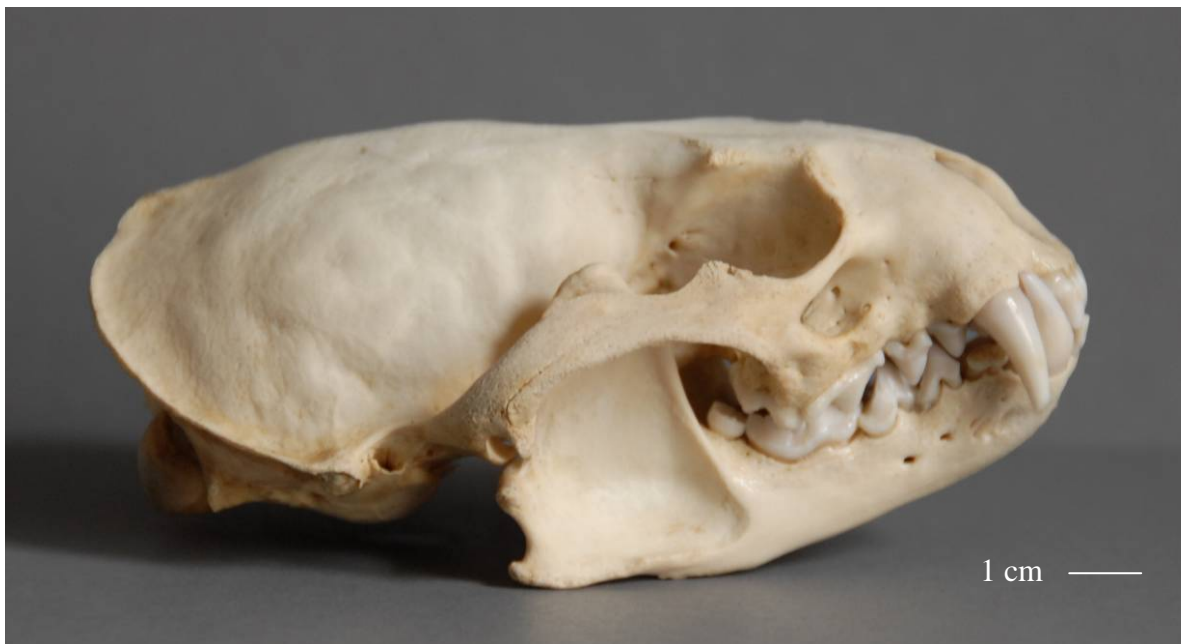


Figure I.7. Crâne de loutre, montrant l'aplatissement antéro-postérieur, les orbites décalées vers l'avant, et la denture propre aux carnivores. La loutre dispose de 36 dents, organisées selon la formule 3.1.4.1./3.1.3.2. Photo C. Lemarchand.

Les données disponibles pour le reste de l'Europe sont comparables (Kruuk, 2006). Les mâles sont plus trapus, le *rhinarium*, le front et la lèvre supérieure sont plus larges que ceux des femelles.

L'éventail de taille au sein d'un même sexe, ainsi que le dimorphisme sexuel, toujours assez marqués, semblent être étroitement liés à l'état des populations. Les populations prospères et saines présentent un spectre de dimensions plus large et un dimorphisme sexuel plus marqué que les populations en déclin (Pertoldi *et al.* 2000). Les individus sont généralement plus grands et de masse moyenne plus élevée dans les populations prospères. De même, il semble exister un gradient de taille et de masse décroissant du nord et du centre de l'aire de répartition vers le sud. Ce phénomène, courant chez les mammifères, semble permettre d'assurer un rapport surface/volume du corps optimal pour l'homéothermie (Phillips et Heat, 1995).

1.4.3 CARACTERISTIQUES ANATOMIQUES

1.4.3.1 APPAREIL DIGESTIF

La denture est typique des carnivores, organisée en incisives, canines, prémolaires et molaires. Les carnassières (4^e prémolaire du maxillaire et 1^{re} molaire de la mandibule) sont très développées. Le comptage des stries d'accroissement du cément des dents permet d'estimer l'âge des animaux (odontochronologie). En pratique, leur aspect (nombre, usure générale, présence de tartre), permet une classification entre individus jeunes, âgés ou d'âge intermédiaire sans préparation préalable des dents (figure I.7).

Le tube digestif est de type monogastrique (œsophage, estomac, intestin grêle et côlon) et mesure environ 3 m. Le temps de transit est court, avec une moyenne de 3 heures (Kruuk, 1995, 2006). Le foie et le rein sont polylobés, fait unique chez les mustélidés pour ce dernier organe. Cette particularité prédispose l'espèce aux lithiases rénales (Cassereau, 2001).

1.4.3.2 APPAREIL CARDIORESPIRATOIRE

La loutre possède 4 lobes au poumon droit et 2 au poumon gauche. La plupart des mammifères ne disposent que de 3 lobes au poumon droit, et cette particularité constitue peut-être une adaptation à l'apnée, si ce lobe supplémentaire permet une augmentation de la capacité respiratoire totale (Cassereau, 2001). La capacité totale d'apnée de la loutre, souvent surestimée, ne dépasse guère une trentaine de secondes, parfois une minute, à des profondeurs généralement inférieures à 10 m, éventuellement sous la glace si la loutre peut la briser.

Le cœur présente un aspect globuleux, presque sphérique, et ses parois sont épaisses. Le rythme cardiaque est ralenti pendant toute la phase de plongée, comme dans le cas des mammifères marins. Il existe un système de stockage du sang, le sinus hépatique, situé sur le trajet de la veine cave, entre le foie et le diaphragme ; le sang contenu dans ce sinus constitue une réserve d'oxygène (Cassereau, 2001).

1.4.3.3 PARTICULARITES ET ADAPTATIONS ANATOMIQUES

Comme pour les Pinnipèdes et les Cétacés, les narines et les oreilles se ferment pendant la plongée, évitant ainsi l'entrée d'eau et les pertes de chaleur. La réduction du pavillon de l'oreille tend également à limiter les pertes de chaleur.

La température corporelle est de l'ordre de 38°C. Pour la maintenir, la loutre passe d'autant moins de temps dans l'eau que celle-ci est froide, et soigne particulièrement sa fourrure, y consacrant une part importante de son activité, de façon à maintenir l'intégrité de la couche isolante d'air piégée à la base des poils. Contrairement aux Pinnipèdes et aux Cétacés, il n'y a pas d'accumulation particulière de graisse chez la loutre, probablement pour ne pas perturber les déplacements au sol (Kruuk, 2006).

La loutre dispose d'une autre adaptation remarquable dans la régulation thermique, le *rete mirabile*. Il s'agit d'un réseau très dense de veines et d'artères de faible diamètre, situé juste sous le derme. La proximité entre les deux réseaux permet au sang veineux d'être réchauffé par le sang artériel, de limiter la perte de chaleur et la vasoconstriction lors de stations prolongées dans l'eau froide, et d'assurer une bonne vascularisation, particulièrement à l'extrémité des membres (Rosoux, 1998).

La loutre ne dispose pas d'une bonne acuité visuelle, qui, dans l'air, est inférieure à celle de l'homme. Au niveau de l'œil, le corps ciliaire, en permettant la contraction du muscle ciliaire, autorise la déformation du cristallin, et, ainsi, améliore l'acuité visuelle sous l'eau. Comme chez la majorité des carnivores, il existe, en arrière de l'œil, une couche de cellules réfléchissantes, le *tapetum lucidum*, améliorant la vision nocturne.

Selon Pfeiffer et Culik (1998), le métabolisme énergétique de base de la loutre est supérieur à celui des autres mammifères terrestres : le niveau d'énergie disponible à tout moment est plus important, ce qui permet de répondre aux contraintes énergétiques en milieu aquatique (lutte contre le courant, homéothermie).

Enfin, les muscles des pattes sont modifiés (par rapport aux mustélidés terrestres, comme la Martre *Martes martes* par exemple), pour réguler la tension de la membrane

interdigitale. La loutre, dont l'agilité dans l'eau est proverbiale, peut également se mouvoir fort lestement au sol, courir ou sauter par bonds, grimper aux arbres, sauter 1,5 m en hauteur ou en longueur, et plonger d'une hauteur de plusieurs mètres. Son endurance physique est très importante (Rosoux, 1998 ; Williams *et al.* 2002).

1.5 ECOETHOLOGIE ET REPRODUCTION

1.5.1 ECOETHOLOGIE

Animal amphibie, la loutre partage son temps entre le milieu aquatique (marin ou dulcicole), où elle chasse et se déplace, et le milieu terrestre, où ont lieu les phases de repos, la consommation des proies les plus grosses, la toilette, la mise bas et l'élevage des jeunes.

L'animal, discret et farouche, est territorial et individualiste. Le domaine vital est de taille variable selon la disponibilité alimentaire, la géographie, la topographie et le climat local, et la concurrence avec d'autres individus. Au sein de ce domaine vital, espace nécessaire à l'individu pour satisfaire l'ensemble de ses besoins, se trouve le territoire, espace physiquement défendu face aux congénères. Pour un mâle, la taille du domaine vital est comprise entre 20 et 40 km de linéaire en rivière, et atteint 25 km de diamètre pour une zone de lacs ou de marécages. Celui des femelles est nettement plus restreint, 10 à 20 km de linéaire de rivière (Mason et Macdonald, 1986 ; Kruuk, 1995, 2006 ; Rosoux, 1998).

Pour mieux visualiser l'occupation de l'espace par l'*individu*, nous pouvons appliquer l'image de l'œuf au plat, initialement définie par Breitenmoser pour le lynx boréal (*In* : Raydelet, 2006). Le domaine vital correspond au périmètre du blanc, le territoire est constitué par le jaune, et ne se trouve pas forcément au centre. Une poêle à frire remplie d'œufs au plat schématise bien l'occupation d'un espace donné par une *population*. Une partie des blancs (domaines vitaux) peuvent se recouper, les jaunes (territoires) restant bien individualisés.

Le domaine vital d'un mâle peut ainsi recouper celui de plusieurs femelles, et les densités locales de populations sont variables, en fonction de l'utilisation des domaines vitaux (Kruuk et Moorhouse, 1991). Plusieurs études ont ainsi tenté d'estimer la densité de loutres sur des rivières, et les valeurs s'échelonnent de 6 loutres, pour 100 km de linéaire en Grande-Bretagne (Kruuk, 1995), à 20 loutres par 100 km de linéaire en Suède (Erlinge, 1967).

Tant que chaque loutre peut conserver une zone qui lui est spécifique, les luttes physiques restent rares (Kruuk, 1995). Des clans matriarcaux ont parfois été observés, les femelles et leurs jeunes de l'année partageant avec d'autres loutres des territoires de chasse sans conflit apparent (Rosoux & Green, 2004 ; Kruuk, 2006).



Figure I.8a et b. Empreinte (à gauche) et empreintes de pas de loutre (2 pieds arrière). Au sein des carnivores, la trace de la griffe est attenante à la pelote digitale seulement chez la loutre. Photos C. Lemarchand.



Figure I.8c et I.8d. Place de ressui (à gauche) de la loutre à la sortie de l'eau et grattis caractéristique sur un banc de sable au bord de l'Allier. Photos C. Lemarchand.

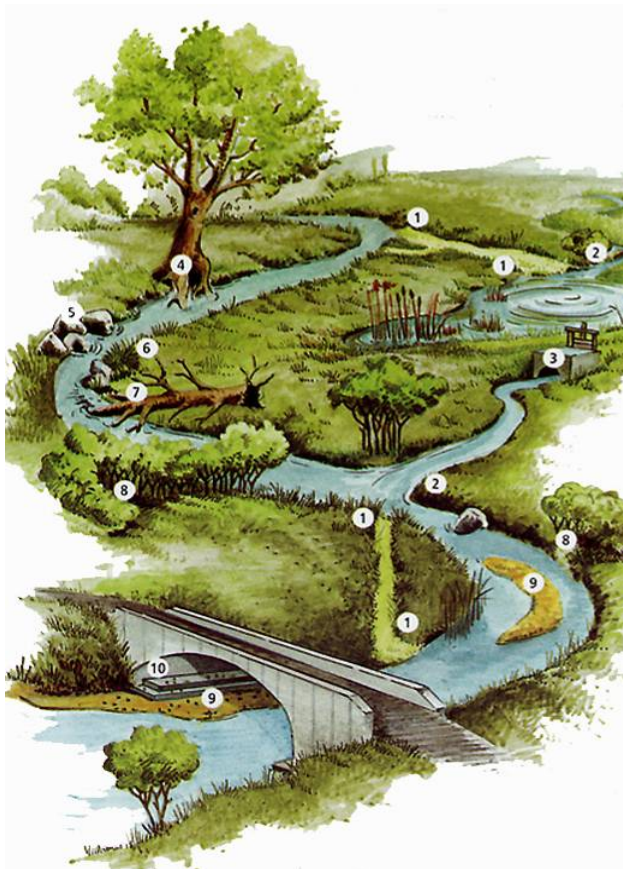
Certaines femelles peuvent au contraire se montrer très territoriales vis-à-vis de leurs congénères, notamment lors des phases d'élevage des jeunes (Rosoux, 1998). Les mâles peuvent entrer en compétition pour un même territoire de chasse et l'accès aux femelles, et des luttes ont parfois lieu entre rivaux.

La loutre parcourt son domaine vital en plusieurs jours, et le jalonne de ses excréments (Rosoux, 1995, 1998). Ces derniers portent le nom d'*épreinte* (figure I.8a), terme provenant du vieux français « épreindre », qui signifie « faire en petits paquets, en se forçant » (Bouchardy, 1986). L'animal défèque en effet fréquemment, plusieurs dizaines de fois par jour, avec de faibles quantités émises à chaque fois (Prigioni *et al.* 1995; Rostain *et al.* 2004).

Les épreintes constituent bien souvent pour l'observateur la seule preuve tangible de la présence de l'animal (Kruuk *et al.* 1986), avec les empreintes de pas (figure I.8b), visibles sur des substrats favorables (sable mou, limon, vase, neige). Les coulées, les places de ressui, où la loutre sèche sa fourrure en se roulant dans la végétation, et les grattis, vastes surfaces de sable ou de vase marquées de longues traces de griffes constituent d'autres signes de la présence de l'espèce à rechercher sur le terrain (figures I.8c et I.8d).

La loutre utilise pour ses marquages tous les postes remarquables de son territoire, comme les pierres proéminentes, les souches, les méandres, les grèves, les seuils, les confluents ou le dessous des ponts (figure I.9a). Le dépôt de laissées est caractérisé par des variations saisonnières, le pic de marquage ayant lieu d'octobre à mars dans nos contrées (Bouchardy, 1986 ; Delibes *et al.* 1991 ; Chanin, 2003 *a, b*). Une variation dans la fréquence de renouvellement des épreintes peut correspondre à une modification du secteur d'activité (Lodé, 1995), à la volonté de discrétion de certains individus (femelles suitées) ou à un dérangement. Outre l'aspect purement digestif, le dépôt des épreintes a un rôle territorial et social important, comme chez tous les autres mustélidés (à l'exception du Blaireau *Meles meles*, qui les dépose dans des latrines). La laissée s'accompagne d'une sécrétion des glandes anales, situées de part et d'autre de l'anus. Cette sécrétion, très odorante, transmet de nombreuses informations, comme l'état de réceptivité sexuelle des femelles, l'éventuelle présence de jeunes, l'exploitation d'un territoire de chasse ou la présence d'un mâle territorial (Kruuk, 2006). La découverte d'une épreinte « étrangère » par un individu autochtone peut engendrer ou non un marquage en réponse (Kruuk, 1995). Le marquage est donc un moyen indirect de communication pour les loutres.

L'essentiel de l'activité de la loutre a lieu, sous nos latitudes, sur une période allant du crépuscule à l'aube. Cette phase d'activité rassemble l'exploration du territoire, la chasse et la consommation des proies, ainsi que le dépôt des marquages territoriaux.



1. Recouplement de méandres
2. Confluences, entrées d'étangs
3. Vannes de vidange d'étangs
4. Arbres creux de la ripisylve
5. Enrochements, pierres émergentes
6. Végétation basse (joncs, carex)
7. Végétation semi immergée
8. Buissons et arbustes
9. Bancs de sables et de limon, vase
10. Base des piles de ponts

Figure I.9a. Sites de marquages territoriaux de la loutre. Dessin Noël Guillaoux. Extrait de Bouchardy *et al.* (2001).

La pleine journée et plusieurs courtes périodes nocturnes sont consacrées aux phases de repos, constituées par le sommeil bien sûr, mais aussi par l'entretien de la fourrure ou l'allaitement des jeunes (Rosoux, 1998). De ce schéma général, des exceptions peuvent être constatées : des observations de loutres en pleine journée sont régulièrement rapportées (*Obs. Pers.*), et certaines populations d'Europe ont même une activité essentiellement diurne (Iles Shetland, Ecosse). En fait, comme pour de nombreuses espèces, l'activité nocturne de la loutre est consécutive aux persécutions de l'Homme, et constitue donc une adaptation. Dans les zones préservées de la pression humaine, l'animal peut modifier ce patron d'activité.

Chaque loutre dispose au sein de son domaine vital de plusieurs dizaines de places de repos, qu'elle utilise successivement au fil de l'exploration des différents habitats et de l'exploitation de leurs ressources (Rosoux et Libois, 1996). Ces gîtes de repos ou de sieste peuvent être de simples couches à l'air libre et à l'abri du dérangement, sur la végétation ou les rochers, ou bien se trouver dans des anfractuosités, naturelles (éboulis, arbres creux) ou non (enrochements, terriers de rongeurs, ou creusés par la loutre elle-même). La fluctuation du niveau des eaux est déterminante dans la recherche de nouveaux gîtes (Rosoux, 1998).

Un troisième type de gîte est la catiche, qui est le nom donné au gîte de mise bas. La catiche, dont le nom vient du vieux français *se catir*, qui signifie « se cacher », doit se trouver à l'écart des prédateurs, des concurrents et du dérangement, et est d'une très haute valeur écologique pour l'espèce (Andrews, 1989 ; Durbin, 1998 ; Robitaille et Laurence, 2002 ; Rosoux & Green, 2004) (figure I.9b).



Figure I.9b. Catiche d'une loutre, vue en coupe. Dessin Noël Guillaud. Extrait de Bouchardy *et al.* (2001).



Figure I.10. La loutre femelle dispose de 4 mamelles fonctionnelles. Photo C.Lemarchand.



Figure I.11. Jeune loutroune femelle quelques jours avant la mise bas. La fourrure n'est qu'un fin duvet, les membres et la queue sont bien formés. Les yeux ne s'ouvrent qu'après 30 à 35 jours. Photo C.Lemarchand.



Figure I.12. Loutroune mâle âgé d'environ 1 mois. Les yeux sont alors ouverts et les premières dents apparaissent. Photo C.Lemarchand.

1.5.2 REPRODUCTION

Fait rare chez les carnivores, et unique parmi les mustélidés, la reproduction de la loutre peut avoir lieu à n'importe quel moment de l'année. Un secteur favorable, comportant des gîtes à l'abri du dérangement, ainsi qu'une source d'alimentation suffisante semblent être les facteurs déterminants, sans relation avec une saison particulière (Chanin, 2003a).

Le mâle est en activité sexuelle une grande partie de l'année, tandis que l'oestrus de la femelle, d'une durée de deux semaines environ, intervient tous les 40 à 45 jours (Wayre, 1979). La maturité sexuelle est atteinte à 18 mois environ pour les mâles, au cours de la troisième année pour les femelles. Les femelles en chaleur attirent les mâles en déposant des épreintes et des sécrétions vaginales en des zones bien précises (Bouchardy, 1986 ; Rosoux & Green, 2004).

Le mâle investit le territoire de la femelle, le couple reste ensemble quelques jours seulement, au cours desquels ils vont passer de longs moments à courir et s'ébattre dans l'eau et sur les berges, en émettant de nombreuses manifestations sonores (Mason & Macdonald, 1986 ; Rosoux, 1998). Peu d'études ont été menées sur les critères de choix des partenaires, mais il a été suggéré que les femelles de petite taille étaient privilégiées pour la reproduction, car elles mobilisent moins d'énergie à leur propre maintenance (métabolisme de base), et donc plus d'énergie à l'élevage des jeunes (Erlinge, 1972). La copulation a lieu dans l'eau, la femelle repousse ensuite le mâle, qui regagne son domaine vital. Au cours de la gestation, la femelle restreint la taille de son domaine d'activité et limite ses déplacements. La fréquence et le nombre de ses marquages diminuent également (Wayre, 1979 ; Liles, 2003). Elle choisit ou aménage alors sa catiche, qui dispose souvent de plusieurs chambres de niveaux différents, pour éviter la noyade en cas de montée des eaux. Une cheminée naturelle assure la communication avec l'air extérieur, et il existe généralement deux entrées, l'une située sous le niveau de l'eau, l'autre accessible par voie terrestre, mais bien à l'abri des risques d'intrusion.

La gestation dure de 60 à 62 jours (Wayre, 1979 ; Mason et Macdonald, 1986 ; Capber, 1997), le phénomène d'ovo-implantation différée, fréquent chez les mustélidés et d'autres espèces de loutres, n'existe pas chez *Lutra lutra* (Ferguson *et al.* 2006). La femelle met bas de un à deux loutrons (rarement trois, exceptionnellement quatre) (figure I.10) et va assurer, seule, leur élevage, jusqu'à leur émancipation. A la naissance, les jeunes pèsent moins de 100g, leurs yeux sont fermés, leur fourrure très fine (figures I.11 et I.12). La mère ne quitte pas la catiche pendant quelques jours, le temps que les jeunes puissent conserver par eux-mêmes leur température. Ils ouvrent les yeux vers 30 à 35 jours, époque à laquelle

apparaissent les dents de lait (Rosoux & Green, 1998). Leur croissance est rapide, mais leur éducation s'avère fort longue. A l'âge de 2 mois, ils s'aventurent hors de la catiche, et apprennent à nager le mois suivant. Contrairement à une idée reçue, la nage est loin d'être une formalité pour les jeunes (Bouchardy, 1986 ; Rosoux, 1998). La mère est souvent obligée de pousser à l'eau ses jeunes, terrorisés par l'élément liquide. Elle leur apporte ensuite des proies encore gesticulantes pour leur apprendre progressivement les gestes de la mise à mort, de façon concomitante avec le sevrage, qui intervient après environ 4 mois. Il arrive que le plus faible d'une portée meure de faim, cette forme de sélection naturelle favorisant les chances de survie du reste de la fratrie (Kruuk, 2006). L'apprentissage et la maîtrise de la nage et de la chasse sont particulièrement longs. Ce n'est que vers l'âge de 8 à 10 mois que les loutrons seront réellement autonomes (Rosoux, 1998 ; Kruuk, 2006). Le comportement des erratiques et les modalités de dispersion des jeunes ont été très peu étudiés. Selon Sjoasen (1996), les individus en dispersion recherchent en priorité des territoires vierges de leurs congénères ou occupés par des individus de sexe opposé, ce qui semble logique. Ensuite, l'acquisition de la maturité sexuelle entraîne généralement une augmentation de la surface du territoire.

Comme dans le cas d'autres super-prédateurs, les pertes sont très importantes à tous les âges de la vie. 42 % des jeunes loutres meurent au cours de leur première année, 33 % survivent deux ans, 25 % atteignent un âge supérieur à deux ans, et 15 % seulement se reproduiront. Comme chez la plupart des mammifères, et particulièrement chez les carnivores, la période critique est celle de l'émancipation (Mason et Macdonald, 1986). L'espérance de vie en nature dépasse rarement 5 ans, plus du double en captivité (Rosoux, 1998 ; Bouchardy *et al.* 2001). Compte tenu du caractère tardif de la maturité sexuelle et de la durée d'élevage des jeunes, les femelles n'auront ainsi qu'une à trois portées au cours de leur vie.

1.6 REGIME ALIMENTAIRE

1.6.1 GENERALITES

L'étude du régime alimentaire d'une espèce permet généralement de mieux définir certaines grandes lignes de sa niche écologique. En effet, la connaissance du régime, en identifiant les espèces servant de ressource, nous éclaire sur les relations prédateurs-proies, les principaux facteurs biotiques ou abiotiques limitants ou les phénomènes de compétition inter- ou intra- spécifiques (Frontier et Pichod-Viale, 1998).

Les loutres figurent parmi les espèces de Carnivores dont le régime a été le plus et le mieux documenté. Selon Kruuk (1995, 2006), le régime alimentaire est l'aspect de l'écologie

« lutrine » le plus facile à étudier, nettement plus que la densité de population ou le comportement, par exemple. Cette facilité d'étude vient du fait que l'étude du régime alimentaire de la loutre est le plus souvent basée sur l'examen des épreintes, qui elles-mêmes ne sont pas difficiles à trouver pour le pisteur disposant d'un minimum de connaissances et d'expérience d'un habitat fréquenté par l'espèce (Mason & Macdonald, 1986 ; *Obs. Pers.*).

Contrairement aux restes contenus dans les pelotes de réjection d'oiseaux, les restes de proies de la loutre sont fragmentés, mais peu dégradés, et restent donc assez facilement identifiables dans les épreintes. Avec un minimum de précautions dans l'interprétation des données, cette méthode permet d'obtenir une bonne estimation du régime alimentaire. Il est cependant difficile, voire impossible, de collecter la *totalité* des épreintes émises par un individu, ce qui peut constituer un biais de collecte (Jacobsen et Hansen, 1996). L'analyse du contenu stomacal de cadavres, autre méthode répandue d'étude du régime, nécessite un grand nombre de spécimens, nettement plus difficiles à obtenir, pour être réellement représentative.

La loutre chasse selon la loi du moindre effort : l'énergie retirée de la consommation d'une proie doit être supérieure à celle nécessaire pour la chasser (Bouchardy, 1986). Ce principe paraît évident, il est d'ailleurs applicable à l'ensemble des prédateurs, mais évite souvent bien des spéculations dans l'étude du régime. Les proies chassées ne seront pas forcément les plus grosses, mais les plus nombreuses et/ou les plus faciles à attraper (Lanszki *et al.* 2001). L'alimentation représente, en moyenne, 10 à 15% du poids corporel par jour, soit donc de l'ordre d'un kilogramme. Cette proportion augmente par temps froid ou dans le cas de femelles allaitantes, qui peuvent alors consommer plus du quart de leur poids par jour (Rosoux & Green, 2004).

La loutre ne pratique pas l'affût. Elle chasse « à vue », par exemple en attaquant les poissons par l'arrière et le dessous, utilisant ainsi leur faible champ visuel vers le bas (Bouchardy, 1986). Lorsque les eaux sont troubles, les vibrisses lui serviront à détecter les ondulations de l'eau, provoquées par ses proies.

1.6.2 COMPOSITION DU REGIME ALIMENTAIRE DE LA LOUTRE

Une des difficultés majeures dans l'étude du régime alimentaire de la loutre réside dans l'expression des résultats. La méthode la plus souvent utilisée dans la bibliographie est l'expression en *fréquence d'occurrence relative*, qui consiste à exprimer le pourcentage d'occurrence d'un taxon en fonction du nombre total d'occurrences de tous les taxons d'un échantillon. Cette méthode est la plus simple à mettre en œuvre, mais présente l'inconvénient

de sous- ou de surestimer certaines proies, et surtout n'apporte pas d'informations quant aux biomasses totales et relatives des proies consommées, qui nécessitent en complément l'utilisation des abondances relatives de chaque taxon (Jacobsen et Hansen 1996 ; Rosoux, 1998). Les données chiffrées figurant ci-dessous correspondent à des fréquences d'occurrence, sauf mention contraire.

La quasi-totalité des études, depuis Gaston Phoebus dans son « *Livre de la chasse* », rédigé entre 1387 et 1389, jusqu'à Kruuk (2006), soulignent le caractère ichtyophage du régime alimentaire de la loutre. Les poissons constituent 50 à 90 % de la fréquence d'occurrence dans les 37 études du régime alimentaire de la loutre en Europe occidentale synthétisées par Clavero *et al.* (2003). Le reste se compose d'amphibiens, d'oiseaux, de mammifères, de reptiles, de crustacés, d'autres invertébrés et de matières végétales. De fait, la loutre est le carnivore consommant le plus d'animaux ectothermes (Clavero *et al.* 2003). Cette liste très diversifiée de proies correspond bien au statut trophique de l'espèce : la loutre est un super-prédateur des milieux aquatiques, des proies appartenant à l'ensemble des biocénoses de ceux-ci peuvent donc faire partie de son régime. Pour Erlinge (1967), Mason & Macdonald (1986), ou Rosoux (1998), cette diversité de proies potentielles fait de la loutre un prédateur de type généraliste. Paradoxalement, en partant du même constat, Kruuk (2006) arrive à la conclusion que la loutre est un animal « hautement spécialisé ». Si l'on peut admettre que l'Evolution a fait des Lutrinés en général, et de *Lutra lutra* en particulier, des prédateurs « spécialisés » dans l'exploitation des milieux aquatiques, et plus particulièrement des poissons, il n'en demeure pas moins qu'une fraction non négligeable du régime alimentaire est soumise à d'importantes variations spatio-temporelles de sa diversité taxonomique.

Plusieurs auteurs ont étudié le régime de l'espèce, particulièrement dans la partie centrale et occidentale du continent européen. Les études du régime dans la partie orientale du continent (à l'est du Caucase et en Asie) sont, en revanche, beaucoup plus rares. Taastrøm et Jacobsen (1999) ont étudié le régime alimentaire de la loutre au Danemark, en milieu lacustre et en rivière. Parallèlement, les populations de poissons ont été estimées par des campagnes de pêches électriques. La proportion de poissons a atteint 76 à 99% (en fréquence d'occurrence) du régime alimentaire total de poissons dans cette étude, et toutes les espèces présentes dans le milieu sont apparues dans le régime alimentaire. La loutre a montré des préférences, privilégiant les cyprinidés (gardon *Rutilus rutilus*) aux salmonidés (truite fario *Salmo trutta fario*) en milieu lacustre, les percidés (perche commune *Perca fluviatilis*, grémille *Gymnocephalus cernuus*) en rivière. La difficulté de capture des salmonidés semble ici vérifiée. L'autre type de proie majoritaire est constitué par les amphibiens,

particulièrement les anoues (grenouilles *Rana sp.*), dont la proportion dans le régime atteint 4 à 23%, particulièrement de janvier à avril. La loutre les chasse dans les sites d'hivernage, puis lors de la migration des amphibiens vers les sites de reproduction.

En Hongrie, Lanzski et Molnar (2003) ont comparé le régime dans trois habitats différents du bassin du Danube. De fortes différences sont apparues, mais dans tous les cas, les proies majoritaires dans le milieu le sont aussi dans le régime alimentaire. Les carpes (*Cyprinus carpio*), sandres (*Stizostedion lucioperca*), perches et poissons-chat (*Ictalurus nebulosus*) représentent ainsi jusqu'à 94% de la fréquence d'occurrence dans une zone d'étangs de production, 93 % dans le cas du brochet (*Esox lucius*) et de la perche dans les annexes hydrauliques naturelles. Enfin, dans une partie du lac Balaton, les amphibiens sont souvent majoritaires. En effet, leur fréquence d'occurrence est comprise entre 15 et 68 % du régime, particulièrement en automne et en hiver. Celle des poissons n'atteint ici que 17 à 27 %. Ces auteurs soulignent ainsi les grandes capacités d'adaptation des individus dans l'exploitation de leurs proies et ce, dans l'espace géographique relativement restreint d'une même population.

Dans une étude menée en Irlande, Ottino et Giller (2004) ont mis en évidence un régime alimentaire plus diversifié. En effet, si les poissons restent majoritaires (leur fréquence d'occurrence moyenne annuelle atteint 56 %), les amphibiens, les oiseaux, les mammifères, les mollusques et les insectes sont également bien représentés. Les grenouilles rousses (*R. temporaria*) ont une fréquence d'occurrence de 17 %, particulièrement au cours de leur période de reproduction, comme Taastrøm et Jacobsen (1999) l'ont également observé. Les oiseaux identifiés (4,5 %) correspondent à des Rallidés communs (foulque macroule *Fulicula atra*, poule d'eau *Gallinula chloropus*), et sont principalement consommés en hiver. Les mammifères consommés sont des rongeurs (rat surmulot *Rattus norvegicus*, mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* et campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*), ils atteignent 3 % de la fréquence d'occurrence en hiver. De fortes proportions d'invertébrés ont également été retrouvées, leur fréquence d'occurrence moyenne annuelle atteint près de 40%. Parmi ceux-ci, les vers de terre (*Lombricus sp.*), les coléoptères aquatiques (*Dytiscus sp.*), les libellules (*Odonata*) et crustacés (*Gammarus sp.*) ont été identifiés. Les auteurs interprètent cette importante diversité de proies comme le signe d'un habitat local globalement préservé et équilibré, où aucune proie ne domine particulièrement la ressource disponible. L'ensemble des proies potentielles présentes peut donc logiquement figurer au menu du prédateur.

Copp et Roche (2003) ont utilisé le régime alimentaire comme méthode indirecte de suivi d'une population réintroduite dans le sud-ouest de l'Angleterre. Au cours de la décennie

1990-2000, trois campagnes d'études du régime alimentaire, associées au suivi des populations de poissons présentes ont été réalisées. Les auteurs ont ainsi montré que les loutres réintroduites ont, dans un premier temps, augmenté progressivement la surface de leur domaine vital et la diversité de leurs proies. Par la suite, l'arrivée et la concurrence d'autres individus, issus cette fois de l'accroissement naturel des populations et non de réintroductions, a, d'une part, provoqué la diminution de la surface des domaines vitaux des loutres préalablement suivies, et, d'autre part, diminué l'éventail des proies prélevées par cette population réintroduite.

Les travaux de Ruiz-Olmo *et al.* (1999) se sont focalisés sur l'occupation de l'espace et sur le régime alimentaire de la loutre (et du vison d'Europe) en Espagne, dans des zones à climat de type méditerranéen. Ces milieux sont potentiellement très contraignants pour certaines des proies, comme les poissons, les amphibiens et les crustacés, par le caractère temporaire de la présence de l'eau, l'irrégularité des débits, les températures extrêmes, et l'impact des aménagements humains (Magalhaes *et al.* 2002). Les résultats montrent que la dynamique des populations de loutres et de leurs aires de répartition sont très influencées par le régime hydrique de ces milieux. Lors des années humides, la taille des domaines vitaux, la longévité et la fécondité des loutres sont supérieures à ce qui est observé lors d'années sèches, durant lesquelles les loutres peuvent migrer partiellement, à la recherche de zones encore en eau. Le régime alimentaire, majoritairement composé de poissons les années humides, s'oriente, lors des sécheresses, vers les amphibiens, reptiles, insectes et crustacés (écrevisses) piégés dans les rivières en cours d'assèchement. Les facteurs abiotiques régulant les populations de proies ont ainsi une influence sur la répartition de la loutre et la prospérité de ses populations (Cortez *et al.* 1998 ; Ruiz-Olmo *et al.* 2001). Les rapides capacités d'adaptation de la loutre sont ici soulignées, mais également la problématique de la présence de l'eau et sa gestion pour la pérennité de l'espèce.

En France, plusieurs études du régime alimentaire de la loutre ont été réalisées, essentiellement dans le Massif Central (Bouchardy, 1986 ; Libois, 1997) et dans les Marais de l'Ouest (Libois & Rosoux, 1989, 1991 ; Libois *et al.* 1991). La synthèse de certains de ces travaux, effectuée par Libois (1995), permet de réaliser un comparatif à l'échelle nationale, pour des milieux de niveaux trophiques différents. Par ailleurs, ces auteurs ont pu déterminer la contribution relative et la biomasse des différentes proies identifiées, à l'aide d'une méthode détaillée au paragraphe 2.1.5. Dans les milieux oligotrophes, les salmonidés sont les proies les plus importantes de la loutre, tant au niveau de leur fréquence d'occurrence dans les échantillons que de leur biomasse, qui atteint plus de 80 % de la biomasse totale ingérée dans

certains cas. Le régime est complété par des vertébrés homéothermes (mammifères et oiseaux). Dans les zones mésotrophes, les cyprinidés sont préférentiellement consommés, leur proportion atteint 75 à 80 % de la biomasse totale ingérée. Enfin, dans les milieux eutrophes, le régime se compose principalement d'anguilles (*Anguilla anguilla*), qui représentent à elles seules la moitié de la biomasse ingérée, de jeunes brochets et de cyprinidés.

Cette étude nationale confirme les grandes lignes du régime alimentaire de la loutre, mises en évidence dans le reste de l'Europe :

- la loutre est principalement ichtyophage, et complète son menu par d'autres types de proies (amphibiens, mammifères, oiseaux et reptiles) ;
- la composition du régime est fortement dépendante des ressources locales disponibles, et présente d'importantes variations spatio-temporelles ;
- aucune sélection particulière d'espèces n'apparaît, et la loutre exploite préférentiellement les individus de taille petite et moyenne, numériquement majoritaires dans les ichtyocénoses non perturbées.

Au-delà de ce schéma général, certaines études ont particulièrement souligné l'opportunisme de l'animal. Ainsi, Conroy et Calder (2000) rapportent de fréquents cas de prédation du lièvre variable (*Lepus timidus*) par la loutre. Dans ce site d'étude, situé dans les landes Ecossaises, 67 à 84 % des épreintes contiennent des restes de mammifères, dont des lagomorphes, pourtant considérées comme difficiles à capturer pour la loutre, selon la bibliographie. Phénomène très localisé, il semble que la loutre utilise, à son profit, la trop grande confiance du lièvre en son pelage hivernal, les capturant à découvert sur la neige.

Une étude récente, effectuée en Europe centrale, cite de nombreux cas de prédation sur la cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans un étang de production de carpes, ces dernières restant la proie principale (Lanszki *et al.* 2006). La proportion de tortues consommées augmente lors des périodes froides, pour atteindre plus de 14% de la biomasse totale ingérée. En hiver, lorsque les poissons et les amphibiens sont plus difficiles à capturer en raison du gel des étangs, la loutre recherche les tortues léthargiques, regroupées dans la vase. Seules les pattes et la tête sont consommées, la loutre ne pouvant briser la carapace des chéloniens. Il semble par ailleurs qu'à biomasse égale, l'apport en protéines de la chair reptilienne soit supérieur à celui des poissons (Lanszki *et al.* 2006).

Selon Blanchet (1994), les jeunes castors (*Castor fiber*) sont également susceptibles de figurer au menu de la loutre. Il en va de même pour les jeunes ragondins et les rats musqués (*Ondratra zibethicus*). La somme de leurs contributions relatives au régime alimentaire est

généralement faible (moins de 3% de la fréquence d'occurrence), mais peut augmenter significativement lors de périodes très froides, durant lesquelles le gel des rivières et des lacs rend plus difficile l'accès aux poissons (Bouchardy, 1986 ; Bouchardy *et al.* 2001). Les ragondins et castors adultes, dont la masse atteint ou dépasse celle de la loutre, subissent beaucoup plus rarement sa prédation (Bouchardy, 1986).

Tout comme le ragondin et le rat musqué, d'autres espèces allochtones, introduites volontairement par l'homme ou échappées d'élevages, ont rapidement figuré au menu de la loutre. C'est le cas par exemple de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), l'une des espèces américaines qui tendent, actuellement, à supplanter l'espèce européenne autochtone (l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes*). Dans la péninsule Ibérique, Delibes et Adrian (1987) et Beja (1996) ont souligné que les écrevisses ont été chassées par la loutre dès leur introduction, et que leur proportion dans le régime est très rapidement devenue significative, voire majoritaire dans certains cas. Les mêmes observations ont été effectuées dans le cas de poissons introduits. En Ecosse, un percidé de petite taille, la grémille (*Gymnocephalus cernuus*), a été introduit dans le Loch Lomond en tant qu'espèce fourrage pour les brochets, activement pêchés. La grémille a fait souche et s'est activement développée, au détriment de certaines espèces comme le corégone (*Coregonus lavaretus*), dont elle consomme les œufs. Au cours de la période précédant l'introduction de la grémille, le régime alimentaire de la loutre se composait en majorité de salmonidés et d'anguilles. Quelques années après leur introduction, les grémilles étaient présentes dans près de 70 % des épreintes de loutre et représentaient la proie principale de la loutre, mais également du brochet et du héron cendré, démontrant ainsi l'opportunisme des prédateurs et la rapide intégration de l'espèce introduite dans le réseau trophique (McCafferty, 2005).

1.7 INTERACTIONS TROPHIQUES ET ECOLOGIQUES AVEC LES AUTRES MUSTELIDES SEMI-AQUATIQUES

Les zones d'Europe où vivent, à l'état sauvage et en sympatrie, l'ensemble des mustélidés semi-aquatiques (loutre, visons d'Europe et d'Amérique, putois) sont rares, et se trouvent essentiellement dans le sud ouest de la France, dans la péninsule ibérique et dans certaines régions d'Europe centrale. Sidorovich *et al.* (1998) ont étudié le régime alimentaire de ces quatre espèces en Biélorussie. Il ressort de cette étude qu'il existe des différences significatives dans les proportions des principaux types de proies entre les espèces. Il y a donc peu ou pas de concurrence entre ces quatre espèces pour l'accès à leur source principale de

nourriture. Dans cette zone d'étude, la fréquence d'occurrence des poissons dans le régime alimentaire de la loutre atteint 61%, celle des amphibiens 45%, et celle des crustacés 14%.

Dans les cas de recolonisation de secteurs désertés, ou d'augmentation importante et rapide de ses effectifs, l'activité de chasse et de prédation de la loutre peut cependant avoir des conséquences sur l'écologie générale des autres mustélidés présents. Ainsi, Bonesi *et al.* (2004), et Bonesi & Macdonald (2004a), ont montré que le renforcement des populations de loutres dans le Devon (Grande-Bretagne) a d'abord provoqué une diminution des effectifs des visons d'Amérique (*Mustela vison*) par concurrence et prédation directe, puis une modification du régime des visons restants, dont la proportion de proies d'origine terrestre a augmenté suite au retour des loutres. La population de visons a, par ailleurs, été fractionnée, et à terme les deux espèces, d'abord sympatriques, ont tendance à nettement se séparer, les loutres excluant les visons des rivières. Les habitats semi aquatiques ou terrestres servant de refuges à ces visons victimes d'exclusion compétitive étant généralement dégradés, la ressource trophique disponible s'avère insuffisante pour permettre leur maintien à long terme (Bonesi & Macdonald, 2004b). La compétition interspécifique entre les deux prédateurs de la même guilda tourne donc à l'avantage de la loutre dans l'exploitation du milieu aquatique, et pourrait ainsi, selon ces auteurs, constituer une limitation naturelle de l'expansion du vison d'Amérique, espèce introduite et « indésirable » (Bonesi *et al.* 2006).

Dans le cas de populations établies de longue date, la compétition pour la ressource alimentaire est par contre très faible entre la loutre et les autres mustélidés, et les autres carnivores en général. Ainsi, les loutres, les visons d'Europe et/ou d'Amérique cohabitent durablement en Europe centrale, en Espagne et dans le sud-ouest de la France (Sidorovich *et al.* 1998 ; Jedrzejewska *et al.* 2001 ; Mcdonald, 2002 ; De Bellefroid et Rosoux, 2005). Le renard roux (*Vulpes vulpes*) ou le blaireau d'Eurasie (*Meles meles*) sont très fréquemment notés sur le domaine vital de loutres (*Obs. pers.*). Des cas de prédateurs mutuelles ont été observés, mais restent anecdotiques.

1.8 LES ENJEUX DE LA CONSERVATION DE LA LOUTRE

1.8.1 LE « COÛT » DE LA LOUTRE

Pendant de longues décennies, la quasi-disparition de la loutre de nombreux pays d'Europe a fortement limité la concurrence avec l'homme dans l'exploitation piscicole des milieux aquatiques. Peu après les premiers constats du retour de l'espèce, certaines études ont tenté de chiffrer son impact de prédation sur l'activité de pisciculture (Bodner, 1995). Le plus

souvent, les pertes sont calculées de manière globale, pour l'ensemble des prédateurs impliqués : la loutre, mais aussi le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*), le héron cendré (*Ardea cinerea*), voire dans certains cas le martin pêcheur (*Alcedo atthis*), accusé de chasser les jeunes alevins, et le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), qui exploite parfois les anciennes gravières transformées en zones de pêche récréative. L'enjeu est la conservation même de ces espèces face aux impératifs économiques (White *et al.* 1997), puisque de plus en plus de demandes de déclassement de ces espèces de la liste des espèces protégées sont déposées en Préfectures par des professionnels, et que des cas de destruction de loutres sont assez régulièrement signalés (Dohogne et Leblanc, 2005, et *Obs. pers.*). Une enquête ethnozoologique, menée en France par Richard-Mazet (2005), a pourtant montré que la communauté des pêcheurs associait souvent la loutre à des rivières de bonne qualité et poissonneuses. Nous allons aborder ici les résultats des études spécifiques à la loutre.

Jacobsen (2004) a réalisé une étude d'impact de prédation de la loutre sur la truite de mer (*Salmo trutta trutta*), poisson migrateur en voie de disparition en Europe. Des truites issues d'élevages ont été déversées dans deux rivières différentes, l'une dominée par les salmonidés, l'autre par les cyprinidés. Les peuplements piscicoles et le régime alimentaire de la loutre ont été étudiés avant le déversement, et très régulièrement durant le mois suivant. La proportion des truites dans le régime de la loutre est passée durant cette période de 8 à 33% dans la rivière dominée par les salmonidés, et n'a pas significativement évolué dans la rivière dominée par les cyprinidés. La longueur des truites chassées correspondait à celle des truites déversées, ce qui signifie que la loutre a ici significativement préféré ces dernières aux poissons sauvages. 42 % des poissons réintroduits ont disparu, dont semble-t-il une bonne partie en raison de la prédation par la loutre. La triple problématique de la conservation d'un prédateur, d'une de ses proies et du maintien d'une activité économique est ici illustrée.

Cette étude confirme par ailleurs les données de Erlinge (1967) et de Kruuk *et al.* (1993), et constitue une application de la loi du moindre effort. D'une part, la loutre peut montrer des préférences pour les poissons les plus faciles à attraper (la « préférence négative »), et, d'autre part, des proies issues d'élevages peuvent être préférentiellement chassées.

Britton *et al.* (2005), ont évalué la prédation et les déprédations des loutres sur les étangs de pêche récréative en Grande-Bretagne. Le gardon (*Rutilus rutilus*) et surtout désormais la carpe (*Cyprinus carpio*), ont les préférences des pêcheurs, et donc des propriétaires d'étangs. Ces étangs affichent une biomasse piscicole moyenne de 1500 kg/ha, avec des valeurs maximales de plus de 14000 kg/ha, pour des carpes de 1 à 10 kg. Selon les

pisciculteurs, les carpes de plus de 5 kg retrouvées blessées ou mortes dans ces étangs ont été tuées par la loutre, et des indemnités ont ensuite été demandées. Au total, 100000 Livres Sterling (environ 150000 euros) ont été versées aux piscicultures affectées, suite à ces plaintes. Dans le même temps, les auteurs ont étudié le contenu de 96 estomacs de loutres tuées sur les routes dans la zone d'étude. Des restes de carpes ont été trouvés dans 2 cas seulement. Les 94 autres contenaient des espèces typiques des milieux aquatiques naturels de la zone d'étude, mais pas de restes de carpe. La prédation de la loutre dans ces zones de production aurait donc été très nettement surestimée par les pisciculteurs.

Adamek *et al.* (2003) ont également évalué les pertes occasionnées par la prédation de la loutre sur les carpes communes destinées à la pêche récréative, dans des étangs situés en République Tchèque. Dans une moindre mesure, les sandres et les carpes chinoises (*Ctenopharyngodon idella*) font également l'objet de la prédation de la loutre. Les auteurs soulignent principalement que la loutre ne consomme qu'environ 25 à 40 % de la biomasse des poissons chassés, privilégiant les viscères et la chair les entourant. Par ailleurs, ces pertes directes par prédation s'accompagnent souvent en hiver de pertes indirectes : de nombreuses carpes sont en effet retrouvées mortes après le passage de la loutre, sans avoir subi d'attaque. Il semble que la présence de la loutre interrompe la « léthargie » hivernale des carpes, et que la dépense d'énergie provoquée par ce « réveil » entraîne la mort d'un grand nombre d'individus. Les pertes financières consécutives à cette prédation atteignent environ 200000 dollars (153000 euros) pour la zone considérée, et 1300000 dollars (1000000 d'euros) pour l'ensemble du pays. Compte tenu de l'accroissement rapide des populations de loutres, et du caractère insuffisant des mesures compensatoires prévues, les auteurs soulignent, d'une part, le besoin d'études complémentaires du comportement de prédation de la loutre dans ce type de milieu artificiel, et, d'autre part, celui du développement de moyens de protection.

En France, les conséquences de la prédation de la loutre sur certaines activités économiques sont également évoquées. En Auvergne, un président d'Association Agréée pour la Pêche et la Protection des Milieu Aquatiques (AAPPMA) a officiellement émis une demande de déclassement du héron, du martin-pêcheur et de la loutre de la liste des espèces protégées (Bouchardy, *comm. pers.*). Dans un tract destiné aux pêcheurs, le nombre de 1000 truites capturées par loutre et par an est évoqué, expliquant ainsi la diminution de la population de poissons. A notre connaissance, aucune étude locale du régime alimentaire de la loutre n'a été effectuée, et ce nombre vient probablement d'un calcul simpliste : si on considère qu'une loutre consomme 1 kg de nourriture par jour, et que cette nourriture est exclusivement composée de truites de 300 g (ce qui correspond à une fort belle prise), le total



Figure I.13. Grillage de protection de l'ensemble du périmètre de la pisciculture de Bugeat (19). La hauteur du grillage est de 2m, avec un retour de 30 cm électrifié. L'ensemble est serti dans un muret de béton s'enfonçant à 50 cm sous terre. Photo C.LEMARCHAND.

annuel atteindrait les 1000 individus. Les études montrant une quelconque exclusivité dans le régime de la loutre sont cependant rarissimes, et la truite représente rarement plus de 50% de la biomasse totale ingérée.

En région Limousin, une expérience de protection de pisciculture contre la prédation a récemment été menée avec succès (Leblanc, 2003). Un pisciculteur du département de la Corrèze a évalué à 30% du chiffre d'affaires annuel le montant des pertes, attribuées à la loutre, mais aussi au cormoran, au héron et au martin-pêcheur. Une collaboration a été organisée entre l'association Limousin Nature Environnement, le pisciculteur, la Région et la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) du Limousin. Dans un premier temps, des techniques simples de protection ont été appliquées, comme l'utilisation de projecteurs et d'alarmes sonores nocturnes, reliés à des détecteurs à infrarouge. Ces mesures se sont rapidement révélées inefficaces. Une protection efficace n'a été obtenue qu'en entourant totalement la structure d'un grillage électrifié (figure I.13), doté de dispositifs anti-franchissement et anti-creusement, et en protégeant les biefs d'entrée et de sortie d'eau.

L'inconvénient majeur de cette structure, outre les difficultés techniques de sa mise au point, est son coût, prohibitif pour nombre de professionnels. La conservation durable de la loutre devra donc très probablement passer par des mesures d'accompagnement technique et financier des professionnels, comme dans le cas du loup (*Canis lupus*), de l'ours (*Ursus arctos*) ou du lynx (*Lynx lynx*). La problématique est complexe, puisqu'elle concerne également la conservation durable de certaines de ses proies (poissons migrateurs, amphibiens, reptiles et crustacés autochtones) et de leurs habitats.

1.8.2 LE SURPLUS KILLING

Le *surplus killing* est une expression anglo-saxonne qui désigne la mise à mort par un prédateur de beaucoup plus de proies que les besoins immédiats n'en nécessitent (Kruuk, 1972). Ce type de comportement est généré par la présence d'un grand nombre de proies disponibles dans un espace facilement accessible et généralement restreint. Le renard roux ou la fouine (*Martes foina*) en sont souvent accusés et parfois coupables dans des élevages aviaires ou des dortoirs d'oiseaux au sol (Short *et al.* 2002), ce qui « justifie » en France le classement de ces espèces comme « nuisibles », selon leurs détracteurs.

La loutre peut effectuer ce type de déprédations en pisciculture ou en étang, où l'abondance et la facilité de capture de proies n'ont plus rien à voir avec le milieu naturel. Le qualificatif de « pilleuse de rivière », qui lui colle à la fourrure depuis près d'un siècle

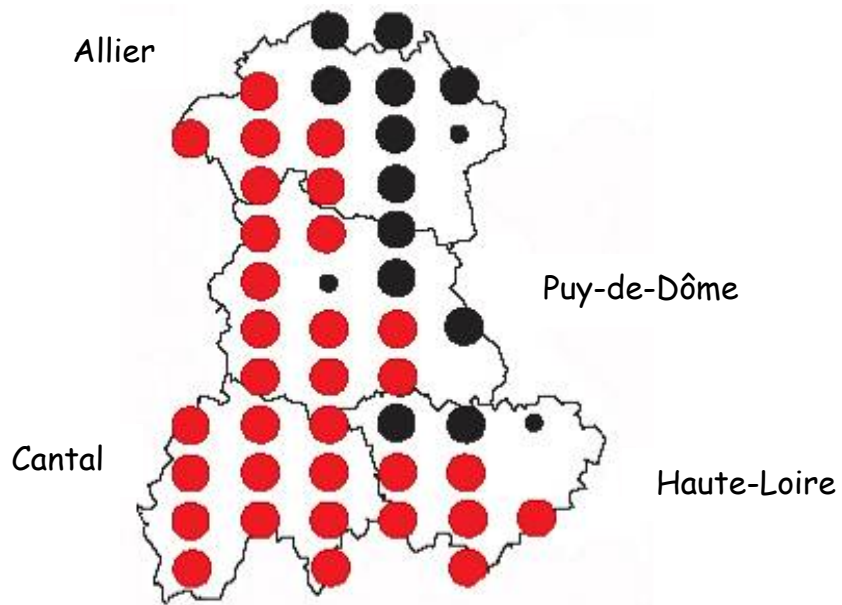


Figure I.14. Répartition de la loutre en Auvergne (Actualisation 2005). Les zones de présence continue de 1989 à la période actuelle figurent en rouge, les zones où l'espèce a été redécouverte depuis 1993 figurent en noir. Source : groupe Loutre SFPEM- MNHN- IEGB (extrait).

viennent de ce comportement, pourtant rare pour l'espèce (Bouchardy, 1986 ; Rosoux, 1998 ; Kruuk, 2006). Aucune des études citées ci-dessus ne le mentionne.

Par ailleurs, le *surplus killing* engendre à terme une perte sèche pour l'animal, puisque la majorité de ces proies ne seront pas consommées, et ne seront plus disponibles dans l'espace de chasse (Kruuk, 2006). En effet, la loutre ne met pas de nourriture en réserve, et ne consomme qu'exceptionnellement des charognes (Mason & Madonald, 1986).

2. QUALITE DE L'HABITAT ET PRESENCE DE LA LOUTRE, REGIME ALIMENTAIRE DANS LE BASSIN DE L'ALLIER

2.1 MATERIEL ET METHODES

2.1.1 CHOIX ET LOCALISATION DES SITES D'ETUDE

Comme nous l'avons souligné dans le chapitre précédent, la loutre est désormais bien présente en Auvergne, même si l'effectif total reste difficile à évaluer. Le mouvement de recolonisation a permis une reconquête récente du nord et de l'est de la région, à partir des «bastions historiques» du Cantal et du Puy-de-Dôme, limitrophes de la région Limousin (Bouchardy, 1986) (Figure I.14).

Ces données de répartition ont guidé notre choix des sites d'études du régime alimentaire. Pour des raisons pratiques, nous avons limité au seul département du Puy-de-Dôme les sites de suivi, choisis dans les bassins versants de l'Allier ou de ses affluents. L'objectif étant d'obtenir, avec un nombre de sites relativement restreint, une bonne représentation du régime de l'espèce, nous avons choisi des sites situés en plaine et en montagne, de pentes, de substrats géologiques et de peuplements piscicoles potentiels différents. Les sites retenus sont soit inclus dans les « bastions » de l'espèce, soit dans les nouvelles zones recolonisées. La qualité de l'habitat étant un paramètre majeur dans l'occupation du territoire par l'espèce (Rosoux, 1998), certains sites ont été choisis dans des secteurs dégradés, d'autres au contraire dans des secteurs préservés, tant au niveau de la qualité physique de l'habitat (présence de ripisylve, état des berges et du fond) que de la qualité physico-chimique de l'eau. Les 5 sites d'étude choisis, replacés dans le bassin versant de l'Allier sur la figure I.15, sont les suivants :

- L'Allier, près de l'étang des Martailles, sur la commune des Martres d'Artière, (coordonnées géographiques du point de référence : 45°49'54''N, 03°17'22''E, altitude 300m). Ce site se distingue par la présence d'une autoroute, de gravières aménagées et fréquentées pour la pêche récréative, par une fragmentation de la ripisylve et par l'aménage-

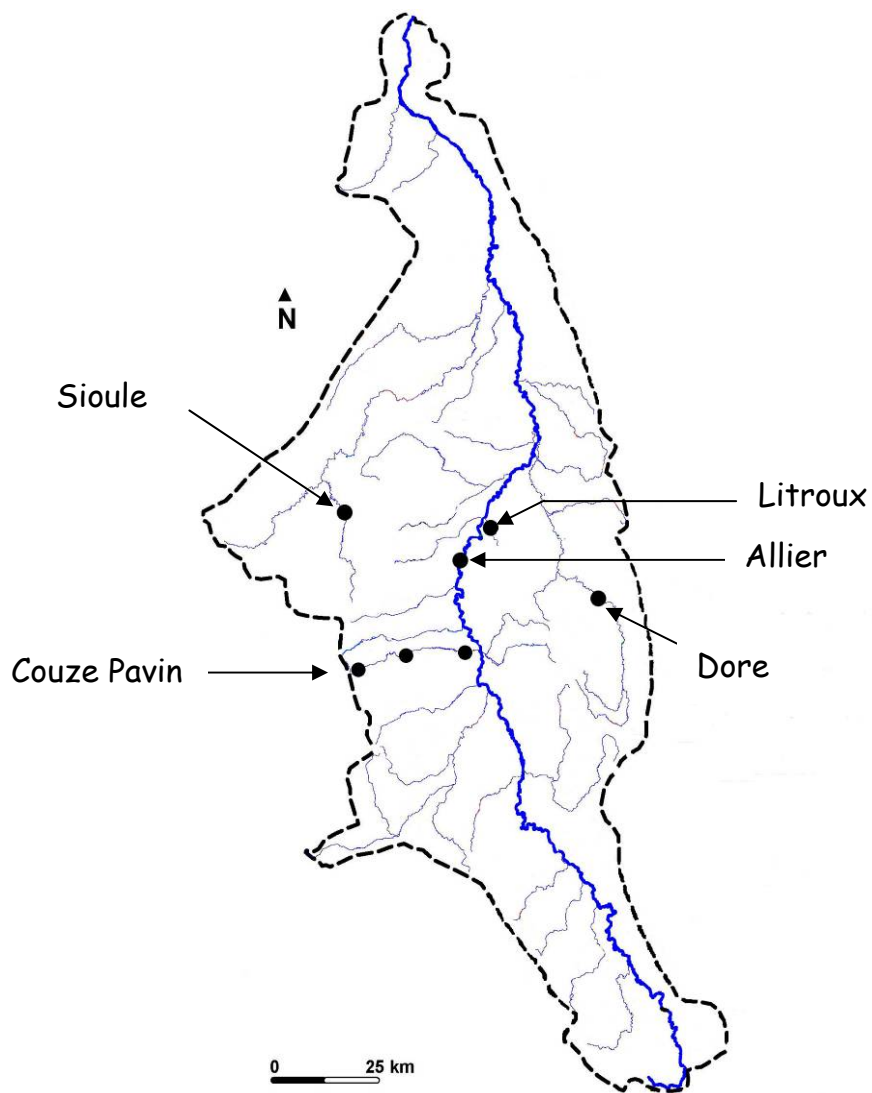


Figure I.15. Positionnement géographique des sites de suivi du régime alimentaire de la loutre dans le bassin de l'Allier. Fond de carte : Conservatoire des Espaces et Paysages d'Auvergne.

-gement des berges (enrochements). Cette partie du bassin de l'Allier a été recolonisée récemment par la loutre (Bouchardy *et al.* 2001).

- Le Litroux, au niveau de la commune de Culhat (coordonnées géographiques du point de référence : 45°51'42''N, 03°20'04''E, altitude 299m). Le Litroux est une petite rivière de plaine, affluent de l'Allier en rive droite. Le bassin de cette rivière, totalement artificialisé pour les besoins de l'agriculture a également été recolonisé récemment par la loutre (Bouchardy *et al.* 2001).

- La Couze Pavin, entre ses sources, à plus de 1000m d'altitude, et la zone de confluence en rive gauche de l'Allier, située en zone de plaine. Trois sites représentatifs ont été choisis sur cette rivière, de manière à étudier les variations spatio-temporelles pouvant exister sur un même cours d'eau : près des sources, au niveau de la commune de Besse-en-Chandesse (45°30'52''N, 02°55'55''E, altitude 1008m), dans un secteur de gorges rocheuses et boisées, au niveau de la commune de Saurier (45°32'23''N, 03°02'42''E, altitude 554m), et enfin à proximité de la confluence, sur la commune de Meilhaud (45°32'58''N, 03°09'43''E, altitude 446m). La loutre n'a probablement jamais disparu de la partie amont du bassin de cette rivière encore globalement préservée, mais sa présence régulière près du confluent avec l'Allier semble beaucoup plus récente (Bouchardy *et al.* 2001).

- La Sioule, dans une zone de gorges rocheuses sur la commune de Pontgibaud (coordonnées géographiques du point de référence : 45°49'59''N, 02°50'57''E, altitude 663m). La Sioule est l'un des trois affluents principaux de l'Allier, elle prend sa source dans la partie nord du massif du Sancy, à 1200m d'altitude et se jette dans l'Allier en rive gauche en amont de Moulins. Le haut bassin de la Sioule est également globalement préservé, et constitue un des bastions historiques de la loutre, qui ont permis la reprise des populations (Bouchardy *et al.* 2001).






- La Dore, sur la commune de Saint Gervais sous Meymont (coordonnées du point de référence : 45°41'21''N, 03°36'38''E, altitude 403m). La Dore est l'affluent principal de l'Allier en rive droite, elle draine l'ensemble des Monts du Livradois et la partie ouest des Monts du Forez. Le site choisi se trouve dans la moitié supérieure du parcours total de la rivière, dans un secteur de gorges boisées. La présence de la loutre dans le bassin de la Dore est récente : entre 1999 et 2001, des individus, préalablement présents sur l'Allier, près du confluent avec la Dore, ont remonté le cours de cette dernière vers l'amont, mouvement qui se poursuit actuellement (Bouchardy *et al.* 2001 ; Bouchardy et Lemarchand, *Obs Pers.*).

2.1.2 LA QUALITE DE L'HABITAT DANS LES SITES D'ETUDES

2.1.2.1 DESCRIPTEURS DU MILIEU AQUATIQUE

Concernant le milieu aquatique, lieu de chasse privilégié de la loutre, nous avons choisi d'utiliser les valeurs de descripteurs de la qualité physico-chimique de l'eau, d'indices biologiques et d'inventaires piscicoles les plus couramment utilisés (Réseau de Bassin de Données sur l'Eau (RBDE), 2002 ; Fédération de pêche du Puy-de-Dôme, *non publié*).

Tableau I.2. Descriptif des 5 classes du système d'évaluation de la qualité (SEQ).

Note indicielle	Couleur	Caractéristiques
4		Richesse spécifique correcte Toutes les espèces potentielles du milieu sont présentes Pas de perturbation
3		Richesse spécifique inférieure à celle attendue, disparition progressive des espèces sténoèces, déséquilibre léger de la composition trophique. Cet état correspond à l'objectif minimum de qualité des eaux à l'horizon 2015, fixé par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau
2		Les espèces sténoèces ont disparu, le peuplement est instable, déséquilibre de la composition trophique
1		Richesse spécifique et abondance faibles, peuplement dominé par des espèces euryèces, peu ou pas de prédateurs
0		Richesse spécifique très faible, seules sont présentes les espèces euryèces, en abondance très faible, peuplements totalement déstructurés

Les résultats des mesures de ces paramètres physico-chimiques et des indices biologiques sont exprimés schématiquement, en utilisant la grille définie par le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (SEQ Eau). 5 classes de qualité sont définies pour chaque paramètre, associées à une note indicielle et une couleur, représentées ci-contre dans le tableau I.2.

Les **descripteurs de la qualité physico-chimique de l'eau** ou des sédiments ont été choisis en fonction de la disponibilité de données et des conséquences potentielles de la dégradation de ces descripteurs sur le maintien de la loutre et de ses proies. Nous avons retenu :

- Les *matières organiques et oxydables* (MOOX), dont la dégradation en conditions aérobies par des microorganismes (bactéries) consomme l'oxygène du milieu et perturbe donc l'ensemble des biocénoses aquatiques ;

- Les *matières azotées hors nitrates* (AZOT) et les *nitrates* (NITR), nutriments dont les fortes concentrations accélèrent le développement des producteurs primaires et peuvent, dans le cadre du processus d'eutrophisation des eaux, perturber les systèmes aquatiques, notamment par l'augmentation de la charge organique et la perturbation du cycle nyctéméral de l'oxygène. La loutre s'accommode fort bien des eaux eutrophes (Marais Poitevin), néanmoins, dans certains processus particuliers d'eutrophisation, des proies peuvent disparaître et la productivité des systèmes aquatiques eutrophes peut diminuer ;

- Les *matières phosphorées* (PHOS), nutriments rares et limitants dans les milieux non perturbés, et dont l'accumulation peut également accélérer le développement des producteurs primaires, favoriser l'eutrophisation des eaux et donc également perturber le fonctionnement des systèmes aquatiques ;

- Les *micropolluants minéraux* rassemblent entre autres les métaux lourds et les éléments proches ; nombre d'entre eux ont des effets toxiques sur les communautés animales et végétales. Cet aspect sera abordé plus en détail dans le chapitre III ;

- Les *pesticides*, ou produits phytosanitaires, utilisés pour la protection des cultures, ou l'entretien des réseaux routiers et ferrés. Leurs effets toxiques peuvent se transmettre à des espèces non cibles, aspect également abordé en détail dans le chapitre III.

Les **indices biologiques**, basés sur la composition spécifique de certaines communautés, permettent d'appréhender la qualité et la diversité de leurs habitats. Nous avons retenu :

- L'*Indice Biologique Global Normalisé* (IBGN) : la valeur de cet indice traduit la qualité et la diversité des habitats des macroinvertébrés benthiques du cours d'eau ;

- L'*Indice Biologique Diatomique* (IBD) : cet indice est basé sur l'abondance et la diversité des peuplements d'algues brunes (diatomées), espèces sensibles aux perturbations organiques, acides, salines et thermiques ;

- L'*Indice Poissons* (IP), également dénommé IPR (indice poissons rivière), cet indice est basé sur la comparaison de la composition des peuplements piscicoles d'un site donné et d'un site de référence, exempt de perturbations dues aux activités humaines.

Les **inventaires piscicoles** sont généralement réalisés par pêche électrique. Cette technique non invasive permet d'évaluer la diversité spécifique et la composition des peuplements de poissons d'un cours d'eau. Les résultats cités dans la présente étude ont été fournis par la Fédération de Pêche du Puy-de-Dôme, et correspondent à des valeurs moyennes issues d'inventaires réalisés de 2000 à 2005 (2 à 6 inventaires selon les sites, sur au moins une station proche de nos sites d'étude). Ils seront directement comparés avec les résultats du régime alimentaire.

2.1.2.2 DESCRIPTEURS DU MILIEU TERRESTRE

A l'échelle du domaine vital d'un individu, ou d'une petite population, il nous paraissait également intéressant de disposer d'une information relative à la qualité du milieu terrestre, dans lequel la loutre se repose, ou choisit ses sites de mise bas et d'élevage des jeunes, entre autres. Aucun descripteur, aucun indice précis n'existe cependant pour ce paramètre. A partir des nombreuses prospections de terrain réalisées dans le cadre de cette étude, et selon les descriptions de l'habitat de l'espèce disponibles dans la bibliographie, j'ai donc développé et proposé un « **indice de dégradation de l'habitat terrestre de la loutre** ».

Cet indice, le plus objectif possible, tient compte, au sein du domaine vital théorique d'une loutre ou de petites populations dans un bassin versant, d'un certain nombre de critères. Ainsi, la présence et la continuité de la ripisylve, l'aménagement des berges ou du fond (enrochements, opérations de canalisation ou de draguage) ou le dérangement humain direct ou indirect (urbanisation) ont figuré parmi les critères définissant cet indice, qui comporte trois niveaux, correspondant à trois types de milieux, pouvant être décrits de la manière suivante :

- *Milieu de type 1* : sur au moins 80% du linéaire hydrographique et de la surface du territoire, l'habitat est peu ou n'est pas dégradé. La ripisylve est présente, de même que des buissons, arbustes et/ou roselières. Il n'y a pas d'aménagement des rives, les cavités naturelles rocheuses ou sous la végétation sont abondantes. Les gîtes et les catiches potentiels

sont nombreux. Le dérangement humain est faible ou nul. Le corridor biologique est donc de qualité optimale pour les mouvements des individus en recherche de territoire (Rosoux, 1998). Ce type d'habitat sera figuré par la couleur bleue, par homologie avec le code de couleurs du SEQ.

- *Milieu de type 2* : l'habitat est dégradé. Sur environ 50% du linéaire hydrographique ou de la surface du territoire, la ripisylve et les berges ont été partiellement perturbées ou aménagées, certaines espèces végétales ont disparu. Les gîtes et les catiches potentiels sont plus rares et de moins bonne qualité. Les embâcles sont supprimés, et la fréquentation humaine est importante. Les zones les plus favorables sont discontinues et éparées. Ce type d'habitat sera figuré par la couleur jaune, par homologie avec le code de couleurs du SEQ.

- *Milieu de type 3* : l'habitat est très fortement dégradé. Sur 80% du linéaire hydrographique ou de la surface du territoire, la ripisylve est totalement absente, remplacée éventuellement par des plantes invasives, les berges et le fond sont bétonnés, empierrés, ou colmatés par la vase, le dérangement humain est omniprésent. Les gîtes et les catiches potentiels sont rares, perturbés, et de qualité médiocre. Ce type d'habitat est peu compatible avec les exigences connues de l'espèce. Ce type d'habitat sera figuré par la couleur rouge, par homologie avec le code de couleurs du SEQ.

2.1.3 METHODOLOGIE DE PROSPECTION

Pour chaque site d'étude, un point de référence a été retenu. Il s'agit généralement d'un pont routier sur le cours d'eau, choisi pour différentes raisons. En premier lieu, les ponts et les rivières qu'ils franchissent sont généralement faciles d'accès, ce qui permet un gain de temps non négligeable lors des visites successives. Les coordonnées géographiques des ponts sont ensuite aisément identifiables, et peuvent donc être intégrées dans des bases de données utilisant des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG). Enfin, il semble que les berges de rivières sous la plupart des ponts routiers soient considérées par les loutres comme des points remarquables de leur territoire, puisque des épreintes y sont presque systématiquement présentes (Bouchardy *et al.* 2001 ; Chanin, 2003b ; Lemarchand, 2005).

A partir de chaque point, le protocole de prospection appliqué est celui utilisé par l'Union Internationale de Conservation de la Nature (UICN). Défini par Reuther *et al.* (2000) d'après Macdonald (1983), ce protocole préconise une inspection sur les deux rives de la rivière, sur une distance de 300m en amont et en aval du point de référence. 1200m de berges sont ainsi inspectés pour chaque point. La prospection a été réalisée tous les 8 à 10 jours, sauf lors des épisodes de crues. Ce protocole impose également de limiter les sources de perturbation de l'habitat, en évitant, par exemple, de piétiner les roselières, ou de traverser les



Figure I.16. Restes de proies visibles après le lavage d'épreintes. Des écailles de poissons, des pinces de crustacés, des plumes et des fragments de peau de reptile sont identifiables. Photo C.Lemarchand.

buissons. Des remarques ont été émises quant à l'impact du prélèvement des épreintes, et donc de l'information territoriale qu'elles représentent, sur la dynamique de la recolonisation (Deliry, *comm. pers.*). On peut objecter à cette remarque que des phénomènes naturels, comme les crues, peuvent effacer les marquages sans apparemment constituer de perturbation particulière. Par ailleurs, dans la mesure où les épreintes que nous avons collecté ont été systématiquement « remplacées » par les loutres, nous concluons que ce protocole, lorsqu'il est convenablement respecté, n'a pas d'influence sur cet aspect de l'écoéthologie de l'espèce.

2.1.4 COLLECTE ET TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

L'ensemble des épreintes découvertes au cours d'une même prospection sur un même site est rassemblé en un échantillon unique. Chaque échantillon frais est pesé, étiqueté et placé au congélateur jusqu'à son analyse. Du fait du transit très rapide chez la loutre, les restes non digérés de proies sont remarquablement conservés dans les épreintes. Leur identification est possible après une phase de lavage, destinée à débarrasser l'échantillon des restes de matière organique. De bons résultats sont obtenus en laissant tremper l'échantillon durant une semaine dans une solution de détergent (nettoyant pour appareil dentaire Steradan®, Ottino et Giller, 2004). Les échantillons sont ensuite rincés à l'eau claire sur un tamis (maille 450 µm) puis séchés à l'étuve à 70°C pendant 1h. Les restes obtenus seront ensuite analysés sous une loupe binoculaire. La figure I.16 présente des éléments restant après le lavage d'échantillons.

Les éléments identifiables (pièces céphaliques, écailles de certains poissons, vertèbres, os caractéristiques, poils, élytres) sont classés par taxon (poissons, amphibiens, crustacés, insectes...), puis identifiés jusqu'au genre ou à la famille, à l'aide de clés de détermination et d'une collection de référence constituée de photographies (Spillman, 1961 ; Wise, 1980 ; Debrot *et al.* 1982 ; Camby, 1984 ; Baglinière & Le Louarn 1987 ; Libois *et al.* 1987 ; Libois *et al.* 1988). Pour chaque catégorie d'espèces proies, le nombre d'individus est estimé par la présence de restes en doublons (demi mâchoires par exemple). Chaque taxon identifié est ensuite pesé précisément, pour obtenir la masse sèche des éléments non dégradés.

2.1.5 EXPRESSION DES RESULTATS

Comme nous l'avons vu précédemment (paragraphe 1.6.2), l'expression des résultats d'études du régime alimentaire en *fréquence d'occurrence relative*, que nous utilisons ici, peut constituer un risque non négligeable de sur- ou de sous-estimation de certaines proies.

Pour éviter ce problème, certains auteurs, comme Libois *et al.* (1987), Libois et Hallet-Libois (1988), Libois (1995), ou Copp & Kovac (2003) entre autres, ont mis en relation la taille de certains ossements caractéristiques retrouvés dans les proies avec la taille et la biomasse de celles-ci. Il existe en effet une corrélation très nette, chez les poissons, d'une part entre la longueur de certains os et celle de l'individu entier, et d'autre part entre sa longueur totale et sa masse (Philippart, 1975). A partir de la mesure des restes de proies, il est alors possible d'en estimer la biomasse et ainsi d'affiner les résultats. Cette conversion nécessite cependant des systèmes de mesures de longueur des ossements très précis, dont nous ne disposons malheureusement pas dans le cadre de cette étude.

A partir d'échantillons de référence, Jedrzejewska et Jedrzejewski (1998), ou Lanszki *et al.* (2006), ont établi des coefficients de calcul, permettant de traduire la valeur de la masse sèche non dégradée en biomasse relative des différents types de proies. Cette méthode d'estimation de la biomasse, nettement plus approximative que celle décrite ci-dessus, entraîne également des risques de sur- ou de sous-estimations de la biomasse de certaines proies (Rosoux et Libois, *comm. pers.*). Cependant, et afin d'affiner notre perception de la prédation de la loutre par l'établissement de valeurs de biomasse chassée, nous avons également retenu, à titre indicatif, cette méthode d'expression des résultats, en complément de l'expression en fréquence d'occurrence relative utilisée dans la bibliographie.

2.1.6 ANALYSES STATISTIQUES DES DONNEES

L'analyse de la variance à un facteur (ANOVA), ainsi que le test non paramétrique de Wilcoxon ont été utilisés pour la comparaison des différents jeux de données.

2.2 RESULTATS ET DISCUSSION

2.2.1 LA QUALITE DE L'HABITAT DANS LES SITES D'ETUDE

Les résultats de mesure de la **qualité physicochimique des eaux de surface**, pour les 5 sites d'études, sont représentés sur la figure I.17. Le nombre encore insuffisant de points de mesures, au sein du Réseau de Bassin de Données sur l'Eau, explique l'absence de certaines données concernant les micropolluants minéraux.

D'une manière générale, les eaux de surface de l'**Allier** sont de qualité «passable» à «bonne», sauf pour les teneurs en micropolluants minéraux, qui correspondent à la qualité dite «mauvaise» (figure I.17). Au niveau du site d'étude, la qualité des eaux de l'**Allier** est influencée par l'ensemble des activités humaines sur son vaste bassin versant, qui rassemblent

les rejets de nombreuses communes et les rejets des activités industrielles et agricoles. Ce site d'étude, situé à mi-parcours entre les sources de l'Allier et l'embouchure avec la Loire, est représentatif du gradient général de dégradation de l'amont vers l'aval de la qualité des eaux (Mathevet, 2005).

Les eaux du **Litroux**, selon pratiquement l'ensemble des descripteurs utilisés (à l'exception des matières organiques oxydables), sont de «très mauvaise» ou de «mauvaise» qualité, au mieux de qualité «passable» (figure I.17). L'agriculture intensive, omniprésente sur le bassin versant de cette petite rivière de plaine, l'épuration insuffisante des rejets des communes de ce bassin versant expliquent en grande partie ces résultats (Mathevet, 2005).

Les eaux de surface de la **Couze Pavin** sont, en ce qui concerne les matières organiques oxydables, de «très bonne» qualité, et plus globalement, de «bonne» qualité, à l'exception notable de la teneur en pesticides dans les eaux, qualifiée de «très mauvaise». Les analyses ont été effectuées à mi-parcours de la rivière, sauf celles correspondant à la teneur en pesticides, effectuées à l'aval du cours d'eau, à proximité de la confluence avec l'Allier (figure I.17). Cette partie du bassin versant est soumise à une utilisation importante de pesticides, d'origine agricole (fruiticulture) et domestique. Le débit moyen de la rivière, relativement faible, entraîne des phénomènes de concentration de ces produits.

L'ensemble des paramètres liés à la qualité de eaux de surface de la **Sioule** indique une « bonne » qualité des eaux (figure I.17). La proximité des sources, l'impact agricole, domestique et industriel globalement faibles sur le bassin versant au niveau du site d'étude expliquent en grande partie ce résultat.

Enfin, les eaux de surface de la **Dore** sont de qualité « passable » pour les matières azotées, et « très mauvaise » pour les micropolluants minéraux (figure I.17). Ce dernier résultat est d'une part lié à la nature géologique du bassin versant, dont le lessivage est source de certains éléments (arsenic), naturellement présents, dans les eaux, et, d'autre part, à l'important bassin industriel (coutellerie) de la vallée de la Dore (Berthoulat, 2003). Les eaux de surface de la Dore sont de « bonne » ou de « très bonne » qualité pour les autres paramètres testés (Mathevet, 2005).

Les résultats correspondants aux calculs d'**indices biologiques** pour les différents sites d'études sont représentés sur la figure I.18.

Pour l'**Allier**, au niveau du site d'étude, les valeurs de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) et l'Indice Biologique Diatomique (IBD) sont représentatives de milieux

	Allier	Litroux	Couze Pavin	Sioule	Dore
MOOX	3	3	4	3	3
AZOT	2	1	3	3	2
NITR	3	2	3	3	3
PHOS	2	0	3	3	3
Micropolluants					
Minéraux	1	Absence de données	Absence de données	Absence de données	0
Pesticides	2	0	0	3	4

Figure I.17. Représentation schématique de la qualité des eaux de surface des 5 sites d'étude pour 6 descripteurs : MOOX : matières organiques oxydables ; AZOT : matières azotées hors nitrates ; NITR : nitrates seuls ; PHOS : matières phosphorées ; micropolluants minéraux et pesticides. Code de couleurs du SEQ-Eau (0 (rouge) : très mauvaise qualité ; 1 (orange) : mauvaise qualité ; 2 (jaune) : qualité passable ; 3 (vert) : bonne qualité ; 4 (bleu) : très bonne qualité) (RBDE, 2002).

	Allier	Litroux	Couze Pavin	Sioule	Dore
IBGN	2	1	3	3	3
IBD	2	1	3	3	3
IP	3	0	4	4	3

Figure I.18. Résultats de calculs d'indices biologiques effectués sur les 5 sites d'études. IBGN : Indice Biologique Global Normalisé ; IBD : Indice Biologique Diatomique ; IP : Indice Poissons. Résultats exprimés selon le code de couleurs SEQ-Eau (0 (rouge) : très mauvaise qualité ; 1 (orange) : mauvaise qualité ; 2 (jaune) : qualité passable ; 3 (vert) : bonne qualité ; 4 (bleu) : très bonne qualité) (RBDE, 2002).

qualifiés de «passables» (figure I.18). Cela signifie que les habitats des macroinvertébrés et les peuplements de diatomées sont perturbés, que l'on note une disparition des espèces sensibles, et un déséquilibre de la composition trophique. En revanche l'Indice Poissons (IP) est « bon ». La composition des peuplements correspond globalement au référentiel théorique du site d'étude, c'est à dire à la zone à barbeau selon la classification de Huet (1949). Cette zone piscicole se caractérise par la présence d'espèces relativement tolérantes aux perturbations d'origine anthropique.

Les indices biologiques du **Litroux** sont «mauvais», voire «très mauvais» (figue I.18). Les habitats de macroinvertébrés, les peuplements de diatomées et de poissons sont gravement altérés, de nombreuses espèces ont disparu, seules subsistent les espèces les plus tolérantes et les plus ubiquistes, dont les effectifs sont faibles, et la composition trophique du milieu est instable.

Les indices biologiques de la **Sioule**, de la **Dore** et de la **Couze Pavin** sont « bons », voire « très bons » en ce qui concerne l'indice poissons de la Sioule et de la Couze Pavin (figure I.18). Globalement, les habitats des macroinvertébrés, les peuplements de diatomées et de poissons sont peu ou ne sont pas perturbés, la richesse spécifique et l'abondance d'individus sont peu ou ne sont pas altérées par des perturbations d'origine anthropique.

Pour chaque site d'étude, la **dégradation de la partie terrestre de l'habitat de la loutre** (paragraphe 2.1.2.2) est représentée sur la figure I.19. Le **Litroux** est le site d'étude pour lequel la partie terrestre de l'habitat de la loutre est le plus dégradé (milieu de type 3) : le cours d'eau est entièrement artificialisé pour les besoins de l'agriculture. La ripisylve a été presque totalement éliminée, les berges sont envahies par des espèces invasives (renouée du Japon *Fallopia japonica*), de vase et de limon. Aucun embâcle n'est présent, ni de cavités sur les berges ou à proximité du cours d'eau. Le débit est artificiellement affaibli en été en raison des prélèvements destinés à l'irrigation, et augmenté en hiver et au printemps par les opérations de drainage des sols agricoles, le fond du cours d'eau est calibré. Le dérangement humain est très important sur l'ensemble du cours d'eau.

Au niveau des sites d'étude, les parties terrestres de l'habitat de la loutre sur la **Dore** et l'**Allier** sont comparables (milieux de type 2) (figure I.19). Une partie des berges et du fond ont été artificialisés, généralement par des enrochements destinés à la protection du réseau routier contre les crues. Ces enrochements, même s'ils sont artificiels, présentent des cavités exploitables par l'animal. La ripisylve est présente mais discontinue sur les parties non enrochées des berges. A l'écart du réseau routier, le dérangement humain est assez limité.

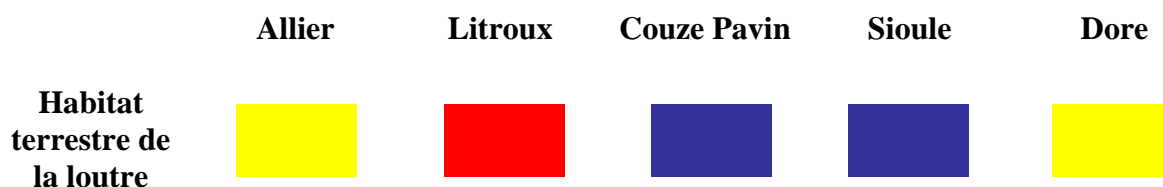


Figure I.19. Représentation schématique de la dégradation de la partie terrestre de l'habitat de la loutre. Code de couleur inspiré de celui du SEQ Eau (rouge : habitat très fortement dégradé ; jaune : habitat dégradé ; bleu : habitat peu ou pas dégradé).

Tableau I.3. Synthèse des résultats des prospections d'épreintes destinées à l'étude du régime alimentaire.

Sites	Nombre total de prospections	Nombre de prospections avec récolte d'épreintes	Fréquence (%)
Allier	44	36	82
Litroux	43	32	74
Couze Pavin	41	38	93
Sioule	43	41	95
Dore	42	36	86

Enfin, au niveau de leurs sites d'étude respectifs, les parties terrestres de l'habitat de la loutre sur la **Sioule** et la **Couze Pavin** sont très peu dégradées (milieu de type 1) (figure I.19). Les berges et le fond n'ont pas été modifiées, ou de manière très ponctuelle pour la protection du réseau routier, et présentent des cavités naturelles et des embâcles. La ripisylve est présente de façon presque continue. Mise à part la circulation au niveau des ponts et quelques exploitations agricoles, le dérangement humain est très faible.

Concernant l'ensemble de ces sites, la comparaison des données figurant ci-dessus avec les résultats d'analyses antérieures, mettent en évidence, dans la plupart des cas, une stagnation, voire une légère amélioration des résultats de mesures de qualité physico-chimique des eaux, et des indices biologiques, témoignant d'une lente amélioration de la qualité de l'eau et des habitats (RBDE, 2002). Cependant, la prise en compte de nouveaux paramètres, ou de nouveaux sites de mesures, imposée par une législation plus stricte (Directive Cadre Européenne sur l'Eau), est parfois à l'origine du déclassement de certains secteurs, particulièrement à proximité des zones fortement anthropisées, comme les grandes agglomérations et les secteurs d'agriculture intensive.

2.2.2 RELATIONS ENTRE LA QUALITE DE L'EAU, DE L'HABITAT ET LA PRESENCE DE LA LOUTRE

Pour chacun des sites d'étude, les prospections destinées à la collecte d'épreintes pour l'étude du régime alimentaire ont été effectuées tous les 8 à 10 jours, de janvier 2005 à février 2006 inclus. Le tableau I.3 synthétise les résultats de ces 14 mois de prospection.

D'une manière globale, les prospections sur les sites d'études ont permis de récolter des épreintes pour l'étude du régime alimentaire dans plus de 80% des cas, à l'exception du Litroux, pour lequel la fréquence de prospections favorables s'est avérée légèrement inférieure (74%) (tableau I.3). Pour ce cours d'eau, la plupart des prospections infructueuses ont eu lieu lors des mois de juillet et d'août 2005, caractérisés par un assèchement quasi-total. Pour les autres cours d'eau, aucune variation saisonnière significative dans la fréquence de prospections fructueuses n'a pu être mise en évidence (ANOVA, $p=0,05$).

Par ailleurs, il n'existe aucune différence significative dans la fréquence de prospections fructueuses en fonction du site au cours de la période d'étude (Test de Wilcoxon, $p=0,05$). Dans la mesure où la découverte répétée d'épreintes aux mêmes endroits au cours d'une longue période peut être interprétée comme une manifestation territoriale d'un individu ou d'une population (Kruuk, 2006), nous pouvons en déduire que les 5 sites hébergeaient des

loutres cantonnées, et que ces sites faisaient bien partie de leur domaine vital, au cours des 14 mois de suivi, et même précédemment, si on se réfère aux cartes de présence de l'espèce figurant ci-dessus (figure I.14) et à la bibliographie (Bouchardy *et al.* 2001).

Les 5 milieux d'étude se caractérisent, comme nous l'avons montré dans le paragraphe 2.2.1, par d'importantes différences liées à :

- la qualité physico-chimique de l'eau,
- la qualité et la diversité des habitats des espèces aquatiques qui les occupent,
- la diversité de ces espèces et leur nombre d'individus,
- l'état général du milieu terrestre et la fréquentation humaine.

Dans la mesure où ces 5 sites ont constitué une partie du domaine vital de loutres sur une période relativement longue, nous pouvons en déduire que la qualité générale des milieux, définie par les différents descripteurs utilisés, ne semble pas constituer un obstacle majeur à la présence de la loutre, ni un frein significatif à son mouvement de recolonisation. Ces observations ont également été effectuées dans d'autres pays d'Europe. Ainsi, en Espagne ou au Royaume-Uni, le retour de la loutre a été provoqué ou accompagné par des opérations de réintroductions ou de soutien de populations. Les zones les moins dégradées, comme les parcs nationaux des zones montagneuses d'Espagne, ou les comtés préservés de Grande-Bretagne, ont été choisies pour les lâchers des loutres, qui ont ensuite recolonisé l'ensemble des bassins hydrographiques, jusqu'aux embouchures des fleuves et aux zones périurbaines, où, comme dans le cas du bassin de l'Allier, les dégradations de la qualité de l'eau et de l'habitat de la loutre sont importantes (Mateo, 1999 ; Chanin, 2003 ; White, 2003 ; Guitart, 2005). Il semblerait donc, heureusement ou malheureusement, que la loutre, à l'instar d'autres espèces, dispose de capacités d'adaptation à la dégradation anthropique de ses habitats.

Cette déduction va à l'encontre d'une notion généralement admise, qui associe la présence de la loutre à des milieux préservés et d'eaux de bonne qualité, et qui fait de la loutre un « bioindicateur », une espèce révélatrice de la qualité des cours d'eau. Cette association entre la présence de la loutre et des milieux de bonne qualité est en fait probablement la conséquence indirecte de l'intense pression de piégeage et de chasse que l'espèce a subi. En effet, ces persécutions ont concerné l'ensemble de l'aire de répartition de la loutre, à l'exception de zones peu étendues, contraignantes (conditions météorologiques, difficultés d'accès...), souvent situées en têtes de bassin ou dans les grands marais, qui sont devenues des refuges pour la loutre et bien d'autres espèces. Ces mêmes contraintes ont, par ailleurs, limité l'implantation humaine, et donc la dégradation générale des milieux associée à cette dernière. Dans les années 1980, les premières études nationales de répartition de la loutre

faisant suite à la protection légale de l'espèce ont révélé sa présence dans ces zones préservées, et son absence dans les zones les plus dégradées (Bouchardy, 1984, 1986 ; Bourand, 1988). Les auteurs ont donc logiquement mis en relation directe la qualité de l'eau et de l'habitat avec la présence de la loutre. La recolonisation naturelle par la loutre de ses anciens territoires a ensuite été suivie par de nombreux observateurs de terrain (voir synthèse de Bouchardy *et al.* 2001), jusqu'à la situation actuelle, où la loutre occupe désormais également des zones dégradées.

Cependant, nous manquons probablement de recul pour conclure sur le caractère *durable et définitif* de la présence de la loutre, dans ces zones anthropisées. En effet, le contexte actuel de recolonisation naturelle est un phénomène particulier dans l'écoéthologie de l'espèce, et des super-prédateurs en général. Les loutres utilisent le réseau hydrographique comme corridor écologique dans leur recherche de territoires, à partir des bastions historiques de l'espèce, situés dans des habitats préservés, qui constituent des *sources* d'individus. Les secteurs les plus favorables sont occupés en priorité, puis, au fur et à mesure de l'arrivée de nouveaux individus, les zones de moins en moins favorables sont ensuite colonisées. Les individus en quête de territoire peuvent alors être contraints d'adapter leurs exigences écologiques à l'habitat disponible. Le cycle biologique (alimentation et reproduction) et, à terme, le maintien de l'espèce, peuvent, en conséquence, être affectés, les zones défavorables apparaissant alors comme des *puits* (Pulliam, 1988 ; Kruuk, 2006). Dans ces perspectives, l'étude du flux de gènes au sein des populations en recolonisation s'avère particulièrement intéressante (Jenssens, 2006). Par ailleurs, les descripteurs utilisés peuvent s'avérer insuffisamment discriminants, face, d'une part, aux exigences de l'espèce quant à la ressource trophique disponible dans les zones dégradées, et, d'autre part, aux conséquences potentielles, à long terme, de la présence de composés toxiques dans l'eau. Ces deux aspects font l'objet, respectivement, de la suite du présent chapitre et du chapitre III de cette étude.

2.2.3 REGIME ALIMENTAIRE DE LA LOUTRE AU NIVEAU DES 5 SITES D'ETUDE

Grâce aux données acquises sur nos 5 sites d'études concernant le régime alimentaire de la loutre, il nous a été possible de présenter nos données sous deux formes :

- une approche globale du régime, tous sites confondus, sur le territoire considéré ;
- une approche par site d'étude, afin de mettre en évidence les variations géographiques ou saisonnières existant entre eux, ou au sein d'un même site.

Tableau I.4. Régime alimentaire global de la loutre dans le Puy-de-Dôme au cours de la période d'étude. Fréquences d'occurrence relatives moyennes et biomasses relatives moyennes (B%) des différentes proies. Les taxons sont classés selon un ordre décroissant de contribution à la biomasse totale ingérée (* : hors crustacés).

Espèces Proies	Fréquence d'occurrence relative (%)	Biomasse relative (%)
Poissons	78,6	88,3
Cyprinidés	38,3	40,3
<i>Gobio gobio</i>	4,6	13,7
<i>Leuciscus cephalus</i>	8,1	9,9
<i>Barbus barbus</i>	16,8	8,7
<i>Phoxinus phoxinus</i>	3,4	2,0
<i>Tinca tinca</i>	2,3	1,2
Autres + non id.	3,1	4,8
Salmonidés	26,4	32,0
<i>Salmo trutta fario</i>	26,4	32,0
Cottidés	6,8	8,1
<i>Cottus gobio</i>	6,8	8,1
Percidés	5,5	6,1
<i>Perca fluviatilis</i>	5,5	6,1
Centrarchidés	0,8	0,9
<i>Lepomis gibbosus</i>	0,8	0,9
Cobitidés	0,7	0,8
<i>Barbatula barbatula</i>	0,7	0,8
Esocidés	0,2	0,2
<i>Esox lucius</i>	0,2	0,2
Amphibiens	4,0	3,5
Crustacés	6,6	3,2
Oiseaux	3,9	1,8
Mammifères	2,9	1,5
Reptiles	1,6	1,1
Invertébrés*	1,5	0,4
Végétaux	1,0	0,2

2.2.3.1 APPROCHE GLOBALE DU REGIME ALIMENTAIRE

Les 5 milieux étudiés rassemblent des zones hydrographiques de conditions hydrologiques et de niveaux trophiques très différents. Considérés dans leur globalité, ils regroupent pratiquement l'ensemble des habitats potentiels (à l'exception des grands marais, des milieux côtiers et des estuaires), et donc des proies potentielles de la loutre d'Europe. Le tableau I.4 présente les fréquences d'occurrence relatives et les biomasses relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre, au cours de la période d'étude. Les figures I.20 et I.21, sous forme de disques compartimentés, présentent respectivement les fréquences d'occurrences et les biomasses relatives des groupes taxonomiques principaux du régime alimentaire de la loutre.

D'une manière globale, les poissons constituent la ressource alimentaire principale de la loutre : leur fréquence d'occurrence relative atteint près de 80%, et ils représentent près de 90% de la biomasse totale ingérée (tableau I.4 ; figure I.21). Ce résultat n'est en rien surprenant, et confirme l'ensemble des résultats disponibles dans la bibliographie (Clavero *et al.* 2003). Pratiquement toutes les catégories de proies disponibles dans les différents milieux sont représentées dans le régime, ce qui constitue là encore une confirmation et une précision par rapport aux résultats antérieurs, et, d'autre part, souligne l'éclectisme et le caractère opportuniste du comportement de prédation de l'animal (Erlinge, 1972 ; Mason et Macdonald, 1986). Parmi les poissons, les cyprinidés et les salmonidés sont les deux familles les plus représentées, à la fois en termes de fréquence d'occurrence relative (respectivement 38,3 et 26,4%) et en biomasse ingérée (respectivement 40,3 et 32,0%) (tableau I.4 ; figure I.21).

Parmi les cyprinidés, le goujon (*Gobio gobio*), le chevaine (*Leuciscus cephalus*) et le barbeau (*Barbus barbus*) sont les espèces les plus consommées, la somme de leurs proportions respectives dans le régime alimentaire atteint plus de 80% de la biomasse totale de cyprinidés consommés. Le goujon représente 13,7% de la biomasse totale ingérée par la loutre, et est, par ailleurs, le seul cyprinidé systématiquement présent dans le régime pour l'ensemble de nos sites d'étude (tableau I.4). Parmi les salmonidés, la truite commune *Salmo trutta fario* représente le tiers (32,4%) de la biomasse totale ingérée par la loutre pour l'ensemble de la zone d'étude (figure I.21). Ce résultat souligne l'importance de cette espèce pour la loutre dans la zone d'étude considérée, et va à l'encontre de la « préférence négative » de la loutre vis-à-vis de la truite, mise en évidence par certains auteurs (Erlinge, 1967 ; Taastrøm et Jacobsen, 1999) en raison de sa difficulté de capture. Le bon état de conservation des populations de truites et les alevinages sur les bassins de la Sioule, de la Couze Pavin, et

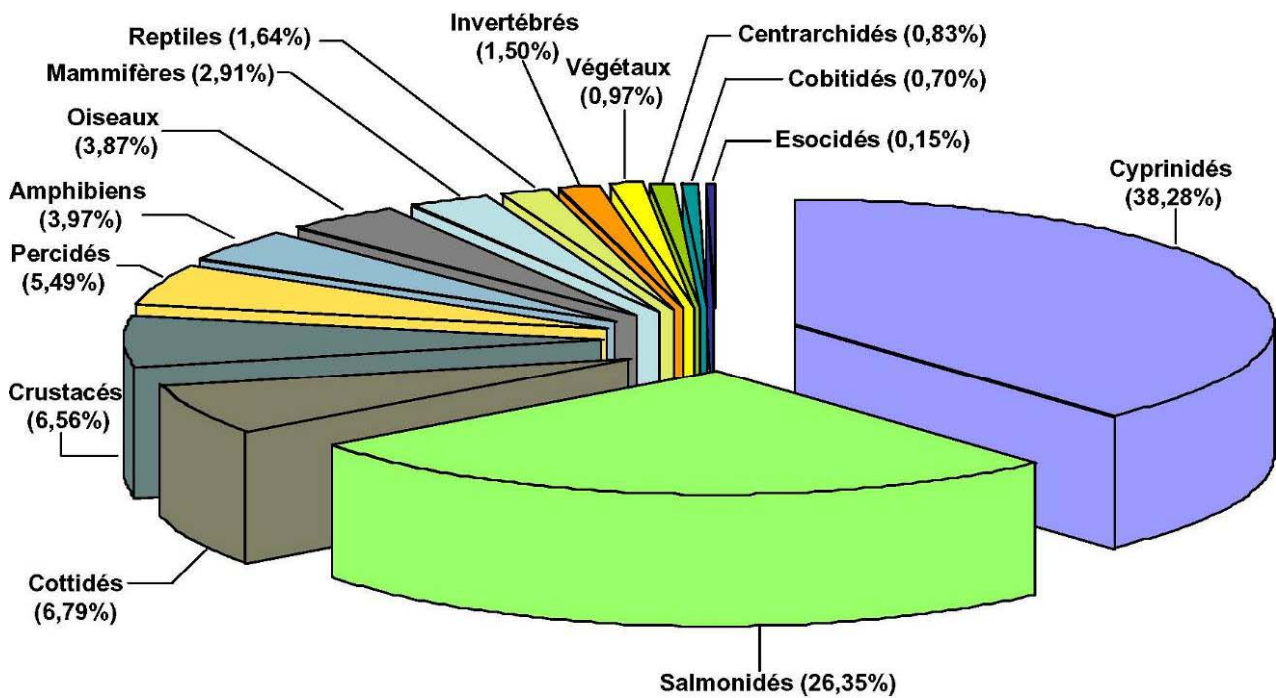


Figure I.20. Fréquence d'occurrence relative décroissante des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre.

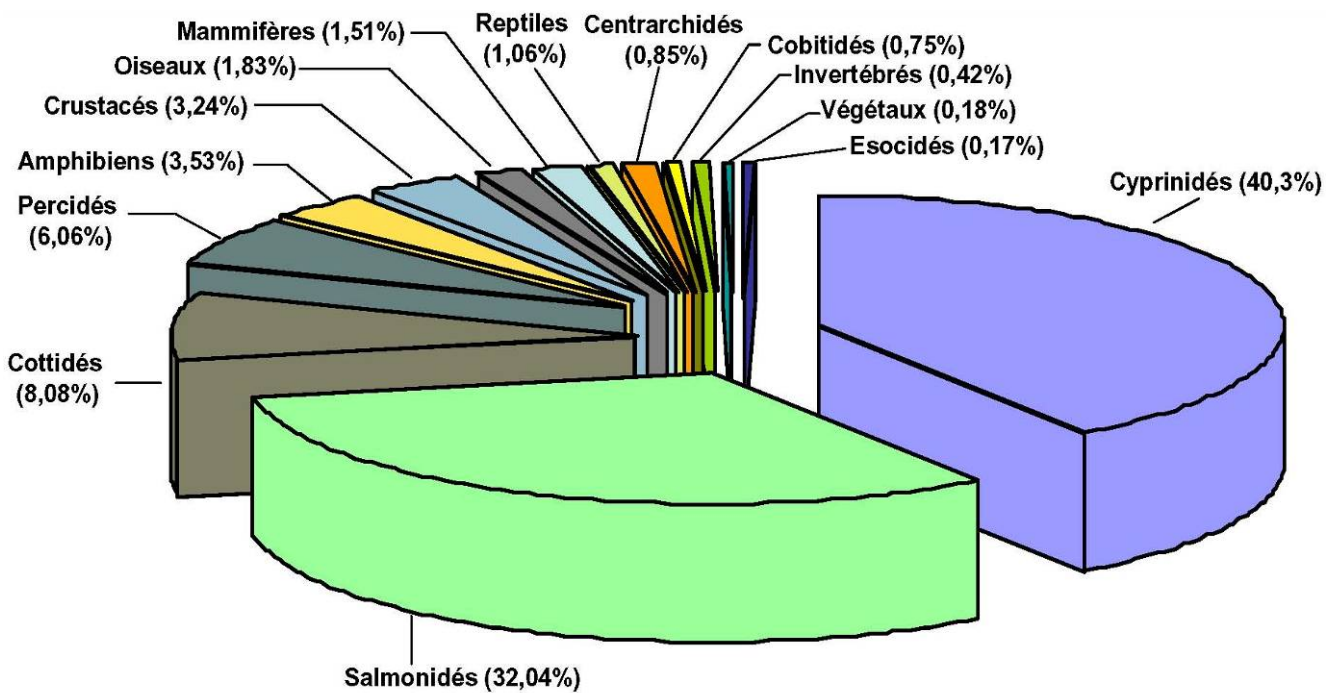


Figure I.21. Biomasse relative décroissante des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre dans le bassin de l'Allier.

dans une moindre mesure de la Dore (Fédération de pêche du Puy-de-Dôme, *non publié*), constituent une explication probable de ce résultat. Aucun salmonidé de grande taille, comme le saumon Atlantique (*Salmo salar*), espèce migratrice présente dans l'Allier, mais aussi la Dore et la Sioule, ou la truite de mer (*Salmo trutta trutta*), espèce rarissime dans le bassin de l'Allier, n'a été identifié parmi les proies de la loutre (tableau I.4). Parmi les autres espèces de poissons identifiés, le chabot (*Cottus gobio*) et la perche commune (*Perca fluviatilis*) constituent 8,1% et 6,1% de la biomasse totale ingérée, respectivement. D'importantes variations spatiales de la contribution de ces espèces au régime alimentaire ont été notées, et seront décrites pour chaque site d'étude (voir ci-dessous).

Enfin, la perche-soleil (*Lepomis gibbosus*), la loche franche (*Barbatula barbatula*) et le brochet (*Esox lucius*) ont également été identifiés, en proportions nettement plus modestes (0,9%, 0,8% et 0,2% de la biomasse totale ingérée, respectivement).

Les amphibiens et les crustacés représentent 3,5% et 3,2% de la biomasse ingérée par la loutre au cours de la période d'étude, respectivement (tableau I.4 ; figure I.21). Les biomasses ingérées de ces deux taxons sont donc comparables, même si les crustacés figurent plus fréquemment que les amphibiens dans les épreintes, et que le nombre d'individus identifiés est nettement en faveur des crustacés (données non représentées). Des variations spatio-temporelles de la contribution de ces taxons au régime alimentaire global de la loutre ont été observées, et seront développées pour chaque site. Ces résultats soulignent l'importance de ces proies complémentaires pour l'espèce, particulièrement à certaines périodes, également mise en évidence par Ruiz-Olmo *et al.* (1999, 2001). D'après nos observations, les restes découverts sur le terrain et l'examen du contenu stomacal des cadavres de loutres récupérés, les espèces d'amphibiens capturées ont principalement été le crapaud commun (*Bufo bufo*), la grenouille rousse (*Rana temporaria*) et la grenouille verte (*Rana sp.*). Les crustacés capturés sont les écrevisses allochtones dites Américaine (*Orconectes limosus*) et de Louisiane (*Procambarus clarkii*). Aucun reste appartenant à l'écrevisse à pieds blancs (*Austropotamobius pallipes*), présente sur les bassins d'affluents de la Sioule et de la Couze Pavin, n'a pu être mis en évidence. Des restes de crustacés de petite taille (*Asellus sp.*, *Gammarus sp.*) ont également parfois été retrouvés, mais en biomasses très faibles. Ce type de proie peut être capturé directement par la loutre, lors de la recherche de proies cachées sous les pierres, ou provenir du contenu stomacal d'un poisson consommé.

Les oiseaux, les mammifères et les reptiles ont constitué respectivement 1,8%, 1,5% et 1,1% de la biomasse totale ingérée par la loutre (tableau I.4 ; figure I.21). Il existe une variation temporelle significative de la contribution de ces proies complémentaires au régime

alimentaire, qui seront précisées, le cas échéant, pour chaque site. En effet, les mammifères et les oiseaux ont été chassés préférentiellement au cours de la période la plus froide (janvier-février 2005 et 2006), les reptiles ont quant à eux été préférentiellement chassés au cours de l'été (test de Student, $p=0,05$). Les mammifères chassés étaient des rongeurs (*Arvicola sp.*, *Rattus sp.*, *Ondatra zibethicus*), et les oiseaux identifiés étaient des Gallidés (*Gallinula chloropus*). Ces résultats confirment le caractère opportuniste de l'animal, qui adapte son régime alimentaire à la variabilité de l'abondance des proies et à leur facilité de capture (Lanszki et Molnar, 2003).

Comme l'avaient observé Rosoux (1998) et Lanszki et Molnar (2003), hormis les écrevisses, des restes d'autres invertébrés ont également été retrouvés, notamment des crustacés de petite taille (voir ci-dessus), des restes de coléoptères (*Dytiscus sp.*) et des fragments de cuticule d'odonates, soulignant à nouveau le caractère opportuniste de l'animal.

Enfin, nous avons parfois remarqué la présence de restes d'éléments végétaux, comme des graines, des pépins et des restes de graminées. A la suite des hypothèses formulées par Bouchardy (1986) et Rosoux (1998), nous pensons que la loutre peut occasionnellement consommer des fruits, et que les graminées, dont la biomasse est très faible, sont accidentellement absorbées lors de l'entretien de la fourrure ou du renouvellement de la litière. Ces résultats concernant les végétaux ont été intégrés dans le tableau I.4 et dans les figures I.20 et I.21 pour une vision exhaustive des résultats.

Selon notre étude, conduite à une large échelle spatiale, le régime alimentaire de la loutre dans le Puy-de-Dôme semble donc particulièrement diversifié. L'indice de diversité spécifique H (indice de Shannon et Weaver), calculé à partir des biomasses spécifiques consommées, le confirme. Il atteint la valeur de 3,4 bits/ind., signe de la présence de communautés globalement diversifiées (Faurie *et al.* 1998). Cette valeur doit néanmoins n'être appréciée qu'à titre indicatif, dans la mesure où cet ensemble territorial d'étude ne peut être considéré comme un *écosystème*, au sens écologique du terme. Une approche par site est susceptible d'affiner les données relatives à la diversité de ce régime.

2.2.3.2 APPROCHE PAR SITE DU REGIME ALIMENTAIRE

Quel que soit le site d'étude, on peut remarquer que des données concernant l'abondance relative de certaines des proies de la loutre dans ces milieux ne figurent pas dans les résultats ci-dessous. Ces proies sont les amphibiens, les oiseaux, les mammifères, les reptiles et les insectes, dont la somme représente en moyenne environ 12% de la biomasse

totale ingérée (tableau I.4). Ces espèces sont pourtant localement étudiées, essentiellement par le réseau naturaliste associatif (Ligue de Protection des Oiseaux, Groupe Mammalogique d'Auvergne, Société d'Histoire Naturelle d'Auvergne, Société d'Histoire Naturelle Alcide d'Orbigny, Société Entomologique d'Auvergne, entre autres), mais des données précises, issues de protocoles standardisés concernant les effectifs ou les densités de populations de ces espèces, au sein des sites d'études, ne sont pas disponibles.

Site sur L'Allier

Le tableau I.5 présente les espèces de poissons de l'Allier, identifiées lors de campagnes de pêches électriques, et les taxons présents dans le régime alimentaire de la loutre au niveau du site d'étude, exprimés en fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes pour l'ensemble de la période d'étude. Pour ce site, aucune variation saisonnière significative de la contribution des poissons à la biomasse totale capturée par la loutre n'a été mise en évidence.

Les cyprinidés sont les proies les plus consommées, leur fréquence d'occurrence relative atteint près de 70%, et ils représentent 76,6% de la biomasse ingérée par la loutre. Le barbeau (*Barbus barbus*), le goujon (*Gobio gobio*) et le chevaine (*Leuciscus cephalus*) sont les trois espèces les plus consommées, leurs proportions respectives atteignent 24,9%, 21,3% et 18,2% de la biomasse totale ingérée par la loutre. Les cyprinidés non identifiés et la tanche (*Tinca tinca*) représentent 12,2% de la biomasse totale ingérée par la loutre (tableau I.5). Certaines espèces apparaissent comme étant nettement sous- ou sur- représentées dans le régime de la loutre par rapport à leur proportion dans la rivière d'étude. Ainsi la loche franche (*Barbatula barbatula*) représente plus de 15% des poissons identifiés dans l'Allier, mais sa contribution à la biomasse ingérée par la loutre ne représente que 0,3%. *A contrario*, la truite fario (*Salmo trutta fario*), qui ne constitue que 0,2% des poissons identifiés par pêche électrique, représente 10,3% de la biomasse totale ingérée par le prédateur. Le chevaine (*Leuciscus cephalus*) constitue 3,9% des poissons de l'Allier au niveau du site d'étude, et 18,2% de la biomasse ingérée (tableau I.5). La perche (*Perca fluviatilis*), le brochet (*Esox lucius*) ou la perche soleil (*Lepomis gibbosus*), espèces non échantillonnées lors de la pêche électrique, apparaissent dans le régime alimentaire de la loutre. Ces derniers résultats expriment les différences de peuplements de poissons existant entre la surface échantillonnée lors de la pêche électrique, de l'ordre de quelques centaines à quelques milliers de mètres carrés et celle, plus importante, exploitée par la loutre en action de chasse, pouvant correspon-

Tableau I.5. Abondances relatives des espèces piscicoles de l'Allier révélées par pêche électrique, fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre pour l'Allier au cours de la période d'étude (n.p: non pêché).

Taxons identifiés	Abondance relative dans l'Allier (%)	Fréquence d'occurrence relative dans le régime (%)	Biomasse relative dans le régime (%)
Poissons			
Salmonidés (Total)		9,3	10,3
<i>Salmo salar</i>	3,5	-	-
<i>Salmo trutta fario</i>	0,2	9,3	10,3
Cyprinidés (Total)	80,9	69,3	76,6
<i>Phoxinus phoxinus</i>	4,6	-	-
<i>Gobio gobio</i>	5,4	17,4	21,3
<i>Barbus barbus</i>	53,4	21,6	24,9
<i>Leuciscus cephalus</i>	3,9	19,7	18,2
<i>Alburnus alburnus</i>	0,1	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	8,2	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	0,9	-	-
<i>Chondrostoma toxonoma</i>	1,6	-	-
<i>Rhodeus cericeus</i>	2,6	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	0,2	-	-
<i>Tinca tinca</i>	n.p.	4,3	5,1
Non identifiés	-	6,3	7,1
Cobitidés			
<i>Barbatula barbatula</i>	15,25	0,2	0,3
Percidés			
<i>Perca fluviatilis</i>	n.p.	0,4	0,4
Esocidés			
<i>Esox lucius</i>	n.p.	0,6	0,7
Centrarchidés			
<i>Lepomis gibbosus</i>	n.p.	0,7	0,8
Amphibiens	Données absentes	5,3	4,2
Mammifères	Données absentes	2,1	0,8
Reptiles	Données absentes	1,2	1,0
Oiseaux	Données absentes	8,6	4,6
Insectes	Données absentes	0,5	0,1
Végétaux	Données absentes	1,8	0,2

-dre à l'intégralité de son domaine vital, et qui comprend ici notamment les gravières environnantes. Dans le cas de la truite, les déversements destinés à la pêche récréative ou aux repeuplements peuvent accroître substantiellement les effectifs, et expliquer leur abondance dans le régime alimentaire (Jacobsen, 2004).

Enfin, à la suite de différentes études (voir synthèse de Clavero *et al.* 2003), nos travaux montrent que la loutre complète son régime essentiellement piscivore par des proies complémentaires variées : les oiseaux et les amphibiens constituent 4,6% et 4,2% de la biomasse totale ingérée, respectivement. Les amphibiens n'ont pas été retrouvés dans les épreintes entre janvier et mars 2005 et entre décembre 2005 et février 2006.

Les oiseaux identifiés sont le plus souvent des Rallidés (*Gallinula* poule d'eau *Gallinula chloropus*) ou des anatidés (Canard colvert *Anas platyrhynchos*). Des restes de crapauds communs (*Bufo bufo*) ont été retrouvés sur le site. Dans une moindre mesure, les reptiles et les mammifères contribuent également à l'alimentation de la loutre, leurs biomasses respectives atteignent 1,0% et 0,8%. Les mammifères identifiés sont des rongeurs (*Arvicola sp.* et *Ondatra zibethicus*). Les restes de reptiles, trop dégradés, n'ont pu être identifiés.

Site sur le Litroux

Le tableau I.6 présente les espèces de poissons du Litroux, identifiées lors des campagnes de pêches électriques, et les taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre au niveau du site d'étude, exprimés en fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes pour l'ensemble de la période d'étude. Comme dans le cas de l'Allier, aucune variation saisonnière significative de la contribution des espèces piscicoles à la biomasse totale capturée par la loutre n'a été mise en évidence pour ce site d'étude.

Les cyprinidés constituent la majorité des proies consommées par la loutre au sein de ce site d'étude. Leur fréquence d'occurrence relative et leur biomasse relative dans le régime atteignent, en effet, respectivement 88,1 et 92,7%. Le goujon, espèce la plus abondante du site selon les résultats de la pêche électrique, représente 61,5% de la biomasse totale consommée. Ce résultat souligne la forte dépendance de la loutre vis-à-vis de cette espèce, dans une rivière au peuplement instable, peu diversifié, et soumise à l'assèchement estival, donc à la disparition de cette proie principale. Le chevaine et les cyprinidés non identifiés complètent la biomasse totale de cyprinidés capturés, à hauteur de 17,3% et de 13,9%, respectivement. Les épreintes de ce site, souvent exposées au soleil en raison de l'absence de couvert végétal, étaient souvent dégradées et desséchées, rendant l'identification des espèces plus difficile. D'autres espèces non dénombrées lors de l'inventaire piscicole, ont été identifiées, comme la

Tableau I.6. Abondances relatives des espèces piscicoles du Litroux révélées par pêche électrique, fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre pour le Litroux au cours de la période d'étude (n.p: non pêché).

Taxons identifiés	Abondance relative dans le Litroux (%)	Fréquence d'occurrence relative dans le régime (%)	Biomasse relative dans le régime (%)
Poissons			
Salmonidés			
<i>Salmo trutta fario</i>	n.p.	1,0	1,0
Cyprinidés (Total)			
<i>Phoxinus phoxinus</i>	1,1	-	-
<i>Gobio gobio</i>	53,7	45,4	61,5
<i>Barbus barbus</i>	0,1	-	-
<i>Leuciscus cephalus</i>	14,9	30,9	17,3
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0,1	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,4	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	0,1	-	-
<i>Chondrostoma toxonoma</i>	0,3	-	-
<i>Rhodeus cericeus</i>	2,6	-	-
<i>Carassius sp.</i>	4,6	-	-
<i>Tinca tinca</i>	0,1	-	-
Non identifiés	-	11,8	13,9
Cobitidés			
<i>Barbatula barbatula</i>	16,1	0,3	0,3
Percidés			
<i>Perca fluviatilis</i>	0,1	2,0	2,2
Gastérostéidés			
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0,1	-	-
Centrarchidés			
<i>Lepomis gibbosus</i>	5,9	-	-
Amphibiens	Données absentes	0,2	0,1
Mammifères	Données absentes	1,2	0,8
Reptiles	Données absentes	-	-
Oiseaux	Données absentes	5,7	2,9
Insectes	Données absentes	-	-
Végétaux	Données absentes	1,5	0,1

truite et la perche. Ces dernières proviennent probablement des étangs proches du site d'étude sur le bassin du Litroux. Par ailleurs, les truites n'ayant été trouvées qu'au cours du mois d'avril 2005, nous supposons que ces individus proviennent de repeuplements, dans la mesure où la qualité du cours d'eau au point d'étude semble incompatible avec la survie de la truite (paragraphe 2.2.1).

Comme dans le cas de l'Allier, la loche franche semble dédaignée par la loutre : l'abondance relative de cette espèce atteint 16,1% dans le Litroux, alors qu'elle reste anecdotique, comme la perche soleil, dans le régime du prédateur. La proportion d'amphibiens est également restée très faible. Enfin, les oiseaux et les mammifères (2,9 et 0,8% de la biomasse totale ingérée, respectivement), complètent le menu de la loutre.

Au niveau des sites d'études, l'Allier et le Litroux sont deux rivières de plaine, dont les valeurs des différents descripteurs de la qualité de l'eau, des habitats d'espèces bioindicatrices et de celui de la loutre sont globalement «passables» à «bons» pour l'Allier, et «mauvais» pour le Litroux (paragraphe 2.2.1). Pour ces deux premières rivières, le comportement opportuniste et généraliste du prédateur est ici confirmé. En effet, les cyprinidés, qui représentent l'essentiel de la faune piscicole de ces deux rivières, constituent également les proies majoritaires ingérées par la loutre. Le régime est complété par les autres proies disponibles dans le milieu, et s'avère plus diversifié dans le cas de l'Allier. L'indice de diversité H atteint, en effet, 1,3 bits/ind. pour l'Allier, et seulement 0,5 bit/ind. pour le Litroux, en raison de la forte dépendance vis-à-vis du goujon, et du faible nombre de taxons capturés au total. L'impact de la dégradation des milieux sur la diversité du régime alimentaire de la loutre, ainsi que les risques liés à un régime alimentaire ne dépendant que d'un faible nombre de taxons, suggérés par Ottino et Giller (2004), semble ici se vérifier.

Site sur la Couze Pavin

Le tableau I.7 présente les espèces de poissons de la Couze Pavin, identifiées lors des campagnes de pêches électriques, et les taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre au niveau des sites d'étude, exprimés en fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes pour l'ensemble de la période d'étude. Pour cette rivière, les seules données relatives au peuplement piscicole concernent le secteur de Saurier, et indiquent un peuplement uniquement composé de truites fario. D'autres espèces sont très certainement présentes dans la rivière, mais il ne nous a pas été possible de collecter de données supplémentaires.

Sur la Couze Pavin, trois sites différents ont fait l'objet de l'étude du régime alimentaire de la loutre, à proximité des sources, en montagne, (Besse), dans un secteur de

Tableau I.7. Abondances relatives des espèces piscicoles de la Couze Pavin révélées par pêche électrique, fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre dans la Couze Pavin au cours de la période d'étude pour les sites de : Besse (B), Saurier (S) et Meilhaud (M) (n.p: non pêché).

Taxons identifiés	Abondance relative dans la Couze Pavin (%) à Saurier	Fréquence d'occurrence relative dans le régime (%)			Biomasse relative dans le régime (%)		
		B	S	M	B	S	M
Poissons							
Salmonidés							
<i>Salmo trutta fario</i>	100	71,3	44,8	23,3	83,1	47,2	25,2
Cyprinidés (Total)	-	5,6	10,0	32,0	4,1	11,4	34,7
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	3,1	3,6	5,6	2,1	2,1	0,6
<i>Gobio gobio</i>	-	2,4	4,6	12,6	2,0	6,9	13,4
<i>Leuciscus cephalus</i>	-	-	-	7,4	-	-	12,5
Non identifiés	-	-	1,8	6,4	-	2,4	8,1
Cottidés							
<i>Cottus gobio</i>	-	3,2	17,7	17,7	3,3	21,1	19,2
Cobitidés							
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	0,9	2,5	-	1,1	2,7
Percidés							
<i>Perca fluviatilis</i>	-	1,0	8,1	9,3	1,1	9,6	10,1
Esocidés							
<i>Esox lucius</i>	-	0,4	-	-	0,5	-	-
Centrarchidés							
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	0,8	-	-	0,9	-	-
Amphibiens	Données absentes	5,8	2,4	7,1	5,1	2,3	5,7
Mammifères	Données absentes	2,6	2,5	2,1	1,1	1,1	0,6
Reptiles	Données absentes	-	8,8	1,1	-	5,1	0,8
Oiseaux	Données absentes	0,2	-	-	0,1	-	-
Insectes	Données absentes	2,5	3,7	1,6	0,6	0,9	0,4
Végétaux	Données absentes	0,7	1,2	3,3	0,1	0,2	0,6

gorges de moyenne altitude (Saurier) et dans une zone de plaine (Meilhaud), à proximité du confluent avec l'Allier (paragraphe 2.1.1).

Pour le secteur de **Besse**, la truite fario est la proie la plus consommée par la loutre, la fréquence d'occurrence relative de cette espèce atteint 71,3%, et la truite représente 83,1% de la biomasse totale ingérée. Cette valeur importante, comparable à celles citées par Libois (1995) pour des cours d'eau bretons, souligne l'importance de cette espèce pour la loutre dans les zones salmonicoles à faible diversité spécifique. Parmi les autres espèces de poissons identifiées, le vairon (*Phoxinus phoxinus*) et le goujon sont les seuls cyprinidés identifiés, ils représentent 2,1% et 2,0% de la biomasse totale ingérée, respectivement. Le chabot (*Cottus gobio*) a également été identifié, cette espèce représente 3,3% de la biomasse totale ingérée. Nous avons également noté la présence de la perche, de la perche soleil et du brochet, qui constituent 1,1%, 0,9% et 0,5% de la biomasse ingérée, respectivement. Ces trois espèces ne se trouvent très probablement pas dans ce secteur de la Couze Pavin, typique de la zone à truite selon la classification de Huet (1949). Par contre, le secteur de Besse, dans le massif montagneux du Sancy, se caractérise par la présence de lacs glaciaires ou volcaniques, dans lesquels ces espèces sont connues : la perche dans le lac Pavin, distant de moins de 4 km de Besse, le brochet dans le lac-tourbière de Bourdouze, distant d'environ 5km. Une même loutre peut donc tout à fait exploiter ces espèces lacustres et les truites de la Couze Pavin sur le secteur de Besse. Les amphibiens ont été trouvés en avril et mai, ils constituent jusqu'à 45% de la biomasse totale ingérée à cette période (données non représentées), et 5,1% en moyenne pour ce secteur. Il existe d'ailleurs une différence significative dans la contribution relative des différents taxons à la biomasse totale ingérée entre le printemps et les autres saisons d'étude (ANOVA, $p=0,05$), liée essentiellement à la variabilité temporelle de la contribution des amphibiens. Les zones humides d'Europe non encore drainées abritent d'importantes populations d'amphibiens, activement exploitées au printemps par différents prédateurs dont la loutre, comme de nombreux auteurs l'ont souligné (Sidorovich *et al.* 1998 ; Lanszki et Molnar, 2003 ; Kruuk, 2006). Enfin, les mammifères (*Arvicola sp.*) et les insectes (*Dytiscidae*) représentent 1,1% et 0,6% de la biomasse consommée, respectivement. Ces derniers ont été trouvés au cours de la période estivale (de juin à septembre).

Pour le secteur de **Saurier**, la truite fario constitue également la proie principale de la loutre, mais sa contribution au régime, exprimée en fréquence d'occurrence relative (44,8%) ou en biomasse totale ingérée (47,2%) diminue nettement par rapport au secteur de Besse. Le chabot est l'autre proie principale de la loutre pour ce secteur, cette espèce représente, en effet, 21,1% de la biomasse totale ingérée. La contribution des cyprinidés au régime augmente par

rapport au secteur de Besse, et atteint 11,4% de la biomasse totale ingérée. Le goujon est l'espèce la plus consommée, cette espèce atteint 6,9% de la biomasse ingérée. La perche atteint quant à elle 9,6% de la biomasse consommée, en nette augmentation également par rapport au secteur de Besse. Aucune de ces trois dernières espèces n'a pourtant été identifiée lors de l'inventaire piscicole, effectué à proximité de la zone d'étude. La perche est d'ailleurs sans doute très rare dans cette partie de la rivière. Ces résultats de prédation sur les poissons illustrent la variabilité existant entre la diversité et l'abondance *théoriques* des proies, révélées par les inventaires, et la diversité *réelle* du régime alimentaire d'un prédateur, pour un milieu donné (Jedrzejewska et Jedrzejewski, 1998). La contribution des amphibiens au régime alimentaire diminue également par rapport à Besse, et ne représente plus que 2,3% de la biomasse ingérée. Ces espèces ont, par contre, été retrouvées plus régulièrement qu'à Besse, du mois d'avril jusqu'en septembre. Les reptiles ont été consommés entre les mois de juin et septembre, ils constituent jusqu'à 20% de la biomasse totale ingérée à cette période (données non représentées), et 5,1% en moyenne pour ce secteur. Ce secteur de gorges rocheuses, aux pentes sèches et chaudes en été, semble particulièrement favorables aux reptiles, et explique sans doute leur contribution au régime de prédateurs comme la loutre. Il existe une différence significative au niveau de la contribution relative des différents taxons à la biomasse totale ingérée entre l'été et les autres saisons d'étude pour ce secteur (ANOVA, $p=0,05$). Enfin, les proportions d'insectes et de mammifères dans le régime restent globalement constantes et faibles.

Pour le secteur de **Meilhaud**, les cyprinidés sont les proies principales de la loutre. Leur fréquence d'occurrence relative atteint 32%, et ils constituent 34,7% de la biomasse totale ingérée. Les espèces identifiées sont le vairon, le goujon et le chevaine, ces deux dernières espèces étant les cyprinidés les plus consommés (13,4% et 12,5% de la biomasse ingérée, respectivement). La truite constitue un quart (25,2%) de la biomasse consommée, et, comme nous l'avons constaté à Saurier, le chabot, et dans une moindre mesure la perche, constituent également des proies privilégiées (19,2% et 10,1% de la biomasse ingérée, respectivement). Les amphibiens représentent 5,7% de la biomasse consommée, cette proportion est la plus élevée des trois sites d'études. Ces espèces ont par ailleurs été retrouvées de mars à octobre dans nos échantillons. Les températures globalement plus clémentes et la proximité de l'Allier, où les grenouilles vertes sont très abondantes (*obs. pers.*) expliquent probablement ces résultats. Les reptiles, les mammifères et les insectes ne représentent plus qu'une fraction très faible du régime (0,8%, 0,6% et 0,4% de la biomasse consommée, respectivement) qui s'explique probablement par une prédation accrue de prédation sur les amphibiens.

Ces trois sites d'études, géographiquement proches, le long d'une rivière de moins de 50 km de long et concernant donc un nombre d'individus probablement peu élevé, ont permis de mettre en évidence des variations temporelles et surtout spatiales des proportions relatives des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre. La figure I.22 représente, pour chaque site d'étude, la contribution de chaque taxon à la biomasse totale ingérée par le prédateur. La somme des valeurs des 6 taxons représentés constitue plus de 95% de la biomasse ingérée par la loutre, pour les trois sites d'étude.

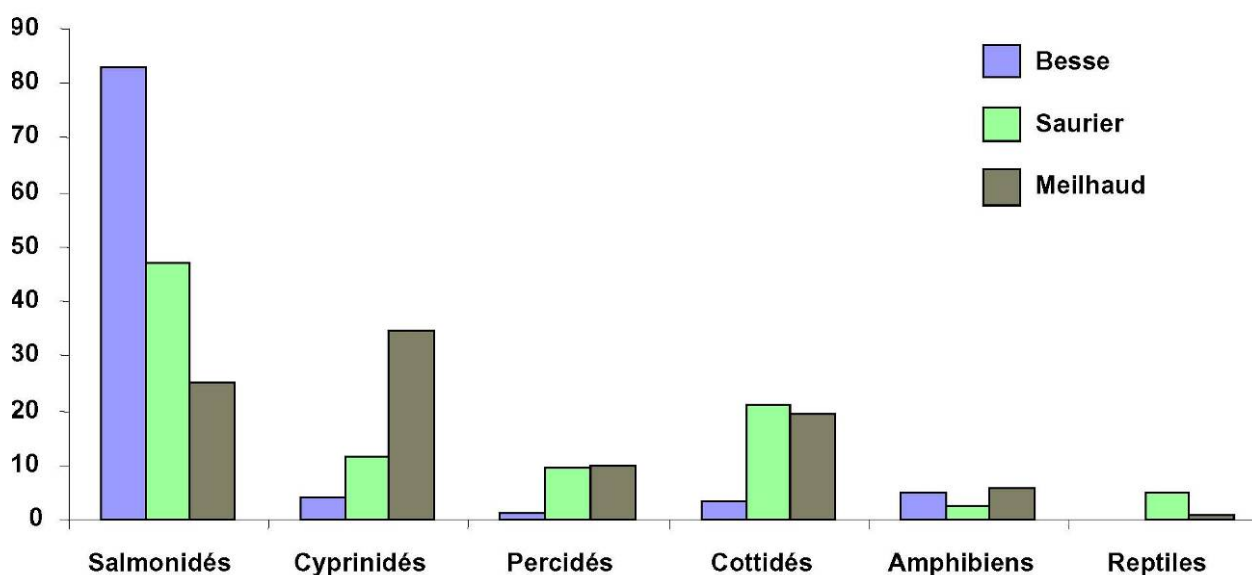


Figure I.22. Contribution de chaque taxon identifié à la biomasse totale ingérée par la loutre sur la Couze Pavin, pour les 3 sites d'étude.

On note, d'une part, une décroissance progressive de la contribution des salmonidés (truite) à la biomasse totale ingérée, et, d'autre part, une croissance corrélative de la contribution des cyprinidés à cette biomasse ingérée de l'amont (Besse) vers l'aval (Meilhaud). Ces variations sont significatives (ANOVA, $p=0,05$) et très logiques, elles correspondent en effet à l'évolution de la distribution de ces espèces le long du gradient trophique amont aval d'un cours d'eau (Amoros et Petts, 1993). La prédation effectuée sur certaines proies est fortement dépendante de leur disponibilité géographique et/ou saisonnière (amphibiens, reptiles). Enfin, on observe une augmentation de la diversité du régime alimentaire de la loutre de l'amont vers l'aval du cours d'eau. L'indice H varie en effet de 1,1 bit/ind. à Besse, à 2,2 bits/ind. à Saurier et 2,4 bits/ind. à Meilhaud. La faible valeur observée à Besse est sans doute à relier à la contrainte naturelle de la proximité des sources et de la faible variabilité des habitats, tandis que celles observées à Saurier

Tableau I.8. Abondances relatives des espèces piscicoles de la Sioule révélées par pêche électrique, fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre dans la Sioule au cours de la période d'étude (n.p: non pêché).

Taxons identifiés	Abondance relative dans la Sioule (%)	Fréquence d'occurrence relative dans le régime (%)	Biomasse relative dans le régime (%)
Poissons			
Salmonidés			
<i>Salmo trutta fario</i>	82,3	19,2	31,6
Cyprinidés (Total)	7,3	6,1	10,8
<i>Phoxinus phoxinus</i>	6,9	-	-
<i>Gobio gobio</i>	0,3	4,9	6,7
<i>Tinca tinca</i>	0,1	-	-
Non identifiés	-	1,2	4,1
Cobitidés			
<i>Barbatula barbatula</i>	0,7	0,1	0,1
Percidés			
<i>Perca fluviatilis</i>	-	4,3	7,5
Cottidés			
<i>Cottus gobio</i>	9,8	5,7	10,0
Centrarchidés			
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	0,6	1,8
Crustacés	Données absentes	45,8	22,6
Amphibiens	Données absentes	6,3	8,0
Mammifères	Données absentes	10,1	6,4
Reptiles	Données absentes	0,5	0,7
Oiseaux	Données absentes	0,0	0,0
Insectes	Données absentes	0,8	0,3
Végétaux	Données absentes	0,5	0,2

et à Meilhaud sont caractéristiques de milieux diversifiés et globalement peu perturbés. Cette diversification du régime de la loutre correspond à la diversification progressive des taxons présents dans un cours d'eau, dans un gradient amont aval (Amoros et Petts, 1993), soulignant là encore le caractère opportuniste du comportement de prédation de la loutre.

Site sur la Sioule

Le tableau I.8 présente les espèces de poissons de la Sioule, identifiées lors des campagnes de pêches électriques, et les taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre, exprimés en fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes pour l'ensemble de la période d'étude. Pour ce site, la truite, espèce largement majoritaire dans le cours d'eau selon l'inventaire piscicole, constitue 31,6% de la biomasse totale ingérée par la loutre, la fréquence d'occurrence relative de cette espèce est de 19,2%. Parmi les cyprinidés, le goujon est l'espèce la plus consommée (6,7% de la biomasse totale ingérée). Les cyprinidés, dont l'ensemble ne représente que 10,8% de la biomasse totale ingérée, semblent d'ailleurs plutôt dédaignés par rapport aux sites d'étude dont la zonation piscicole est comparable. On note une assez forte contribution de la perche, non identifiée lors de l'inventaire piscicole, et du chabot. Ces deux espèces représentent 7,5% et 10,0% de la biomasse totale ingérée, respectivement. Comme dans le cas de la Couze Pavin à Saurier, la perche est probablement rare dans cette partie de la Sioule, sa présence peut s'expliquer par l'exploitation par la loutre de milieux aquatiques proches (retenues, étangs) abritant cette espèce. Ce site d'étude se caractérise par une forte contribution des crustacés au régime alimentaire : la fréquence d'occurrence relative des écrevisses atteint 45,8%, et leur biomasse représente 22,6% de la biomasse totale ingérée par la loutre (tableau I.8). Ce taxon n'a pas été identifié parmi les proies de la loutre sur les autres sites d'étude. Il semble que la loutre utilise ici la forte croissance des écrevisses allochtones, dont la prolifération est liée à l'augmentation de la quantité de matière organique détritique dans l'eau. Les amphibiens et les mammifères sont également bien représentés, ces deux taxons représentent 8,0% et 6,4% de la biomasse totale ingérée par le prédateur, respectivement (tableau I.8). Ces trois dernières valeurs sont les plus élevées pour l'ensemble de nos sites d'étude. Aucune variation saisonnière significative dans la contribution de chaque taxon à la biomasse totale consommée n'a pu être mise en évidence. Les biomasses relatives de chaque taxon consommé sont plus homogènes que dans les autres sites d'études, et de fait, l'indice de diversité H du régime est ici le plus élevé de l'étude, avec une valeur de 2,7 bits/ind. Cette valeur tend à confirmer la relation entre la bonne qualité de l'habitat sur la Sioule (paragraphe 2.2.1) et la diversité du régime du prédateur (Ottino et Giller, 2004).

Tableau I.9. Abondances relatives des espèces piscicoles de la Dore révélée par pêche électrique, occurrence et biomasse relatives moyennes des taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre dans la Dore au cours de la période d'étude (n.p: non pêché).

Taxons identifiés	Abondance relative dans la Dore (%)	Fréquence d'occurrence relative dans le régime (%)	Biomasse relative dans le régime (%)
Poissons			
Salmonidés			
<i>Salmo trutta fario</i>	11,9	26,4	22,8
Cyprinidés (Total)	77,7	58,7	50,7
<i>Phoxinus phoxinus</i>	10,9	8,2	4,5
<i>Gobio gobio</i>	29,8	21,7	24,8
<i>Barbus barbus</i>	0,5	-	-
<i>Leuciscus cephalus</i>	9,9	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	1,1	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	3,5	-	-
<i>Abramis brama</i>	2,3	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	19,7	17,4	12,2
Non identifiés	-	11,4	9,2
Cobitidés			
<i>Barbatula barbatula</i>	5,3	0,9	0,8
Ictaluridés			
<i>Ictalurus melas</i>	0,4	-	-
Percidés			
<i>Perca fluviatilis</i>	0,4	13,5	11,6
Cottidés			
<i>Cottus gobio</i>	1,6	3,6	3,1
Centrarchidés			
<i>Lepomis gibbosus</i>	1,4	3,7	3,2
Pétromyzontidés			
<i>Lampetra fluviatilis</i>	0,2	-	-
Amphibiens	Données absentes	3,2	2,0
Mammifères	Données absentes	0,4	0,1
Reptiles	Données absentes	-	-
Oiseaux	Données absentes	12,6	5,2
Insectes	Données absentes	0,6	0,5
Végétaux	Données absentes	0,6	0,1

Site sur la Dore

Le tableau I.9 présente les espèces de poissons de la Dore, identifiées lors des campagnes de pêches électriques, et les taxons identifiés dans le régime alimentaire de la loutre, exprimés en fréquence d'occurrence et biomasse relatives moyennes pour l'ensemble de la période d'étude.

Comme pour l'ensemble des autres sites, le poisson constitue la proie principale de la loutre. La truite, qui ne représente que 11,9% des poissons présents dans la Dore selon l'inventaire piscicole, constitue 22,8% de la biomasse consommée par la loutre, sa fréquence d'occurrence relative étant de 26,4%. Les cyprinidés sont majoritaires, à la fois dans le cours d'eau selon les résultats de l'inventaire piscicole, et dans le régime du prédateur. Le goujon et le gardon sont les deux cyprinidés les plus consommés, leurs proportions respectives atteignent 24,8% et 12,2% de la biomasse totale ingérée, pour des fréquences d'occurrences relatives de 21,7 et de 17,4%, respectivement (tableau I.9). En revanche, certaines espèces, présentes dans le cours d'eau selon l'inventaire scientifique, consommées par la loutre dans certains de nos sites d'étude, comme le chevaine, n'ont pas été identifiées dans le régime sur la Sioule.

La présence du gardon, espèce de zones lenticules et de l'aval des cours d'eau (Keith et Allardi, 2001), peut probablement s'expliquer par la présence d'étangs et de barrages sur les affluents du bassin de la Dore, et ce résultat illustre, ici encore, l'exploitation par la loutre de l'ensemble des milieux aquatiques présents au sein de son domaine vital. Ces aménagements peuvent être également à l'origine de l'abondance de la perche, espèce rare selon l'inventaire piscicole, dans la biomasse consommée (11,6%). La perche-soleil et le chabot complètent le régime, leur proportion atteint 3,2% et 3,1% de la biomasse totale ingérée, respectivement (tableau I.9). Par ailleurs, aucune variation saisonnière significative dans la contribution de chaque taxon à la biomasse totale consommée n'a pu être mise en évidence.

Parmi les proies complémentaires sur ce site, les oiseaux représentent 5,2% de la biomasse totale ingérée par la loutre, valeur la plus élevée de tous nos sites d'études pour ce taxon. Les espèces identifiées sont essentiellement des poules d'eau. La proportion des amphibiens est restée anecdotique dans le régime, malgré la présence de populations en bon état relatif de conservation (Parc Naturel Régional Livradois-Forez, *comm. pers.*).

L'indice de diversité H du régime alimentaire est assez élevé, il atteint 2,1 bits/ind., une valeur comparable à celle observée à Saurier sur la Couze Pavin, malgré ici un milieu sensiblement plus dégradé (voir paragraphe 2.2.1).

3. CONCLUSION

Au terme de cette étude, consacrée, d'une part, aux relations entre la présence de la loutre et la qualité de son habitat, et d'autre part à son régime alimentaire sur différents sites d'études, nous pouvons retenir les principaux points notés ci-dessous :

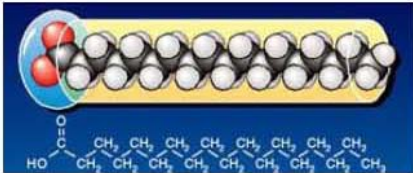
Si les ressources trophiques sont suffisantes, la dégradation de la *qualité de l'eau*, identifiée à partir des descripteurs physico-chimiques, de la présence de pesticides ou de micropolluants minéraux, de même que la dégradation de la *qualité de l'habitat* d'espèces indicatrices, comme les invertébrés benthiques, les diatomées, ou celui de la loutre elle-même, ne semblent pas constituer un obstacle majeur à la présence de la loutre, au moins à court terme, dans le contexte actuel de reconquête de territoires.

Le régime alimentaire de la loutre est fortement dépendant de la ressource piscicole présente : les proies les plus disponibles et les plus abondantes au sein du domaine vital le sont également dans le régime alimentaire. Par ailleurs, aucune spécialisation particulière n'est observée. Certaines proies, comme les amphibiens ou les crustacés, peuvent contribuer de façon importante à la biomasse totale ingérée, pour certains types d'habitats et/ou certaines périodes, soulignant ainsi leur importance dans le régime alimentaire du prédateur. Ce régime alimentaire est plus diversifié dans les milieux non dégradés, où aucune proie ne domine particulièrement le régime. *A contrario*, dans les milieux dégradés ou pionniers, la ressource trophique est dépendante d'un faible nombre d'espèces, et peut donc s'avérer instable dans le temps. La présence à court ou moyen terme de la loutre dans un habitat donné semble donc davantage liée à la ressource trophique qu'à la qualité générale de celui-ci.

Enfin, la comparaison du régime alimentaire de la loutre, établi sur plusieurs kilomètres, avec des résultats d'inventaires plus ponctuels, illustre, au-delà des différences de surfaces exploitées, le mode d'exploitation des systèmes aquatiques par la loutre, et donc sa dépendance vis-à-vis, d'une part, d'un corridor biologique fonctionnel, et d'autre part, de proies complémentaires issues d'autres milieux aquatiques au sein de son domaine vital, particulièrement en milieux oligotrophes.

II.

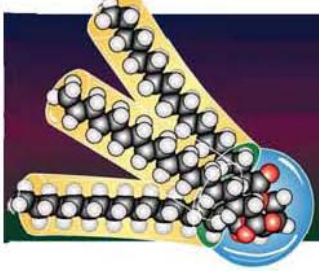
**Les acides gras, des éléments
biomarqueurs du régime alimentaire de
la loutre. Comparaison avec d'autres
mammifères carnivores.**



Acides gras : constituants de base des lipides, formés d'une chaîne carbonée linéaire comprenant entre 8 et 30 atomes de carbones

On distingue :

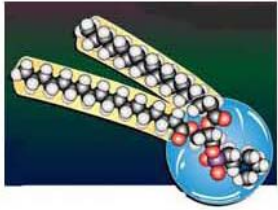
- les acides gras saturés (**AGS**) à chaîne carbonée sans double liaison
- les acides gras monoinsaturés (**AGMI**) possédant une seule double liaison
- les acides gras polyinsaturés (**AGPI**) possédant plusieurs doubles liaisons



Triglycéride

Les acides gras sont estérifiés à du glycérol (mono, di et triglycérides), à des stérols (esters de stérols) et à des alcools gras (cérides) : molécules de grandes tailles ou lipides de réserves stockant à l'excédent d'énergie provenant de l'alimentation

Les phospholipides sont des lipides complexes membranaires comprenant deux acides gras estérifiés.



Phospholipide

La nomenclature des acides gras est basée sur le nombre d'atomes de carbone, l'existence des doubles liaisons, leur nombre et leur localisation. On utilisera la nomenclature en ω sous formulation suivante : **x:y ω z**

où **x = nombre d'atomes de carbone sur la chaîne,**
y = nombre de doubles liaisons,
z = localisation de la 1ère liaison double par rapport au CH₃ terminal. Ainsi l'acide 5,8,11,14,17-eicosapentaénoïque sera noté 20:5 ω 3.

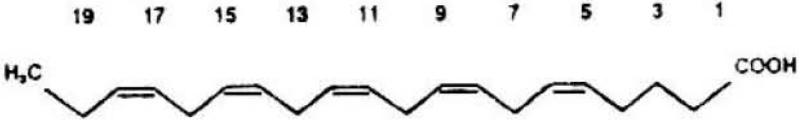


Figure II.1. Document d'informations sur les acides gras et les lipides. D'après Henderson et Tocher, 1987 ; Christie, 1989 ; Arts *et al.* 2001, Sargent *et al.* 1995).

1. CONTEXTE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 LES ACIDES GRAS : GENERALITES, IMPORTANCE PHYSIOLOGIQUE ET NUTRITIONNELLE

Les acides gras, ou acides carboxyliques, sont des composés très fréquemment rencontrés dans le monde vivant, ils sont les constituants de base des lipides. Non solubles dans l'eau, les lipides le sont par contre dans les solvants polaires, ils rassemblent une grande diversité de structures et de fonctions. On distingue les lipides neutres, principales formes de stockage des lipides, et donc sources d'énergie métabolique chez les animaux et les végétaux, et les lipides polaires, constituants essentiels des membranes cellulaires. Les acides gras sont constitués pour la plupart d'une longue chaîne carbonée linéaire, le nombre d'atomes de carbone peut varier de 2 à 80. On parlera d'acides gras saturés si la chaîne carbonée ne comporte pas de doubles liaisons, d'acides gras mono- ou poly-insaturés si la chaîne carbonée comporte respectivement une ou plusieurs doubles liaisons. La nomenclature des acides gras est effectuée selon le nombre d'atomes de carbone, de l'existence, du nombre et de la localisation des doubles liaisons. Au cours de cette étude, nous utiliserons la nomenclature dite en ω (Oméga), suivant la forme : $x:y \omega z$, où x est le nombre d'atomes de carbone de la chaîne, y le nombre de doubles liaisons et z la localisation de la première double liaison par rapport au groupement méthyl terminal de la chaîne. La figure II.1 résume ces généralités concernant les acides gras et leur nomenclature.

Les lipides et les acides gras sont des composants indispensables au vivant. Les acides gras poly-insaturés jouent un rôle très important dans la fluidité, la perméabilité et la flexibilité membranaire, phénomènes physiologiques importants dans le métabolisme énergétique des organismes ectothermes (Pruit, 1990). Ces acides gras poly-insaturés sont également impliqués dans la production d'œufs, le fonctionnement du système immunitaire, l'activité neurophysiologique, ou bien encore l'activité physiologique des tissus oculaires et cérébraux des jeunes mammifères et des larves de poissons (Brett et Müller-Navara, 1997).

Parmi ces acides gras, certains ne peuvent être synthétisés en quantités suffisantes par un organisme pour subvenir à ses besoins, qui doit alors se les procurer par le biais de son alimentation. Ces acides gras sont dénommés acides gras *essentiels*. Actuellement, deux séries d'acides gras essentiels ont été décrites chez les animaux, la série dite des « Oméga 6 » ($\omega 6$), dérivée de l'acide linoléique (LA, 18:2 $\omega 6$), et la série dite des « Oméga 3 » ($\omega 3$), dérivés de l'acide α -linoléique (ALA, 18:3 $\omega 3$).

Leurs dérivés à longue chaîne carbonée, allongés et désaturés sont, du strict point de vue physiologique, plus importants que le LA et le ALA eux-mêmes (Cunnane, 1996). Dans la plupart des cas, seuls les organismes phototrophes disposent de l'équipement enzymatique nécessaire à la production du ALA, du LA et de leurs dérivés EPA, AA et DHA (acide eicosapentanoïque, 20:5 ω 3, acide arachidonique, 20:4 ω 6 et acide docosahexanoïque, 22:6 ω 3, respectivement). Compte tenu de leur importance physiologique, ces acides gras auront alors tendance à être hautement conservés dans les réseaux trophiques, au fil des prédatons successives (Arts, 1998 ; Arts *et al.* 2001). Ces acides gras poly-insaturés, par leur origine et leur caractère essentiel, sont donc des composés de haute qualité nutritionnelle, et doivent être considérés comme des facteurs écologiques limitants, au même titre que la disponibilité d'un habitat favorable, ou une ressource alimentaire suffisante.

1.2 UTILISATION DES ACIDES GRAS COMME BIOMARQUEURS

Un biomarqueur peut être défini comme un composé organique stable sur une échelle de temps donnée, dont la structure peut être assignée à une origine biologique définie (Mudge et Norris, 1997 ; Véra, 2005). Ces composés doivent être spécifiques d'un organisme ou d'un groupe d'organismes précis.

Les acides gras ne sont pas dégradés par les processus de digestion, et passent intacts dans la circulation sanguine. Malgré les réactions métaboliques qu'ils peuvent subir ensuite, il est souvent possible d'identifier ceux qui sont d'origine alimentaire. Ces réactions métaboliques entraînent des différences dans la composition en acides gras d'un prédateur par rapport à ses proies, mais d'une façon générale, les acides gras des proies sont stockés dans les tissus adipeux du prédateur sans trop de modifications (Iverson *et al.* 2004). Par ailleurs, le nombre d'acides gras biosynthétisés par les animaux reste limité (Cook, 1991). Plusieurs auteurs ont démontré un transfert d'acides gras des producteurs vers les consommateurs primaires, sans modifications majeures (Bourdier et Amblard, 1987 ; Sargent *et al.* 1988 ; Bec *et al.* 2003a, b). En ce qui concerne les mammifères, Iverson *et al.* (1993, 2004) se sont servis des compositions en acides gras de la graisse et du lait de certains pinnipèdes afin d'estimer leur régime alimentaire et de détecter des changements au sein de celui-ci.

Ces traits particuliers de leur dynamique de transfert font des acides gras d'excellents marqueurs pour le suivi des flux de matière et d'énergie dans les écosystèmes. Ils peuvent par ailleurs s'avérer des outils précieux pour la compréhension fine des régimes alimentaires des organismes.

1.3 LES ACIDES GRAS, BIOMARQUEURS DES RESEAUX TROPHIQUES

Pour un grand nombre de prédateurs, l'observation directe de l'action de chasse et l'identification immédiate de la proie s'avèrent particulièrement difficiles, en raison de leur rareté, de leur accessibilité ou du risque de dérangement, entre autres (Kruuk, 2002). L'étude de leur régime alimentaire est donc souvent indirecte, par l'intermédiaire de l'examen de leurs fèces, comme nous l'avons fait nous-mêmes dans cette étude (voir chapitre I), ou bien encore de leur contenu stomacal. Ce type d'étude, à moins d'être menée au cours de longues périodes et à de vastes échelles géographiques, n'offre qu'une vision partielle du régime total d'une espèce, à l'échelle de son aire de répartition. Notre étude du régime alimentaire de la loutre (chapitre I), pourtant menée sur plus d'une année complète et à l'échelle d'un département, n'est ainsi pas réellement représentative du régime de *Lutra lutra*, tel que Kruuk (2006) peut le décrire. De plus, nous l'avons également constaté, les différentes méthodes d'échantillonnages, d'expression des résultats, les variations dans les taux et l'efficacité de digestion des proies peut amener à des sous- ou des surestimations de certaines proies (Jedrzejewska & Jedrzejewski, 1998).

Ces différentes limites ont mené au développement de techniques plus indépendantes de l'identification complète des proies et des biais d'estimation. L'une de ces méthodes est basée sur l'étude du profil d'acides gras du prédateur (Iverson *et al.* 2001, 2004). Puisque certains acides gras en provenance des proies sont stockés dans le tissu adipeux des prédateurs sans modifications importantes (voir ci-dessus), en fonction de leur spécificité, ces acides gras pourront être reliés à un certain type de proies et ainsi servir de biomarqueurs. De plus, dans la mesure où un cycle saisonnier d'utilisation des réserves adipeuses existe (Rouvinen et Kiiskinen, 1989 ; Pond et Ramsey, 1992), l'analyse du profil d'acides gras de ces tissus est susceptible de fournir une indication concernant l'évolution du régime sur une longue période (Rouvinen et Kiiskinen 1989; Wamberg *et al.* 1992; Colby *et al.* 1993; Pond *et al.* 1995; Iverson *et al.* 2004).

Les lipides issus des producteurs aquatiques et terrestres montrent des signatures d'acides gras différentes (Napolitano, 1998). Les microalgues phytoplanctoniques produisent des quantités importantes d'acides gras poly-insaturés de la série des $\omega 3$ (Alghren *et al.* 1992; Desvillettes *et al.* 1997; Napolitano 1998; Volkman *et al.* 1998). A l'opposé, peu de plantes terrestres (Ericacées, Rosacées, des arbres comme l'olivier) contiennent des quantités importantes d'ALA (18: 3 $\omega 3$), alors que nombre d'entre elles synthétisent et renferment des

concentrations élevées de LA (18:2 ω 6) (Malainey *et al.* 1999). Les acides gras poly-insaturés, et particulièrement ceux à longue chaîne carbonée, comme le DHA, l'EPA ou le AA (22:6 ω 3, 20:5 ω 3 et 20:4 ω 6, respectivement), étant des acides gras essentiels, seront conservés des proies vers les prédateurs, dans leurs réseaux trophiques de synthèse respectifs. Ces réseaux trophiques montreront donc des profils caractéristiques (Henderson et Tocher, 1987; Olsen, 1998). Dans les réseaux trophiques marins, les acides gras poly-insaturés de la série des ω 3 dominant ceux de la série des ω 6 d'un facteur 5 à 20 (Skjervold, 1992). L'inverse est vrai en milieu terrestre, où les acides gras poly-insaturés de la série des ω 6 sont plus abondants que ceux de la série des ω 3 (Skjervold, 1992). Les milieux aquatiques d'eau douce, à l'interface entre les deux précédents, montrent un profil intermédiaire d'acides gras, dans lequel les acides gras poly-insaturés de la série des ω 6 ne dominant que légèrement ceux de la série des ω 3 (Henderson et Tocher, 1987 ; Ahlgren *et al.* 1994).

Pour cette partie de l'étude, nous nous proposons donc d'analyser le profil d'acides gras de la loutre, mais aussi celui d'autres espèces, afin de mettre en relation ces molécules avec le régime alimentaire de ces espèces et leur comportement de prédation, et ainsi de mieux appréhender le fonctionnement des réseaux trophiques auxquelles elles appartiennent.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1 CHOIX, ORIGINE ET STATUT DES ANIMAUX UTILISES

L'objectif de cette partie de l'étude étant d'utiliser des molécules biologiques, les acides gras, pour la caractérisation de relations prédateurs proies, ainsi que pour l'évaluation de la qualité et de la diversité de la ressource trophique, l'idéal était de disposer d'un nombre relativement important d'espèces, appartenant à diverses familles de l'ordre des Carnivores (*Mammalia, Carnivora*), pour une bonne représentativité de l'étude.

Nous avons donc contacté divers partenaires institutionnels et associatifs, pour identifier les carnivores pour lesquels des échantillons étaient disponibles. Les 6 espèces retenues appartiennent majoritairement à la famille des Mustélidés (*Mustelidae*), pour leur proximité taxonomique avec la loutre, espèce centrale de cette étude. Par ailleurs, cette famille, avec ses 67 espèces, est la plus diversifiée de l'ordre des Carnivores, et rassemble des espèces d'habitat et de régime alimentaire très différents, critères ici déterminants. Parmi ces mustélidés, outre la loutre d'Europe (*Lutra lutra*), nous avons retenu le vison d'Europe (*Mustela lutreola*), le vison d'Amérique (*Mustela vison*), le putois d'Europe (*Mustela putorius*) et la fouine (*Martes foina*).

Nous avons également retenu une autre espèce, appartenant à la famille des Félidés (*Felidae*), le chat forestier, communément nommé chat sauvage (*Felis silvestris*). Le tableau II.1 résume la position systématique des espèces étudiées et leurs effectifs.

Tableau II.1. Position systématique et effectifs des espèces étudiées pour l'étude de la distribution des acides gras.

Familles	Espèces	Effectifs (n=)
<i>Mustelidae</i>	<i>Lutra lutra</i>	17
	<i>Mustela vison</i>	13
	<i>Mustela lutreola</i>	17
	<i>Mustela putorius</i>	13
	<i>Martes foina</i>	13
<i>Felidae</i>	<i>Felis silvestris</i>	14

Parmi les espèces retenues, la loutre, le chat forestier et le vison d'Europe sont des espèces protégées par les lois françaises et européennes (Loi sur la protection de la Nature, 1976 ; Convention de Berne, 1979 (annexe II) ; Directive Habitats 92/43/EC, 1992 (annexes I et II) ; convention CITES, 1973 (annexe I). L'éthique naturaliste et scientifique, la loi nous interdisent de capturer et/ou évidemment de tuer ces animaux pour les besoins de notre étude. Même dans le cas de piégeages non destructeurs, au cours desquels l'animal est temporairement capturé, puis relâché après prélèvements, il existe un risque non négligeable de décès. Ce type d'échantillonnage s'avère par ailleurs délicat à organiser (notamment sur les plans administratifs et techniques), long et fort coûteux. Nous avons donc décidé de collaborer avec les scientifiques et les institutions ayant organisé les réseaux de collecte, de conservation et d'étude de ces animaux protégés retrouvés morts le long des routes, ou menant des études sur les espèces piégées. Ainsi, des prélèvements de chats forestiers et de fouines ont été collectés grâce à une collaboration avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, par le Centre National d'Etudes et de Recherches Appliquées (CNERA) « Prédateurs et Animaux Déprédateurs » (Mme S. Ruetter, MM. M. Albaret et P. Puissauve, Convention CNERA-PAD 2005-02, annexe 2). Des échantillons de visons d'Europe, de visons d'Amérique et de putois ont été fournis par le Groupe de Recherche et d'Etude pour la Gestion de l'Environnement (GREGE, C. et P. Fournier). Enfin, les loutres collectées pour le

volet toxicologique de cette étude (voir chapitre III) ont également fait l'objet de prélèvements pour l'étude de la distribution des acides gras. Les transports d'espèces protégées ont été effectués sous couvert d'informations à l'ONCFS, et d'autorisations délivrées par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), document figurant à l'annexe 1. Ces diverses collaborations ont permis une récupération rapide, et une conservation efficace des échantillons. Chaque échantillon, chaque animal est répertorié, afin de respecter une « traçabilité » maximum lors des analyses et d'éviter toute perte d'information. Les effectifs et la provenance des animaux sont détaillés dans le tableau II.2.

Tableau II.2. Provenance et effectifs des carnivores utilisés pour l'étude de la distribution des acides gras.

Espèce	Effectif	Provenance (départements)	Organismes partenaires
<i>Lutra lutra</i>	17	15-16-17-19-23-33-40-63	GREGE-ONCFS-CSP
<i>Mustela vison</i>	13	16-24-32-33-40-47-64	GREGE
<i>Mustela lutreola</i>	17	16-17-24-33-40-64	GREGE
<i>Mustela putorius</i>	13	16-24-32-33-40-64-65	GREGE
<i>Martes foina</i>	13	01-39-71	CNERA-PAD
<i>Felis sylvestris</i>	14	01-08-39-67	CNERA-PAD

Comme nous l'avons vu au chapitre I, la dynamique de population nationale de loutres semble actuellement favorable, et il en serait de même, quoique dans une moindre mesure, pour le chat forestier (F. Léger, *comm. pers.*), avec par exemple, la découverte de la première donnée certaine pour l'espèce dans le département du Cantal (M. Bernard). Ces deux espèces restent néanmoins rares et dispersées à l'échelle nationale, et des perspectives de conservation durable ne sont pas assurées. Les autres espèces étudiées ici ont des statuts différents, et de surcroît variable entre les régions et les années. La fouine et le putois sont toutes deux classées « espèces nuisibles », sans relation avec les dynamiques de populations, peu étudiées dans l'Hexagone, mais pour leur effet déprédateur, c'est-à-dire essentiellement la concurrence de ces espèces sur le gibier : ainsi la plupart du temps, le putois est classé nuisible uniquement à proximité des garennes de repeuplement ou des élevages avicoles. Le cas du vison d'Amérique est plus problématique : introduit en France au siècle dernier pour la pelleterie, des individus (évadés ou relâchés des fermes d'élevages) ont formé des populations férales dans plusieurs régions de l'ouest du pays. L'animal a ensuite été accusé de concurrencer le

vison d'Europe (Camby, 1990), dont le déclin alarmant, en termes d'aire de répartition et d'effectifs, fait de cette dernière espèce l'un des carnivores les plus menacés de disparition à court terme, en France métropolitaine comme au niveau européen. L'éradication par piégeage de l'espèce allochtone a donc été décidée dans plusieurs régions de France et plusieurs pays d'Europe. De récentes études (synthétisées par De Bellefroid et Rosoux, 2005) ont ensuite mis en évidence d'une part, que la disparition du vison d'Europe était probablement la conséquence d'une conjonction de facteurs défavorables (agents pathogènes, faible variabilité génétique et éventuelle concurrence avec l'espèce vicariante américaine), agissant à des degrés divers et avec une chronologie spécifique, et d'autre part que le piégeage massif du vison d'Amérique pouvait entraîner, par confusion d'espèces ciblées, des pertes importantes en effectifs de l'espèce autochtone.

Pour résumer, seules les deux espèces de visons, la loutre et le chat forestier font l'objet de suivis scientifiques nationaux. Si leur aire de répartition est globalement bien connue, en revanche leurs effectifs sont difficiles à estimer avec précision.

2.2 ANALYSES DES ECHANTILLONS

Pour ce volet de l'étude, le tissu retenu est la graisse intra péritonéale. Ce type de tissu riche en lipides est en effet le plus fréquemment retrouvé. La graisse caudale ou la graisse sous-cutanée ne sont pas systématiquement présentes, en particulier dans le cas des visons d'Europe, souvent carencés (P. Fournier, *comm. pers.*). La graisse intra péritonéale est par ailleurs le tissu adipeux de stockage « à court terme » chez les mammifères, c'est-à-dire s'accumulant rapidement, et étant susceptible d'être immédiatement métabolisée, et donc de disparaître, en cas de besoin. L'ensemble des échantillons est conservé à - 40°C.

Extraction des lipides totaux

L'extraction est réalisée selon la méthode de Folch *et al.* (1957) (figure II.2). L'échantillon est dans un premier temps broyé dans un mélange chloroforme/méthanol (2:1, v/v), afin de réaliser la rupture des liaisons protéines/lipides, puis il subit une sonication et un passage au bain-marie afin d'optimiser cette rupture. Après l'ajout d'une solution de NaCl (0,9%) puis après une centrifugation, l'extrait lipidique total est récupéré par évaporation sous flux d'azote et conservé dans de l'hexane (1 ml) à - 40°C.

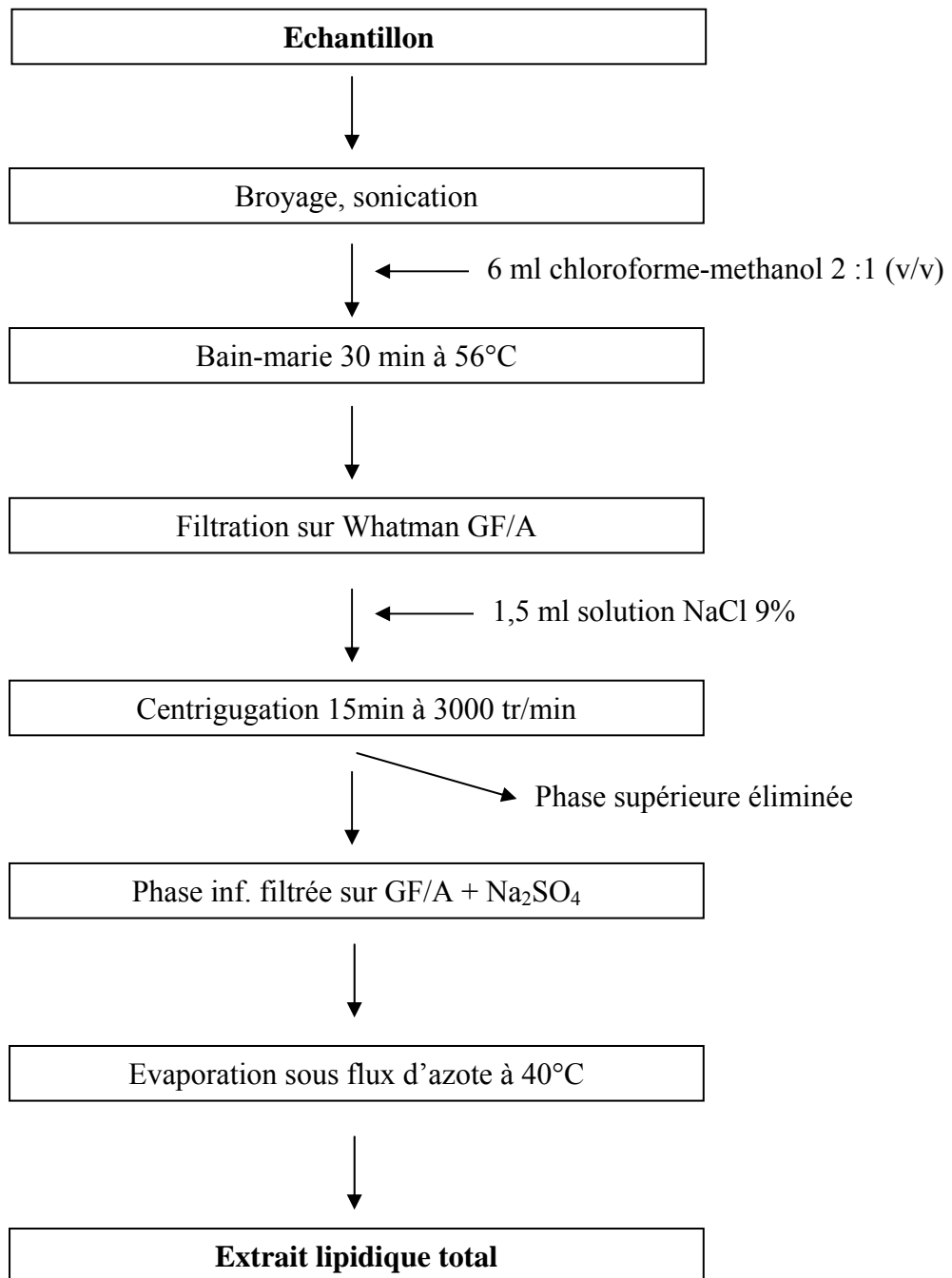


Figure II.2 Protocole d'extraction des lipides totaux.

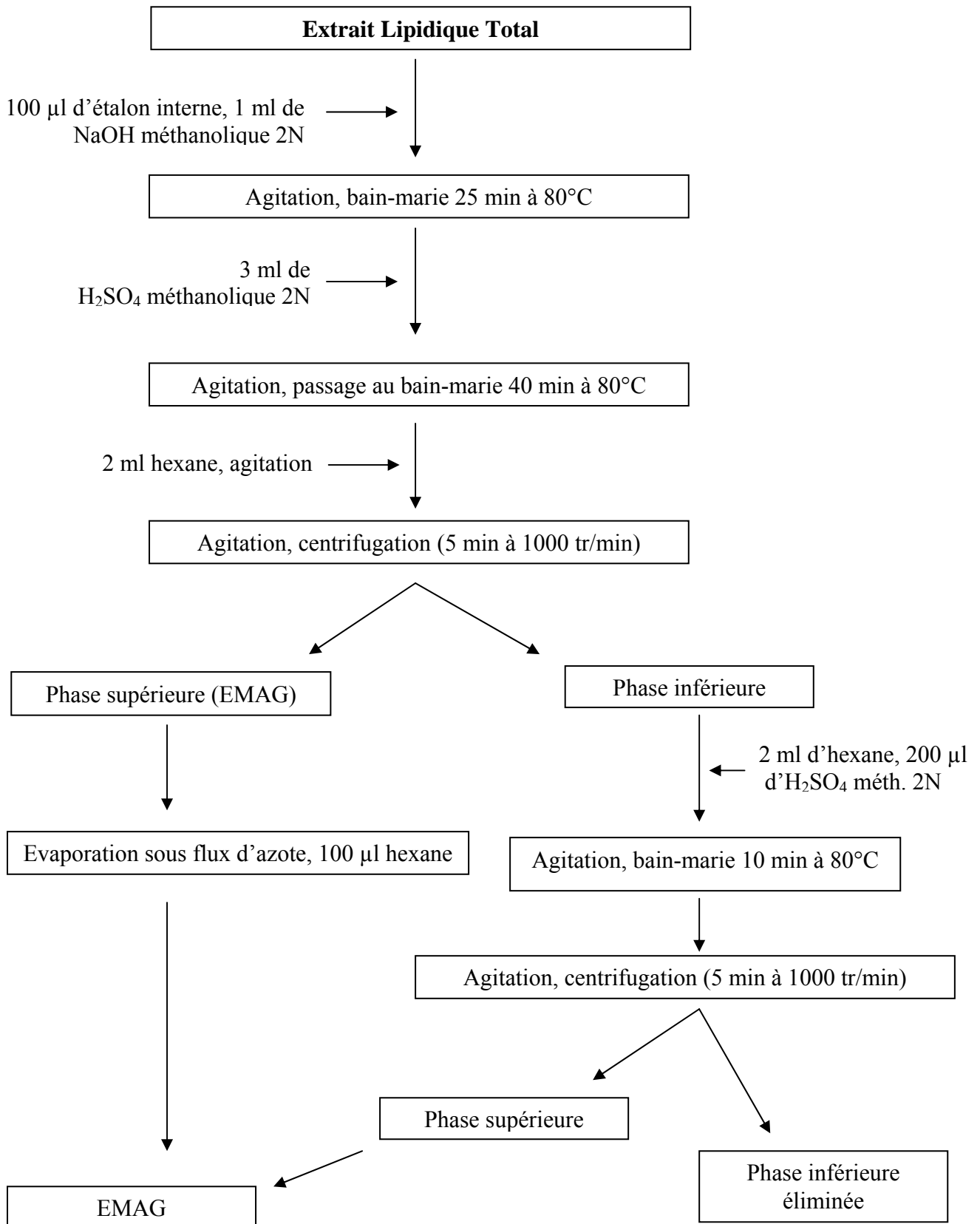


Figure II.3. Protocole d'obtention des esters méthyliques d'acides gras (EMAG).

Préparation des esters méthyliques d'acides gras (EMAG)

Afin d'identifier les acides gras par chromatographie, il est nécessaire de les convertir en molécules plus légères non polaires, les EMAG. Les lipides totaux sont hydrolysés par la soude méthanolique et leurs acides gras sont libérés sous forme de sels sodiques (saponification). L'adjonction d'acide sulfurique méthanolique et le traitement des échantillons à 80°C permet leur conversion en EMAG. Ceux-ci sont séparés des substances insaponifiables par centrifugations et lavages consécutifs à l'hexane (figure II.3). Ces EMAG sont récupérés par à 40°C sous flux d'azote, puis stockés à - 40°C.

Analyse des EMAG par chromatographie en phase gazeuse (CPG)

La CPG permet la séparation des différents EMAG selon leur coefficient de partage entre une phase stationnaire et une phase mobile (gaz vecteur). Chacun est élué séparément à un moment précis, qui correspond à son temps de rétention. La CPG est une méthode facile et rapide à mettre en œuvre, elle est précise car elle permet l'analyse de composés présents en faibles quantités, ce qui est le cas des acides gras dans certains tissus analysés. Les analyses sont effectuées avec un Chromatographe Chrompack modèle CP 9001 dans les conditions opératoires suivantes :

- Colonne capillaire : Supelco® OMEGAWAX™, L = 30m, Ø=0,32mm, phase stationnaire polaire FFAB CB, épaisseur du film = 0,25µm.
- Injecteur : mode SPLIT
- Détecteur à ionisation de flamme (DIF) ; gaz vecteur : Hélium (He)
- Conditions de température : injecteur = 300°C, détecteur = 260°C
- Programmation de température : 140°C à 3°C/min.

L'intégration des pics est réalisée par le programme Varian CP-Maître®, alors que l'identification des acides gras est effectuée par comparaison avec un mélange d'acides gras connus (Supelco France, Larodan chemicals, Suède). En cas de doute sur la nature d'un composé, la méthode d'identification basée sur les LEC (longueur équivalente de chaîne) a pu être ponctuellement employée. La quantité d'acides gras de l'échantillon est estimée à partir d'un étalon interne. Celui-ci doit être absent dans les échantillons, se comporter de la même façon que les acides gras de l'échantillon analysé et présenter un pic chromatographique proche mais distinct de ceux des acides gras contenus dans l'échantillon. Nous avons choisi comme étalon interne l'acide tridécanoïque (13:0), satisfaisant à ces différents critères. L'étalon interne doit être incorporé dans l'échantillon avant la conversion en EMAG afin d'estimer les pertes éventuelles pouvant survenir pendant cette conversion.

2.3 ANALYSES STATISTIQUES

La distribution des acides gras a été analysée et comparée entre les différentes espèces de carnivores en utilisant les tests non paramétriques de Wilcoxon et de Mann-Whitney, pour les comparaisons deux à deux et multiples, respectivement.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 DISTRIBUTION DES ACIDES GRAS

87 individus ont donc été utilisés pour cette étude concernant la distribution des acides gras, dont une partie provient de l'étude de Koussoroplis (2005). La composition en acides gras du tissu adipeux intra péritonéal des espèces étudiées figure dans le tableau II.3. La figure II.4 représente des exemples de chromatogrammes, permettant de visualiser les variations d'abondance relative des acides gras d'une espèce à l'autre.

La quantité totale d'acides gras saturés (AGS) a varié entre 29,3% et 55,3% de la masse totale des acides gras (MTAG). Ces deux valeurs extrêmes ont été observées pour la loutre et la fouine, respectivement. Comme d'autres auteurs ont pu le souligner (Iverson *et al.* 2004 ; Grahl-Nielsen *et al.* 2005), les acides gras saturés sont largement dominés par le 16:0 (17,2% et 31,4% de la MTAG pour la loutre et la fouine, respectivement), et dans une moindre mesure, par le 18:0 (4,9% et 22,8% de la MTAG, respectivement pour la loutre et la fouine). La quantité totale d'acides gras mono insaturés (AGMI) a varié de 21,4% à 45,0% de la MTAG. Ces deux valeurs extrêmes ont été observées pour la fouine et le vison d'Europe. Comme dans le cas d'autres études de distribution des acides gras au sein de mammifères carnivores (Käkelä et Hyvärinen 1998; Iverson *et al.* 2004; Grahl-Nielsen *et al.* 2005), le 18:1 ω 9 est l'acide gras dominant parmi ces acides gras mono insaturés. Il représente en effet 20,0% à 40,6% de la MTAG, respectivement de la fouine au vison d'Europe. Des abondances substantielles, voire relativement élevées, ont également été observées pour le 16:1 ω 7, s'échelonnant respectivement de 1,4% à 8,3% de la MTAG, pour la fouine et la loutre (tableau II.3).

Enfin, la quantité totale d'acides gras poly insaturés (AGPI) a varié de 20,1% à 29,7% de la MTAG. Ces deux valeurs extrêmes ont été respectivement observées pour le vison d'Amérique et le putois. D'une façon générale, quelle que soit l'espèce considérée, ces acides gras poly insaturés sont dominés par la série des acides gras en ω 6, ces derniers représentent en effet entre 52,4% et 89,1% du total des AGPI (données non représentées).

Tableau II.3. Composition en acides gras du tissu adipeux intra péritonéal des carnivores étudiés. Les valeurs exprimées sont des pourcentages moyens de la masse totale des acides gras. AGS: somme des acides gras saturés (r : ramifiés) ; AGMI: somme des acides gras mono insaturés ; AGPI: somme des acides gras poly insaturés ; Tr: traces (<0,5% de la masse totale d'acides gras) ; -: non détectés ; n.i.: non identifiés.

	<i>Lutra lutra</i> (n=17)	<i>Mustela vison</i> (n=13)	<i>Mustela lutreola</i> (n=17)	<i>Mustela putorius</i> (n=13)	<i>Martes foina</i> (n=13)	<i>Felis sylvestris</i> (n=14)
14:0	4,0 ± 1,8	3,8 ± 1,8	2,5 ± 0,8	2,9 ± 0,8	1,1 ± 1,2	1,5 ± 1,2
15:0	1,0 ± 0,5	3,5 ± 3,0	Tr	0,6 ± 0,3	Tr	2,1 ± 1,9
16:0	17,2 ± 3,6	18,4 ± 8,6	20,5 ± 3,5	18,8 ± 3,4	31,4 ± 10,5	19,3 ± 4,7
17:0	0,8 ± 0,3	0,6 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,8 ± 0,5	Tr	1,1 ± 1,4
18:0	4,9 ± 1,9	8,5 ± 1,2	8,9 ± 2,9	16,3 ± 16,1	22,8 ± 7,3	10,6 ± 4,4
20:0	Tr	Tr	Tr	Tr	-	Tr
AGS r	1,4 ± 1,1	Tr	Tr	Tr	-	Tr
AGS	29,3 ± 5,3	34,8 ± 4,9	32,4 ± 5,0	39,4 ± 14,5	55,3 ± 9,3	34,6 ± 8,7
16:1 ω7	8,3 ± 3,2	3,7 ± 1,5	3,4 ± 1,8	2,1 ± 1,1	1,4 ± 1,1	2,0 ± 0,6
18:1 ω7	1,6 ± 2,2	-	Tr	Tr	Tr	Tr
18:1 ω9	28,4 ± 2,7	37,6 ± 7,2	40,6 ± 10,1	27,0 ± 9,7	20,0 ± 7,1	38,5 ± 14,0
20:1ω11+ω9	1,7 ± 1,0	1,1 ± 0,7	1,0 ± 0,7	Tr	Tr	0,6 ± 0,5
AGMI	40,0 ± 4,9	42,4 ± 7,4	45,0 ± 9,2	29,1 ± 10,9	21,4 ± 7,3	41,1 ± 14,3
16:2 ω4	Tr	-	-	-	-	-
16:3 ω4	0,9 ± 0,6	Tr	Tr	Tr	-	Tr
18:2 ω6	10,6 ± 2,8	15,2 ± 5,5	14,8 ± 4,4	18,2 ± 4,4	11,1 ± 3,3	15,9 ± 5,1
18:3 ω6	Tr	Tr	Tr	Tr	Tr	Tr
18:3 ω3	4,0 ± 2,2	1,8 ± 1,2	1,7 ± 1,1	7,3 ± 7,9	Tr	2,6 ± 2,8
18:4 ω3	Tr	-	-	-	-	-
20:2 ω6	0,8 ± 0,4	Tr	Tr	0,6 ± 0,5	Tr	Tr
20:3 ω6	0,6 ± 0,4	Tr	Tr	Tr	1,0 ± 0,9	Tr
20:4 ω6	2,2 ± 1,0	1,0 ± 0,6	1,1 ± 0,6	1,2 ± 1,0	5,5 ± 4,3	2,3 ± 3,8
20:3 ω3	Tr	Tr	Tr	Tr	-	Tr
20:4 ω3	Tr	Tr	-	-	-	-
20:5 ω3	1,2 ± 0,9	Tr	Tr	Tr	Tr	Tr
22:4 ω6	0,9 ± 0,5	Tr	0,6 ± 0,4	0,5 ± 0,3	1,3 ± 1,3	Tr
22:5 ω6	Tr	Tr	0,6 ± 0,4	Tr	Tr	Tr
22:5 ω3	2,7 ± 0,7	0,9 ± 0,5	0,8 ± 0,6	1,3 ± 0,8	2,5 ± 1,9	1,6 ± 1,5
22:6 ω3	4,4 ± 1,2	1,2 ± 0,8	1,1 ± 0,7	0,6 ± 0,3	Tr	Tr
AGPI	28,3 ± 4,6	20,1 ± 6,8	20,7 ± 6,4	29,7 ± 9,3	21,4 ± 7,3	22,4 ± 9,2
n.i.	0,9 ± 0,8	Tr	Tr	Tr	Tr	Tr
Somme ω3	12,3 ± 2,4	3,9 ± 2,2	3,6 ± 2,3	9,2 ± 8,4	2,5 ± 2,1	4,2 ± 4,3
Somme ω6	15,1 ± 3,9	16,2 ± 6,1	17,1 ± 5,2	20,3 ± 5,2	18,9 ± 6,3	18,2 ± 6,6
22:6/18:2	0,46 ± 0,22	0,09 ± 0,07	0,08 ± 0,06	0,04 ± 0,02	0,01 ± 0,02	0,02 ± 0,04

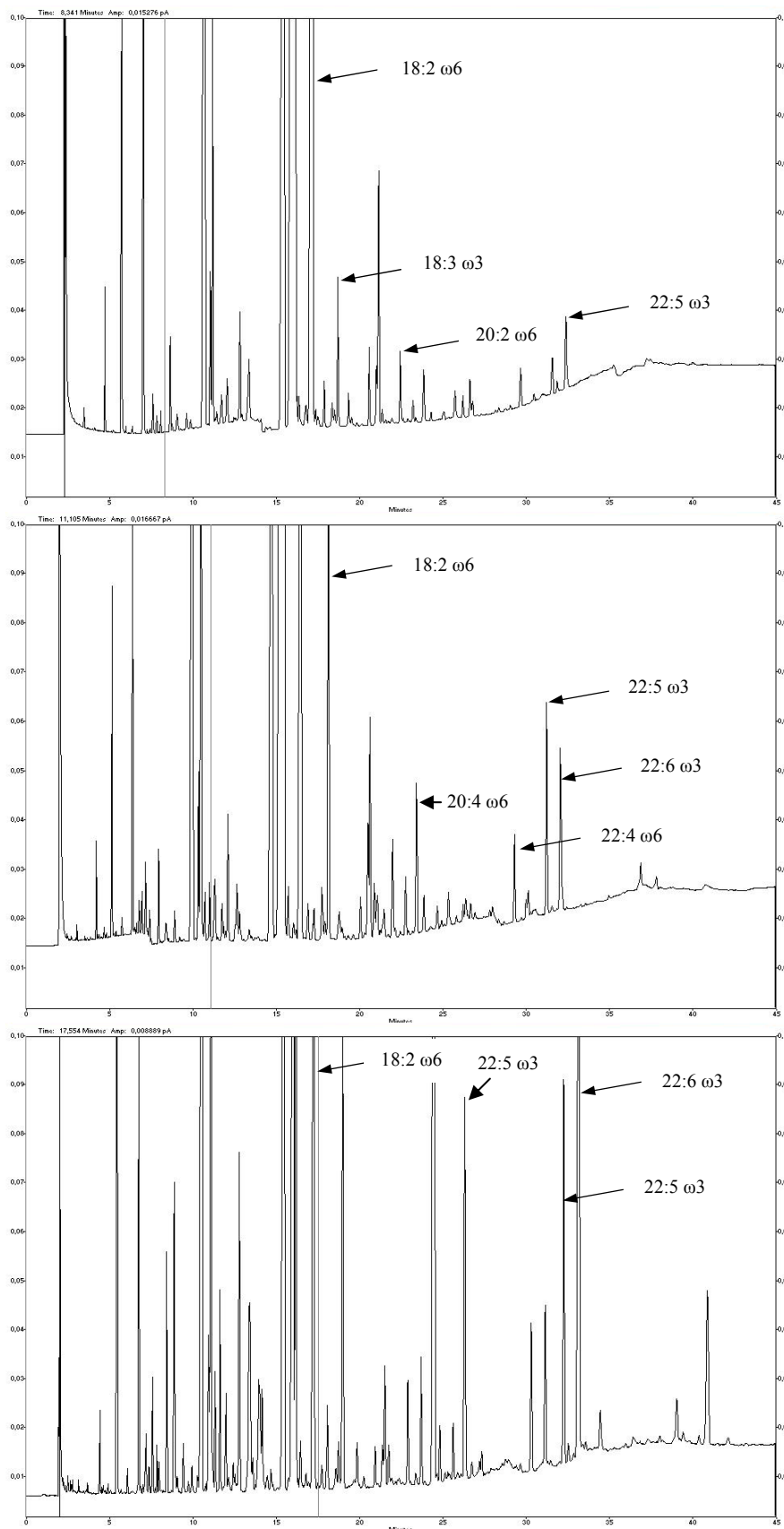


Figure II.4. Exemples de chromatogrammes d'acides gras de chat forestier (haut), de vison d'Europe (milieu) et de loutre (bas), dont la taille des pics visualise les variations relatives d'abondance des acides gras d'une espèce à l'autre.

Pour l'ensemble des espèces étudiées, l'acide linoléique (LA, 18:2 ω 6), représente plus de la moitié de l'abondance totale des acides gras de la série des ω 6 (figure II.4). Il représente par ailleurs 10,6% à 18,2% de la MTAG pour la loutre et le putois, respectivement (tableau II.3). Ces valeurs importantes pour cet acide gras ont également été soulignées par Iverson *et al.* (2004), ou par Mustonen et Nieminen (2006), et illustrent probablement l'abondance de cet acide gras dans les réseaux trophiques terrestres (Olsen, 1998 ; Malainey *et al.* 1999). Par contre, les acides gras de la série des ω 3 se caractérisent par d'importantes variations suivant l'espèce considérée (figure II.4). Leur abondance a varié de 10,9% à 42,5% de l'abondance totale des AGPI (données non représentées) pour la fouine et la loutre, respectivement. Ces acides gras de la série des ω 3 sont dominés par l'acide α -linoléique (ALA, 18:3 ω 3), et par l'acide docosahexanoïque (DHA, 22:6 ω 3), ainsi que, dans une moindre mesure, par l'acide docosapentanoïque (22:5 ω 3) (tableau II.3).

3.2 RELATIONS ENTRE LE RÉGIME ALIMENTAIRE ET LA COMPOSITION EN ACIDES GRAS

A partir des études du régime alimentaire des espèces étudiées disponibles dans la bibliographie (Waechter, 1975 ; Goszcznski, 1976 ; Roger *et al.* 1988 ; Camby, 1990 ; Kozena, 1990 ; Maizeret, 1990 ; Libois et Waechter, 1991 ; Stahl et Léger, 1992 ; Libois *et al.* 1998 ; Sidorovitch *et al.* 1998 ; Clavero *et al.* 2003 ; Rosoux et Green, 2004), nous avons réalisé sur la figure II.5 un schéma de l'origine de leur ressource alimentaire, montrant leur gradient décroissant d'exploitation des réseaux trophiques aquatiques. La figure II.6 représente quant à elle les valeurs moyennes de 4 acides gras poly insaturés, pour chacune des 6 espèces étudiées, en fonction des réseaux trophiques exploités. Les espèces dont le régime alimentaire est basé sur des proies aquatiques, comme la loutre (figure II.5), affichent des concentrations en DHA près de 10 fois supérieures à celles observées dans le tissu adipeux d'espèces ne chassant que des proies d'origine terrestre, comme la fouine et le chat forestier (figure II.6). Les loutres montrent les concentrations en DHA les plus élevées de cette étude, la différence avec les autres espèces est significative (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Par ailleurs, les deux espèces de visons affichent des concentrations en DHA significativement supérieures à celles observées pour les fouines et les chats forestiers, et significativement inférieures à celle des loutres (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Une influence du régime alimentaire sur les concentrations en DHA et EPA, reliée à la consommation de poissons, est soulignée par Iverson *et al.* (2004), au cours d'une étude utilisant de jeunes visons captifs dont le régime avait été enrichi d'huile de poisson.

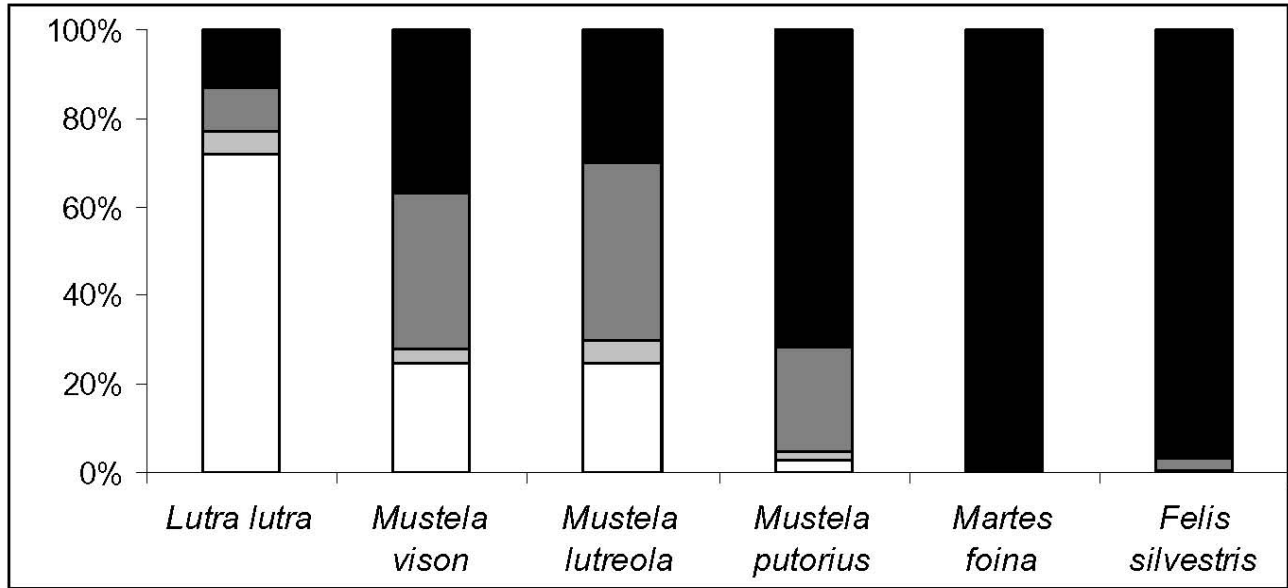


Figure II.5. Représentation schématique des principales composantes du régime alimentaire des espèces étudiées, montrant leur gradient décroissant d'exploitation des milieux aquatiques. Les poissons sont figurés en blanc, les amphibiens en gris foncé, les crustacés en gris clair, les sources de nourriture d'origine terrestre (e.g. fruits, invertébrés ou rongeurs) en noir. Sources : voir texte.

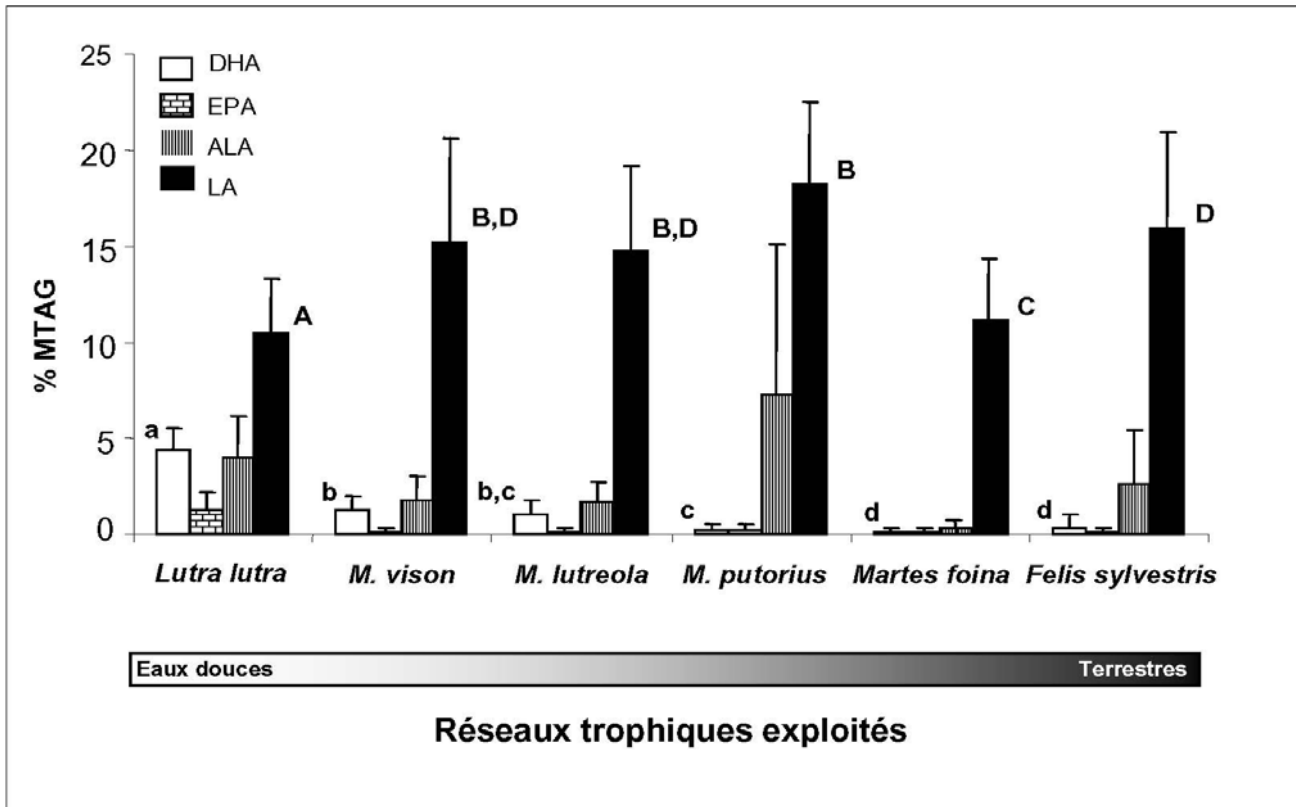


Figure II.6. Abondances moyennes (en % de la MTAG) de 4 acides gras polyinsaturés pour chacune des 6 espèces étudiées, en fonction des réseaux trophiques exploités. Pour le DHA et le LA, les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Le DHA est par ailleurs abondant à la fois dans les espèces marines et dulcicoles de poissons (Sargent *et al.* 1993 ; Ahlgren *et al.* 1994). Le DHA étant d'origine aquatique, sa concentration diminue logiquement dans les tissus des prédateurs au fur et à mesure de la diminution de leur degré d'exploitation des réseaux trophiques aquatiques (figure II.6). Les concentrations en DHA du putois se sont avérées significativement supérieures à celles observées pour la fouine et le chat sauvage (Mann-Whitney, $p < 0,05$). En revanche, aucune différence n'a pu être mise en évidence entre le putois et le vison d'Europe.

Bien que, selon certains auteurs, les poissons d'eau douce puissent constituer une source d'ALA (Käkelä *et al.* 1995; Smith *et al.* 1996; Napolitano, 1998), les concentrations élevées de cet acide gras, observées pour le putois (7,3% de la MTAG) ne sont probablement pas entièrement dues à la consommation de poissons par cette espèce. En effet, des taux élevés d'ALA issus de la consommation de poissons devraient être, chez le putois, associés à des concentrations également importantes en DHA, comme nous l'observons pour les deux espèces de visons (tableau II.3). De plus, le putois ne consomme qu'assez rarement du poisson (figure II.5 ; Sidorovich *et al.* 1998). Par contre, les teneurs élevées d'ALA observées chez le putois pourraient provenir de la consommation de fruits et de baies, riches en cet acide gras (Malainey *et al.* 1999), et que le putois consomme relativement régulièrement (figure II.5). On remarque enfin qu'à l'opposé du DHA, il existe une tendance à l'augmentation des concentrations en LA dans les tissus des carnivores avec l'augmentation de l'exploitation des réseaux trophiques terrestres. En effet, la concentration de cet acide gras dans les tissus de la loutre est significativement inférieure à celle des autres espèces utilisées (Mann-Whitney, $p < 0,05$) (figure II.6).

3.3 LE RAPPORT DHA/LA, UN OUTIL D'EVALUATION DU DEGRE DE PREDATION EN MILIEU AQUATIQUE

La diminution des concentrations en DHA, tout comme l'augmentation de celles du LA depuis les réseaux trophiques aquatiques vers les réseaux trophiques terrestres, semble se confirmer lorsque nous comparons nos résultats avec ceux disponibles dans la bibliographie. Nous avons représenté, sur la figure II.7, la valeur du rapport DHA/LA dans le tissu adipeux de mammifères carnivores, exploitant des réseaux trophiques différents, allant des milieux marins aux milieux terrestres, en passant par les milieux d'eau douce.

Nous pouvons remarquer que les espèces chassant strictement dans les réseaux trophiques aquatiques, comme les dauphins ou les phoques, se caractérisent par les ratios

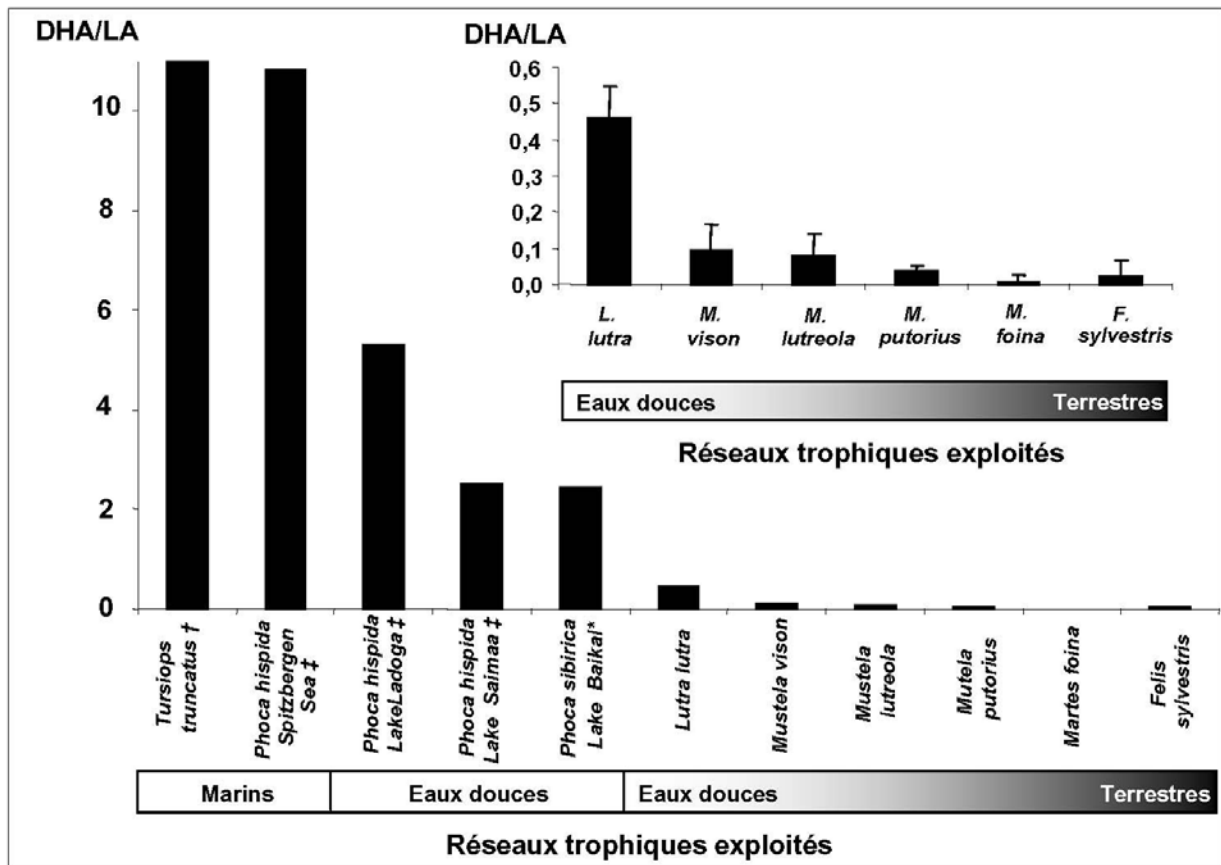


Figure II.7. Ratio DHA/LA du tissu adipeux de mammifères carnivores appartenant à des réseaux trophiques différents. † Réseaux trophiques marins: données estimées à partir de Samuel et Worthy (2005); ‡ Réseaux trophiques marins et d'eau douce : données estimées à partir de Käkälä et Hyvärinen (1998); * Réseaux trophiques d'eau douce: données estimées à partir de Grahl-Nielsen *et al.* (2005). Les données sans symbole correspondent à cette étude et ont été représentées en médaillon à plus grande échelle, pour une meilleure lisibilité.

DHA/LA les plus élevés (figure II.7). Cependant, lorsqu'on les compare avec les espèces marines, les phoques exploitant les réseaux trophiques d'eau douce ont des rapport DHA/LA plus faibles. Dans ces milieux d'eau douce, les concentrations en LA, et par extension en acides gras de la série des ω_6 , seraient donc plus importantes. Des études antérieures (Smith *et al.* 1996 ; Iverson *et al.* 1997 ; Käkälä et Hyvärinen, 1998) ont utilisé ce rapport ω_3/ω_6 pour distinguer les populations marines des populations d'eaux douces de phoques génétiquement très proches.

Selon Olsen (1998), cette forte abondance d'acides gras de la série des ω_6 dans les réseaux trophiques d'eaux douces serait due à un apport de matière organique d'origine terrestre, relativement riche en ω_6 , par le bassin versant. En effet, ces réseaux trophiques d'eaux douces sont souvent basés sur l'utilisation de matière organique végétale détritique d'origine terrestre par les macroinvertébrés benthiques (Wallace et Webster, 1996 ; Sushchik *et al.* 2003). Ceci pourrait expliquer nos résultats concernant le rapport DHA/LA des loutres de cette étude, lorsqu'on les compare au rapport des phoques du lac Baïkal. Les deux espèces exploitent des milieux aquatiques d'eaux douces, mais l'apport en matière détritique d'origine terrestre est certainement plus faible dans cette mer intérieure d'eau douce qu'est le Baïkal par rapport aux rivières où ces loutres prospèrent. Dans les lacs, une étude récente (Pace *et al.* 2004) a suggéré que 22 à 25% du carbone assimilé par les daphnies (*Daphnia sp.*), composantes majeures du compartiment « herbivore », est dérivé de matière organique terrestre, riche en LA selon Bec *et al.* (2003).

Ainsi, le transfert et l'accumulation du LA dérivé de cette matière organique terrestre dans les réseaux trophiques aquatiques pourrait partiellement expliquer l'abondance des acides gras poly insaturés de la série des ω_6 dans les réseaux trophiques d'eaux douces. Cependant, cette influence terrestre pourrait également se manifester par l'intermédiaire des flux de phosphore d'origine terrestre, et de l'impact de ceux-ci sur le niveau trophique des milieux. Il a en effet été récemment montré que la concentration du seston (microorganismes et matières particulaires incapables de s'opposer au courant) en acides gras poly insaturés à longue chaîne de la série des ω_3 (comme le DHA ou l'EPA) diminuait suivant un gradient de niveau trophique, depuis les milieux oligotrophes vers les milieux eutrophes (Müller-Navara *et al.* 2004). Dans les lacs eutrophes, la composition du phytoplancton est souvent dominée par les *Chlorophyceae* ou les *Cyanobacteria*, qui ne produisent pas de DHA mais peuvent contenir des concentrations relativement importantes de LA (Ahlgren *et al.* 1992 ; Bec *et al.* 2006). Ainsi, l'influence de la matière organique terrestre pourrait directement ou indirectement mener à une diminution du rapport DHA/LA dans les réseaux trophiques

d'eaux douces. Dans une moindre mesure, qui reste d'ailleurs à préciser, cette diminution du rapport DHA/LA pourrait être également due à des processus internes aux organismes, régulant les modalités d'accumulation des acides gras poly insaturés dans les réseaux trophiques d'eaux douces. Kainz *et al.* (2004) ont ainsi démontré que l'accumulation des acides gras essentiels varie en fonction de l'acide gras considéré.

En raison de l'influence des milieux terrestres et des processus spécifiques se produisant dans les réseaux trophiques d'eaux douces, l'utilisation du rapport DHA/LA constitue un outil dans la distinction des prédateurs marins ou d'eaux douces. Les dauphins et les phoques exploitant les réseaux trophiques marins ont des rapports DHA/LA compris entre 11 (grand dauphin *Tursiops truncatus*) et 11,82 (phoque marbré *Phoca hispida*), tandis que les phoques exploitant les réseaux trophiques d'eaux douces ont des rapports DHA/LA nettement plus faibles, de 2,5 à 5,29 (figure II.7). Les mammifères continentaux, exploitant de façon totale ou partielle les réseaux trophiques terrestres se caractérisent par des rapports encore plus faibles, de 0,46 à 0,01, respectivement pour les loutres et les fouines de cette étude. Nous avons observé une diminution significative du rapport DHA/LA du tissu adipeux des 6 espèces étudiées, selon un gradient décroissant d'exploitation des milieux aquatiques (Mann-Whitney, $p < 0,05$). En effet, la loutre, super prédateur des réseaux trophiques aquatiques, se caractérise par le rapport DHA/LA le plus élevé de cette étude (0,46). Les deux espèces de visons étudiées, pour lesquelles l'exploitation des réseaux trophiques aquatiques (notamment concernant les poissons) est plus faible que dans le cas de la loutre (figure II.5), se caractérisent par des rapports DHA/LA comparables (0,08 et 0,09, respectivement pour les visons d'Europe et d'Amérique), et significativement inférieurs à celui des loutres (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Les fouines et les chats forestiers, qui exploitent *a priori* les réseaux trophiques terrestres de façon majoritaire, affichent les rapports DHA/LA les plus faibles de cette étude (respectivement 0,01 et 0,02). Ces rapports sont significativement inférieurs à ceux des loutres et des deux espèces de visons (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Enfin, le rapport DHA/LA observé pour les putois est de 0,04 ; cette valeur intermédiaire par rapport aux autres espèces étudiées tend à confirmer une contribution relativement faible des poissons au régime alimentaire de cette espèce.

La diminution du rapport DHA/LA, depuis les réseaux trophiques aquatiques vers les réseaux trophiques terrestres, nous amène à considérer ce rapport dans le tissu adipeux de mammifères carnivores comme un indicateur de leur degré de prédation relative dans ces différents réseaux trophiques. Cependant, les valeurs moyennes du rapport DHA/LA observées pour les individus de cette étude se caractérisent par des variations

interindividuelles relativement importantes (figures II.6 et II.7). Dans la mesure où ces animaux ont été collectés dans des régions et à des périodes différentes, cette variabilité pourrait refléter des différences géographiques et/ou saisonnières du comportement de recherche de proies, et des réseaux trophiques exploités. D'autres paramètres, comme l'âge, le sexe ou l'état physiologique d'un individu, pourraient également expliquer ces variations (Samuel et Worthy, 2004 ; Grahl-Nielsen *et al.* 2005). Certains auteurs ont enfin avancé l'hypothèse que la perturbation anthropique des milieux, ou la compétition avec des espèces allochtones de la même niche écologique pourraient également provoquer ces modifications de régime alimentaire, difficiles à évaluer *in situ* dans un contexte de faible densité d'individus (Clode et Macdonald, 1995 ; Kruuk, 2002 ; Bonesi *et al.* 2004 ; Bonesi et Macdonald, 2004*a, b* ; Bonesi *et al.* 2006 ; voir aussi chapitre I, paragraphe 1.7).

Des études complémentaires s'avèrent probablement nécessaires pour mieux appréhender les modalités d'accumulation des acides gras essentiels, en relation avec le régime alimentaire des espèces. Le taux et les modalités de renouvellement du tissu adipeux de stockage devront notamment faire l'objet d'une attention particulière, de manière à préciser les liens existant entre l'évolution du rapport DHA/LA dans les tissus et les modifications du régime alimentaire, naturelles ou induites par des sources diverses de perturbation.

Néanmoins, nous suggérons par cette étude que le calcul du rapport DHA/LA est un outil intéressant pour la connaissance de la plasticité du régime alimentaire des mammifères carnivores. L'utilisation de cette méthode dans des études à long terme révélerait non seulement ces variations de régime, mais pourrait permettre de relier ces variations aux dynamiques de populations, pour des espèces menacées, invasives, ou d'étude délicate en milieu naturel, dans des zones géographiques différentes.

III.

**Etude des composés chimiques
toxiques présents dans les tissus et
les principales proies de la loutre, et
variabilité géographique en région
Auvergne.**

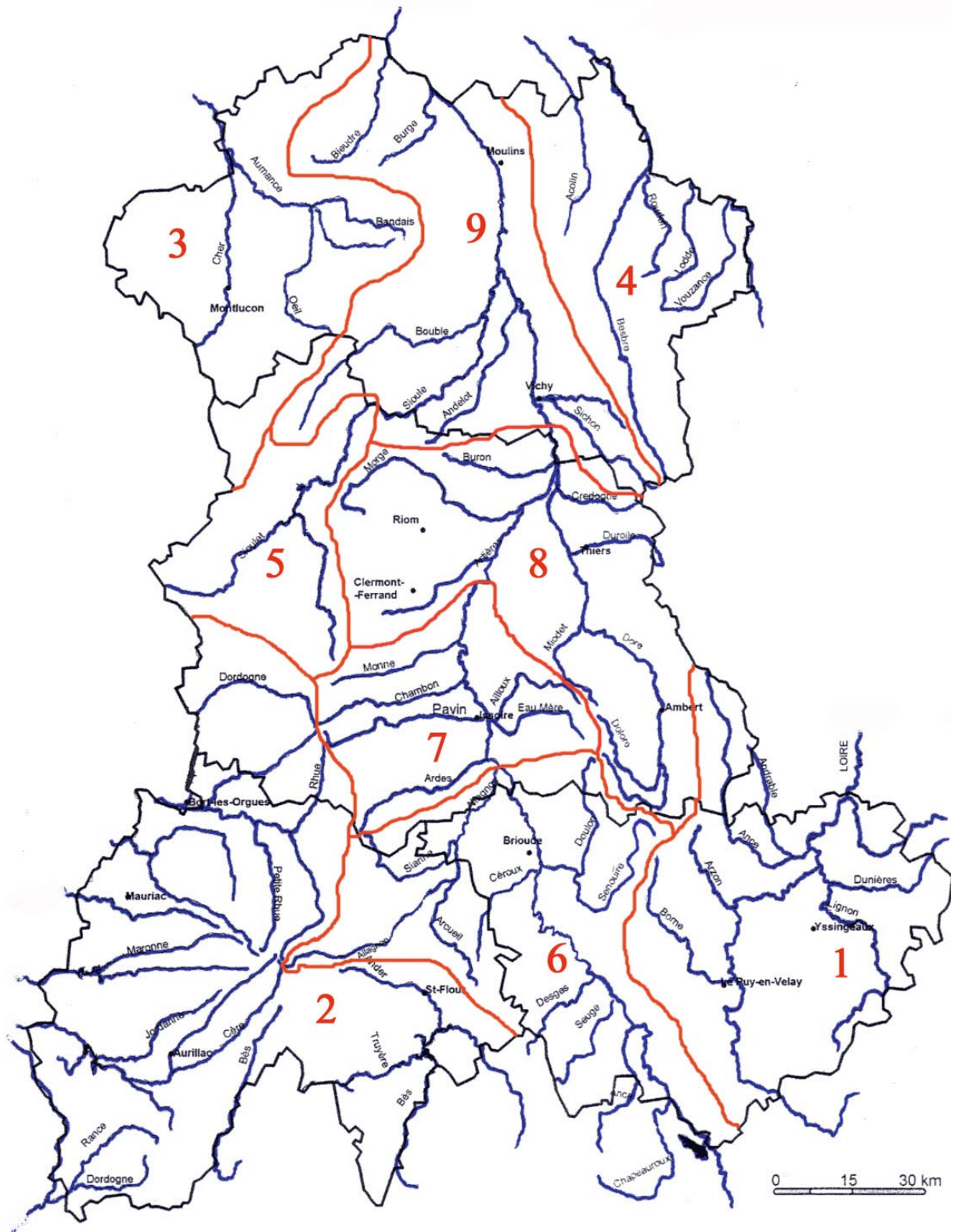


Figure III.1. Délimitation des 9 zones d'études. Fond de carte : DIREN Auvergne.

1. TERRITOIRE D'ETUDE ET ECHANTILLONS UTILISES

1.1 LE TERRITOIRE D'ETUDE

La zone d'étude correspond à la région administrative Auvergne, vaste de 26000 km², et qui concerne, pour une large partie, le bassin de la rivière Allier et de ses affluents. L'Allier s'écoule sur 425 km entre ses sources au Mourre de la Gardille, dans le département de la Lozère, et sa confluence avec la Loire, au Bec d'Allier, près de Nevers, dans la Nièvre. Le bassin versant de l'Allier atteint 14310 km². En Auvergne, les bassins de l'Allier et de la Loire regroupent l'ensemble du réseau hydrographique des départements de la Haute-Loire et de l'Allier, une large partie du Puy-de-Dôme, ainsi qu'un petit quart nord-est du Cantal, constitué pour ce dernier par le bassin de la rivière Alagnon. Le reste de la région fait partie du bassin Adour-Garonne, essentiellement par les bassins des rivières Dordogne et Lot, dans le sud-ouest du département du Puy-de-Dôme et une large majorité du Cantal.

Dans le but d'effectuer une analyse géographique plus fine, nous avons choisi de distinguer plusieurs zones, dans ce vaste territoire régional. Chaque zone est constituée par une rivière ou un tronçon de rivière dans son bassin versant, formant un territoire globalement homogène pour un certain nombre de paramètres, comme l'implantation humaine, le mode d'agriculture dominant ou la géomorphologie générale des cours d'eau. La délimitation de chaque zone suit le bassin versant défini à partir de son point le plus en aval.

Par ailleurs, la délimitation de ces zones tient également compte du mode de recolonisation du milieu par la loutre, orienté, à quelques exceptions près, de l'amont des bassins vers l'aval, à partir de petits noyaux isolés de populations. Chaque zone est suffisamment vaste pour englober le territoire théorique d'au moins un individu, ou de petites populations locales.

Pour l'ensemble de la région Auvergne, 9 zones ont ainsi été différenciées. Ces différentes zones sont représentées sur la figure III.1 ci-contre, et sont détaillées ci dessous :

- La **zone 1** correspond au bassin amont du fleuve Loire en Auvergne. Cette partie se situe dans l'est du département de la Haute-Loire, et l'extrême sud-est du département du Puy-de-Dôme. Les principales rivières concernées sont la Loire, le Lignon, et l'Ance du Nord. La reconquête de cette zone par la loutre est un évènement récent (chapitre I).

- La **zone 2** correspond au bassin Adour-Garonne en Auvergne, c'est-à-dire une très large partie du département du Cantal, à l'exception du bassin de la rivière Alagnon, et la partie sud-ouest du département du Puy-de-Dôme. Les rivières concernées sont ici la Dordogne, la Truyère et la Cère, ainsi que leurs affluents. Cette zone constitue un des bastions anciens de la présence de l'espèce (chapitre I).

- La **zone 3** correspond au bassin de la rivière Cher dans la région Auvergne, soit sur un tiers est du département de l'Allier. Comme dans le cas de la zone 2, la partie haute du bassin du Cher est un des bastions historiques de l'espèce (chapitre I).

- La **zone 4** correspond à la partie aval du bassin versant du fleuve Loire en Auvergne, essentiellement constituée par le bassin de la rivière Besbre, dans le tiers est du département de l'Allier. La redécouverte d'indices de présence de la loutre dans cette zone est très récente (Bouchardy, *comm. pers.*).

- La **zone 5** correspond à la partie amont du bassin versant de la rivière Sioule, située dans le département du Puy-de-Dôme, jusqu'à la commune de Chouigny, dans le département de l'Allier. Les principales rivières concernées sont la Sioule, et le Sioulet. Cette zone est aussi un des bastions historiques de la loutre (chapitre I).

- La **zone 6** correspond au bassin versant de la rivière Allier dans le sud de la Région, jusqu'à sa confluence avec la rivière Alagnon, au lieu dit Le Saut du Loup, commune d'Auzat-sur-Allier (63). Cette zone rassemble les bassins des rivières Allier, Alagnon, ainsi que la Senouire. Le Haut-Allier et la haute vallée de l'Alagnon ont également constitué un des bastions historiques de la loutre (chapitre I).

- La **zone 7** se situe à l'aval immédiat de la zone précédente, jusqu'à la ville de Pont-du-Château (63). Cette zone rassemble l'ensemble des cours d'eau montagneux descendant du massif du Sancy (les «Couzes» d'Ardes, Pavin, Chambon, le bassin de la Veyre), et englobe la partie sud de l'agglomération de Clermont-Ferrand. La loutre n'a probablement jamais totalement disparu de la partie amont du bassin des Couzes, mais sa présence le long des berges de l'Allier, dans cette zone, est plus récente, la reconquête datant de la fin des années 1990 (chapitre I).

- La **zone 8**, à l'aval de la zone 7, se situe entre la ville de Pont-du-Château et la commune de St-Yorre, dans le département de l'Allier. Cette zone rassemble les bassins versants des affluents de l'Allier traversant l'agglomération clermontoise, comme l'Artière, la Tiretaine, l'Ambène, le Bédât et la Morge, ainsi que le bassin de la rivière Dore, cette dernière drainant l'ensemble du massif montagneux du Forez. Dans le cas de cette zone également, la présence de la loutre est récente, postérieure aux années 2000 pour la Dore (Bouchardy *et al.* 2001).

- La **zone 9** enfin, à l'aval de la zone précédente, correspond au bassin versant de la rivière Allier, entre la commune de St-Yorre, et la limite nord de la région, dans le département de l'Allier. Les principales rivières concernées sont la Sioule, la Bouble et l'Allier. La dynamique de reconquête est active dans cette zone, sans doute proche du « front » de recolonisation (chapitre I).

Cette différenciation en secteurs permet de considérer que les zones 1, 2, 3 et 4 sont indépendantes, à la fois entre elles et vis-à-vis des zones 5 à 9. En revanche, les zones 6, 7, 8 et 9 d'une part, et les zones 5 et 9, d'autre part, appartenant au bassin versant de l'Allier ou de ses affluents, sont, de ce fait, en continuité directe, élément déterminant dans le transfert amont-aval des contaminants.

1.2 COLLECTE DES ECHANTILLONS

La mesure des concentrations en composés organochlorés a été effectuée à partir d'échantillons d'épreintes et de tissus de loutres, ainsi que de leurs principales proies, identifiées par notre étude de régime alimentaire (poissons, amphibiens, reptiles, crustacés, voir chapitre I). Les mesures des concentrations en éléments traces et en anticoagulants ont été effectuées sur différents tissus de loutres.

1.2.1 COLLECTE DES EPREINTES

Les sites de prélèvements d'épreintes de loutres ont été choisis en fonction de leur position dans chacune des 9 zones d'études, de la répartition ancienne et actuelle de l'espèce (bastions historiques et zones de recolonisation : Bouchardy, 1986, 2001 ; Rosoux & Green, 2004), ainsi que de mes propres observations sur le terrain. Chaque site de terrain est prospecté selon le protocole validé par l'UICN (voir chapitre I). Pour limiter au maximum les biais liés à l'état de fraîcheur des épreintes, comme le lessivage, la déshydratation ou l'exposition au rayonnement solaire, phénomènes susceptibles de modifier les concentrations en éléments toxiques, seules les épreintes les plus fraîches ont été collectées. Trois types d'épreintes ont donc été définis, en fonction de leur état de fraîcheur. Le type I correspond à l'état de fraîcheur maximal, le type II est intermédiaire, le type III correspond à une épreinte sèche et dégradée, qui n'est d'ailleurs pas prélevée. Pour un site donné, la prospection se poursuit jusqu'à l'obtention d'une quantité d'échantillon (> 2,0 à 5,0 g en général) suffisante pour l'analyse toxicologique. Chaque échantillon est pesé (en poids frais, avec une précision à 0,01 g), puis est emballé dans une feuille de papier aluminium (destinée à le mettre à l'abri de la lumière, et à l'isoler du plastique du tube environnant, pour ne pas risquer de biais) puis stocké dans un flacon en polycarbonate. Les échantillons sont stockés à -20°C et à l'obscurité, jusqu'à leur analyse.

1.2.2 COLLECTE DES CADAVRES

Pour les mêmes raisons éthiques, administratives et techniques que celles décrites dans le chapitre II, seuls les individus morts retrouvés le long des routes ont été utilisés pour ce volet de l'étude.

Les loutres ont pu être récupérées grâce au fonctionnement d'un réseau actif de partenaires sur le terrain, en Auvergne et Limousin, mis en œuvre par Christian Bouchardy il y a quelques années, et dont j'ai temporairement pris le relais pour cette étude. Ce réseau se

compose des services départementaux de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP), des Directions Départementales de l'Équipement (DDE), des Parcs Naturels Régionaux des Volcans d'Auvergne et Livradois-Forez, des collectivités comme le Centre Régional de la Propriété Forestière, ou les Centres Permanents d'Initiatives pour l'Environnement (CPIE), le Muséum d'Histoire Naturelle Henri-Lecoq, des partenaires associatifs (Ligue de Protection des Oiseaux, Conservatoire des Espaces et Paysages d'Auvergne, Groupe Mammalogique d'Auvergne) sans oublier de nombreux naturalistes (Joël Bec, Vincent Dhuique, Romuald Dohogne, Stéphane Erard, Samuel Esnouf, Frédéric Leblanc, Yvan Martin, Henri Verne, et pardon à ceux que j'oublie).

Comme dans le cas des épreintes et pour une bonne représentativité des résultats, une sélection des différents échantillons a été effectuée, selon leur état de fraîcheur. Ainsi les analyses de cadavres ont porté sur des animaux en bon état de conservation, récupérés et congelés rapidement (de l'ordre de 24 à 48h en été, 48 à 72h en hiver) après leur mort. Les cadavres jugés trop anciens, en état de décomposition trop avancée, n'ont pas été pris en compte.

Pour chaque animal, un échantillon de foie (généralement un lobe entier), un rein et un échantillon de tissus adipeux (graisse sous-cutanée, et caudale) sont prélevés pour les différentes analyses toxicologiques (recherche d'organochlorés, d'éléments traces et d'anticoagulants).

1.2.3 COLLECTE ET PREPARATION DES PROIES

La contamination d'un prédateur comme la loutre par des composés toxiques peut se produire de deux manières. Le premier cas correspond à une intoxication aiguë par l'ingestion directe de matières dangereuses, comme le pétrole lors des marées noires (responsable de la mort de plusieurs milliers de loutres de mer lors du naufrage de l'Exxon Valdez sur les côtes de l'Alaska en 1989). Le second cas, largement majoritaire en terme d'individus atteints, concerne les intoxications chroniques, d'origine trophique (Forbes *et al.* 1997 ; Gutleb, 2000 ; Kruuk, 2006). Le dosage de ces composés dans les proies est donc un indicateur du transfert potentiel pouvant exister vers le prédateur. La connaissance du régime alimentaire de la loutre dans la zone d'étude (voir chapitre I) nous a servi de guide dans notre protocole de prélèvements. Les espèces identifiées dans le régime alimentaire de l'espèce ont ainsi été préférentiellement prélevées pour cette étude de bioamplification.

Les poissons ont été prélevés par pêches électriques, récupérés à l'occasion d'inventaires scientifiques (Fédération de Pêche du Puy-De-Dôme, Université Blaise-Pascal), ou gracieusement offerts, à ma demande, par des pêcheurs locaux, désireux de connaître le niveau de contamination de « leurs » poissons. Les amphibiens (grenouille verte *Rana esculenta*, crapaud commun *Bufo bufo*), les reptiles (couleuvre à collier *Natrix natrix*) ont été prélevés par ramassage aléatoire, sous couvert d'une autorisation temporaire de capture, délivrée par la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) Auvergne (document figurant à l'annexe 3). Les écrevisses ont été récupérées par échantillonnage des espèces allochtones.

Chaque proie a été préparée, à l'état frais, pour le dosage des composés toxiques (voir partie suivante) en tenant compte du comportement de prédation de la loutre, décrit par Bouchardy (1986), ou Rosoux et Green (2004). Ainsi, les poissons de petite taille (< 20 cm), généralement consommés en entier par la loutre, ont été broyés en entier, de même que les écrevisses, les reptiles, et les grenouilles. Pour les poissons de grande taille, la tête, la partie comprise entre les nageoires pectorales et la tête, ainsi qu'un prélèvement de muscle abdominal ont été préférentiellement utilisés. Les crapauds ont, quant à eux, été décapités et pelés préalablement à l'analyse, comme le fait la loutre avant de les consommer.

1.3 RESULTATS DE LA COLLECTE DES ECHANTILLONS

1.3.1 COLLECTE DES EPREINTES

A partir des cartes publiées de répartition de l'espèce dans la région Auvergne, et de mes propres prospections de terrain, une prospection quasi-systématique de l'ensemble des principaux cours d'eau de la région et de leurs affluents, au cours de la période janvier 2004-juillet 2006, a été conduite selon le protocole de l'UICN (voir chapitre I). Ces prospections ont permis de récolter 170 échantillons, issus de 388 épreintes de type I ou II. La figure III.2 visualise la position de l'ensemble de ces prélèvements d'épreintes dans les zones toxicologiques définies ci-dessus.

Des épreintes en état de fraîcheur satisfaisant ont été trouvées dans l'ensemble des zones d'étude (figure III.2), à l'exception de la zone 4 (bassin versant du fleuve Loire dans le département de l'Allier) et ce, malgré plusieurs séances de prospection, et des signes de la présence de l'espèce dans cette zone, notamment dans le bassin de la rivière Besbre (Bouchardy, *comm. pers.*).

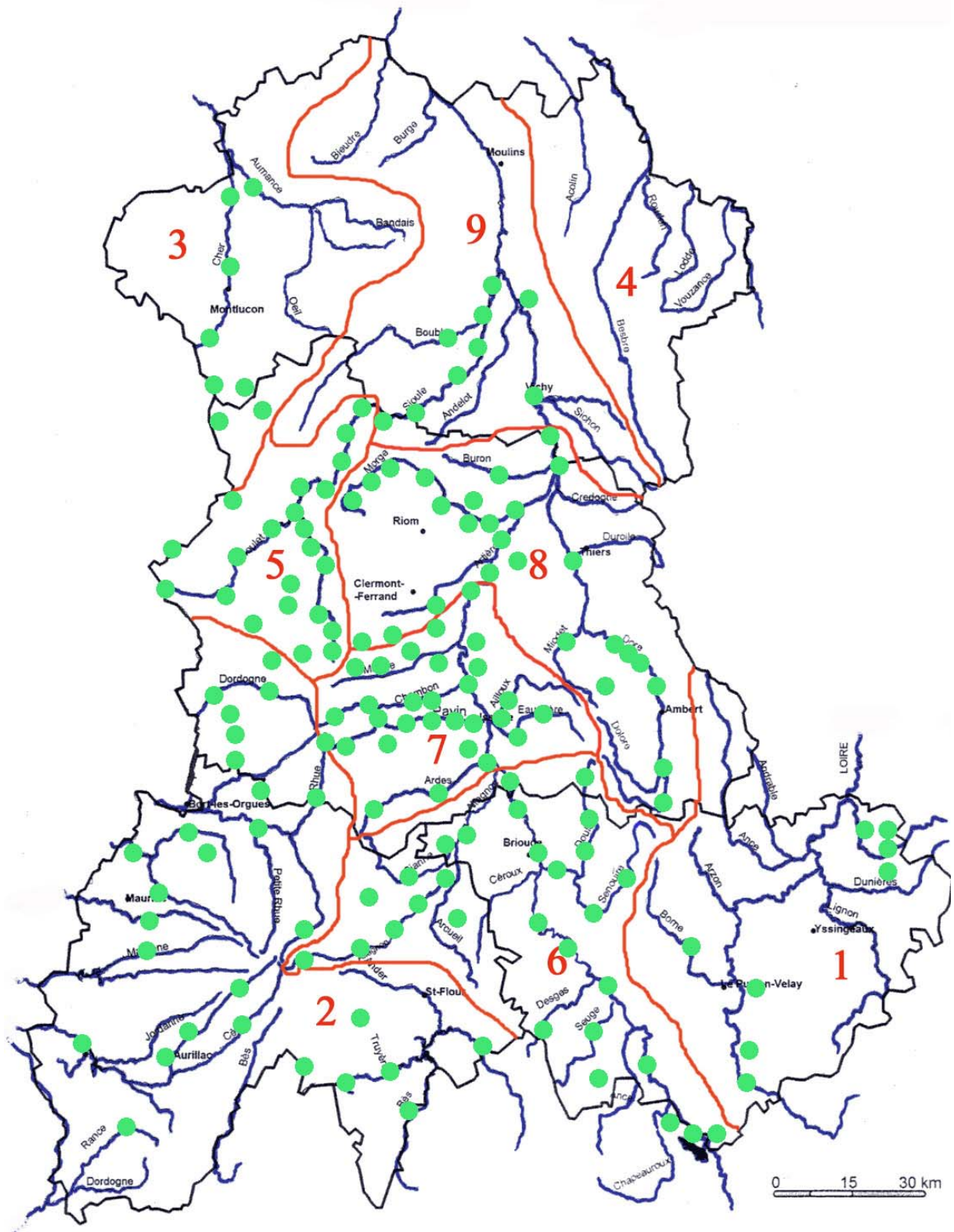


Figure III.2. Localisation (en vert) des sites de prélèvements d'épreintes destinées à l'analyse toxicologique, dans les différentes zones (en rouge) de suivi. Fond de carte : DIREN Auvergne.

D'une manière générale, des épreintes ont été découvertes sur l'ensemble de la surface de chaque zone, témoignant d'une bonne occupation du réseau hydrographique régional par la loutre. Les densités d'individus, très variables en fonction de divers paramètres (Erlinge, 1967) restent cependant difficiles à évaluer.

Seules les zones 1 et 9 se distinguent dans ce schéma d'occupation du territoire. En effet, aucune épreinte n'a été trouvée à l'aval du bec de Sioule sur l'Allier, dans la zone 9, ni dans le bassin de l'Ance, affluent de la Loire dans la zone 1 (figure III.2). Cette absence d'épreintes ne signifie pas nécessairement l'absence de la loutre dans ces zones, compte tenu du mouvement global de recolonisation, et de la qualité de ces milieux. Les peuplements piscicoles y sont très favorables (CSP, *comm. pers.*), les berges de l'Allier, classées en Réserve Naturelle dans cette partie de la zone 9, et celles de l'Ance, dans la zone 1, sont pratiquement exemptes de dégradations. Dans l'hypothèse de la présence de la loutre dans ces deux secteurs, la densité d'individus, et donc la concurrence interindividuelle, sont probablement assez faibles, en raison de la proximité du « front » de recolonisation (voir chapitre I), circonstances pouvant expliquer l'absence de marquage (Bouchardy, 1986 ; Rosoux et Green, 2004 ; Kruuk, 2006).

1.3.2 COLLECTE DES CADAVRES

1.3.2.1 ETUDE DEMOGRAPHIQUE

La période de récupération des cadavres de loutres s'est échelonnée de décembre 2003 à décembre 2006. Au cours de cette période, 26 cadavres ont été signalés sur la zone d'étude, et 20 d'entre eux ont pu être récupérés et valorisés par le fonctionnement du réseau de collecte, soit un taux de récupération de près de 80%. Parmi les 6 cadavres de loutres non récupérés, trois individus se trouvaient en état de décomposition trop avancée pour permettre toute analyse, l'un d'eux ayant été retrouvé tué d'une balle, en avril 2004 dans le Cantal (photo page 14). Ce cas de braconnage a été signalé en Gendarmerie, sans suite à ce jour. Trois autres cadavres, signalés au bord des routes, ont *disparu* avant d'avoir pu être récupérés.

Nous n'avons pas observé de variation significative dans le nombre de loutres récupérées en fonction de la saison, à la différence des études de Philcox *et al.* (1999) ou de Cassereau (2001), pour lesquelles le nombre d'individus récoltés était plus élevé en hiver, suite aux déplacements plus importants en dehors des réseaux hydrographiques, provoqués par les crues des rivières.



Figure III.3. Localisation géographique (points rouges) des cadavres de loutres issues des régions Auvergne et Limousin, utilisées pour l'étude.

A l'exception, d'une part, d'un loutron, dont la cause de la mort est inconnue (abandon suite au dérangement de la mère, maladie...), et d'autre part du cas de braconnage, les loutres ont systématiquement été tuées de collisions routières, et aucune autre cause de mortalité directe n'a pu être mise en évidence. Ceci constitue un biais d'échantillonnage évident, dans la mesure où les animaux morts aux abords des routes sont plus facilement repérés et recueillis que ceux morts, de façon naturelle ou non, en dehors du réseau routier, mais reste la seule méthode légale d'obtention de tissus, respectant de surcroît l'éthique scientifique et naturaliste.

Nous avons reporté sur une carte la localisation géographique de ces animaux (figure III.3). La distribution des cadavres est hétérogène, et concerne surtout le département du Cantal, et dans une moindre mesure, la partie limitrophe des départements du Puy-de-Dôme, de la Corrèze et de la Creuse (figure III.3). Dans le Cantal, six cadavres ont été récupérés sur moins de 60 km de la même route nationale, soulignant le caractère particulièrement « accidentogène » de ce tronçon, situé dans les gorges des rivières Alagnon et Cère, et dont l'équipement par des passages à faune appropriés est en cours. Cette distribution des cadavres reflète probablement la densité d'effectifs de loutres dans le Massif Central (Bouchardy, *comm. pers.*), et souligne l'impact majeur des collisions routières dans la dynamique de populations d'espèces en recolonisation (Foster-Turley *et al.* 1990 ; Philcox *et al.* 1999 ; Hauer *et al.* 2002 ; Kruuk, 2006 ; Raydelet, 2006). L'un des cadavres, LM 12, découvert par le SD 43 de l'ONCFS dans l'est du département de la Haute-Loire, sur la commune de Saint-Victor Malescours, constitue une donnée nouvelle pour l'espèce dans cette partie du département, et confirme l'expansion de la population en provenance du Massif Central.

Chaque animal a été identifié selon son sexe et sa date de découverte, LM (Loutre Mâle) ou LF (Loutre Femelle) selon le cas, suivi d'un numéro correspondant à l'ordre chronologique de récupération. Au total, 16 mâles et 4 femelles constituent l'échantillon. L'un d'entre eux est un loutron mâle extrêmement jeune, d'à peine plus de 20 cm et 100 grammes, du gabarit d'une jeune belette (photo page 26 bas).

Nous avons déterminé l'âge approximatif des animaux en fonction de critères morphologiques, comme la longueur totale et la masse, ou l'état de la dentition (complète ou lactéale, présence de tartre, usure des canines, Rosoux, *comm. pers.*). Pour des raisons pratiques, l'âge réel des animaux n'a pu être précisément mesuré par la méthode d'odontochronologie, décrite par Cassereau (2001). 4 classes d'âges sont ainsi différenciées : juvéniles (moins d'un an et demi), subadultes (1,5 à 3 ans), adultes (> 3ans) et seniors (> 10 ans).

Tableau III.1. Structure générale de l'échantillon de loutres de l'étude.

		Juvénile (< 1,5 an)	Subadulte (1,5 - 3ans)	Adulte (> 3 ans)	Senior (> 10 ans)	Total
Mâles	n=	1	7	8	0	16
	(%)	(5)	(35)	(40)	-	(80)
Femelles	n=	1	2	1	0	4
	(%)	(5)	(10)	(5)	-	(20)
Total	n=	2	9	9	0	20
	(%)	(10)	(45)	(45)	-	(100)

Le tableau III.1 représente la structure générale de l'échantillon de loutres. Le sexe ratio et l'âge ratio de notre échantillon de loutres paraissent assez déséquilibrés : 80% des loutres analysées sont des mâles, et donc seulement 20% sont des femelles. Les juvéniles ne représentent que 10% de notre échantillon, tandis que les adultes et les subadultes en représentent 90%. Enfin, aucun animal « senior », de plus de 10 ans, n'a été identifié, ce qui tend à confirmer la rareté d'un tel âge canonique en nature (tableau III.1) (Bouchardy, 1986 ; Bouchardy *et al.* 2001 ; Rosoux et Green, 2004).

Ces résultats diffèrent sensiblement des données disponibles dans la bibliographie, où les juvéniles représentent environ 20% d'un tel échantillon et où les sex-ratios sont relativement équilibrés (Kruuk et Conroy, 1991 ; Philcox *et al.* 1999 ; Cassereau, 2001 ; Hauer *et al.* 2002). Cette sur-représentation des mâles et des individus subadultes et adultes peut probablement s'expliquer par le contexte régional actuel de recolonisation d'anciens territoires. En effet, les jeunes mâles en émancipation sont plus mobiles et disposent en général de territoires plus grands que les femelles, et ce, particulièrement lors de la reconquête d'anciens territoires désertés (Bouchardy et Rosoux, *comm. pers.*). Ces déplacements importants dans des zones inconnues augmentent le risque de collision routière, également favorisé par la densité du réseau routier et du trafic (Rosoux et Green, 2004 ; Kruuk, 2006). *A contrario*, la longue et forte dépendance des juvéniles vis-à-vis de la mère (voir chapitre I) limite leurs déplacements, et donc diminue la probabilité d'une collision routière. Les jeunes mâles, à la recherche active de territoires favorables, dans des secteurs désormais caractérisés par un trafic routier dense, apparaissent donc plus exposés aux collisions que les femelles.

1.3.2.2 CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES

D'une manière globale, l'état général des 20 loutres s'est avéré correct, voire satisfaisant, lors de l'examen extérieur préalable aux dissections et le déroulement de celles-ci. Seul un mâle (LM16) s'est distingué par une masse corporelle faible par rapport à sa taille. Peu de parasites extérieurs ont été observés, généralement des tiques (*Ixodes sp.*), en nombre limité. Certains individus portaient des blessures superficielles, comme des déchirures locales de la palmure, ou des plaies au niveau des doigts et des griffes, probablement consécutives à la recherche de nourriture dans les anfractuosités de rochers. Des traces de morsures ont été relevées sur la région génito-anale de 2 des 4 femelles (LF 03 et 04), sans signes visibles d'infection. Ces morsures peuvent être la conséquence de luttes interindividuelles, relativement fréquentes chez la loutre (Kruuk, 2006).

Tableau III.2. Caractéristiques morphométriques et indices de condition K des loutres de l'étude. Les individus apparaissant en gras, juvéniles, ne sont pas pris en compte pour le calcul des tailles et des masses moyennes.

Code Individu	Classe d'âge	Longueur totale (cm)	Masse (Kg)	Indice de Condition K
<i>Femelles</i>				
LF01	juvénile	86,2	4,25	1,20
LF02	adulte	104,4	6,75	1,23
LF03	subadulte	100,3	5,55	1,11
LF04	subadulte	98,6	5,52	1,15
Moyenne (n=3)		101,1	5,94	1,16
<i>Mâles</i>				
LM01	subadulte	95,3	4,6	0,89
LM02	adulte	115,7	7,48	0,91
LM03	adulte	118,2	8,95	1,03
LM04	adulte	112,8	7,2	0,94
LM05	adulte	117,1	9,2	1,08
LM06	subadulte	106,1	6,2	0,92
LM08	subadulte	112,3	7,55	0,98
LM09	subadulte	100,5	6,5	1,11
LM10	subadulte	102,8	6,2	1,01
LM11	subadulte	89,6	3,3	0,74
LM12	subadulte	121,1	6,55	0,71
LM13	adulte	120,5	8,3	0,91
LM14	adulte	117,3	9,1	1,07
LM15	adulte	110,4	7,8	1,06
LM16	adulte	115,5	5,1	0,62
LOUTRON	juvénile	21,2	0,112	0,80
Moyenne (n=15)		110,3	6,93	0,93

La femelle adulte LF 02, collectée au mois de mars 2005 à plus de 1000m d'altitude dans le Cantal, se trouvait visiblement en situation d'allaitement (mamelles très proéminentes, absence d'embryon). Cette donnée, au-delà de la perte quasi-certaine d'une portée, confirme la possibilité de reproduction et d'élevage des jeunes en toutes saisons, soulignées par de nombreux auteurs (Capber, 1997 ; Bouchardy *et al.* 2001 ; Rosoux et Green, 2004 ; Kruuk, 2006). Le pavillon d'une oreille d'un des mâles (LM 09) était partiellement arraché, une blessure ancienne qui avait totalement cicatrisé. Mis à part les conséquences des chocs avec les véhicules (hémorragies internes et fractures multiples), les organes internes des individus se trouvaient dans un état correct, voire bon. Nous n'avons pas relevé de lésions ou signes cliniques macroscopiques liés à des pathologies au niveau du foie ou du rein, comme des lithiases rénales ou des altérations du tissu du foie. A l'exception de celui du loutron, tous les estomacs des loutres de notre échantillon contenaient de la nourriture. Etant donné le transit très rapide de l'animal, ces données signifient que les collisions ayant entraîné la mort se sont systématiquement produites lors des phases de chasse et de consommation de nourriture.

Les données morphométriques de notre échantillon, ainsi que l'indice de condition K des individus sont reportés dans le tableau III.2. Cet indice K permet d'exprimer quantitativement l'état général d'un individu, à partir de sa taille, de sa masse et de constantes spécifiques pour la loutre d'Europe (Kruuk et Conroy, 1991 ; Kruuk, 2006). La formule générale de cet indice est, pour un individu de masse W (exprimée en kg) et de longueur totale L (exprimée en mètres) :

$$K = W / 5,02 L^{2,33} \text{ pour les mâles,}$$
$$K = W / 5,87 L^{2,39} \text{ pour les femelles.}$$

L'indice nominal est de 1, on considère qu'un indice inférieur à 0,5 est un signe de mauvais état général, tandis qu'un indice supérieur à 1,4 est le signe d'un surpoids manifeste.

En considérant uniquement les individus adultes et subadultes, c'est-à-dire les loutres ayant quasiment atteint leur taille et leur masse adultes mais distinctes par leur maturité sexuelle, les masses et les longueurs moyennes des loutres constituant notre échantillon ont atteint 5,94 kg et 101,1 cm pour les femelles (n=3), 6,93 kg et 110,3 cm pour les mâles (n=15) (tableau III.2). Les masses et les longueurs totales des mâles et des femelles sont significativement différentes (ANOVA, $p < 0,05$), les mâles étant plus grands et plus lourds, confirmant ainsi le dimorphisme sexuel caractéristique de l'espèce (Rosoux et Green, 2004).

Concernant les femelles, ces valeurs sont, globalement, du même ordre de grandeur que celles données par Rosoux (1998), pour des loutres provenant de France. Leur indice moyen de condition K est de 1,16, confirmant leur bon état général observé lors de la dissection. Cet indice est significativement supérieur à celui des mâles (0,93 en moyenne ; Mann-Whitney, $p < 0,05$) (tableau III.2). A la suite de Simpson (1997), cette valeur pourrait être interprétée comme un meilleur état général des femelles par rapport aux mâles, mais la taille de notre échantillon nous impose une certaine prudence sur ce point.

La masse moyenne des mâles récoltés lors de notre étude (6,93 kg) est, par contre, sensiblement inférieure à celle des études citées ci-dessus (8,2 kg et 7,73 kg pour les mâles des études de Rosoux (1998) et Cassereau (2001), respectivement).

La taille relativement petite de notre échantillon total peuvent constituer une première explication. L'absence d'individus âgés (plus de cinq ans, voire plus de dix ans), dont la masse est souvent importante, peut également aboutir à une masse moyenne relativement faible. Enfin, trois mâles de notre étude, LM 11, LM 12 et LM 16, se caractérisent par une masse assez peu élevée par rapport à leur taille (respectivement 3,3, 6,5 et 5,1 kg, tableau III.2), et une faible quantité de graisse corporelle à la dissection. Cet état général relativement défavorable est confirmé par leur indice de condition K peu élevé (0,74, 0,71 et 0,62, respectivement, tableau III.2), mais restant néanmoins supérieur au seuil de « mauvais état général », fixé à $K = 0,5$ par Kruuk (2006). L'état général de ces individus n'a pu être mis en relation avec une pathologie ou une lésion particulière.

1.3.3 COLLECTE DES PROIES

Pour cette partie de l'étude, destinée à mesurer la contamination de certaines proies de la loutre et donc d'estimer le transfert des polluants vers le prédateur, nous avons prélevé des poissons, des amphibiens, des crustacés et des reptiles au niveau de trois des sites de suivi du régime alimentaire, sur les rivières Allier, Couze Pavin et Sioule. Le tableau III.3 présente les biomasses des proies principales sur ces sites d'études (voir chapitre I).

Les résultats soulignent l'importance du poisson dans le régime alimentaire, comme la quasi-totalité des études portant sur le sujet (Clavero *et al.* 2003 ; Kruuk, 2006), mais aussi la consommation d'autres types de proies, comme les crustacés (écrevisses) et les amphibiens, pour certains sites et/ou à certaines périodes. Forts de ce constat, nous avons prélevé préférentiellement ces proies principales identifiées pour chaque site. Pour des raisons techniques, liées aux autorisations de pêches délivrées par la Préfecture du département du

Tableau III.3. Importance relative des proies principales de la loutre sur les rivières Allier, Couze Pavin (site de Saurier) et Sioule (extraits des tableaux I.5, I.7 et I.8, respectivement), exprimée en pourcentage de la biomasse totale ingérée.

Proies identifiées	Allier (%)	Couze Pavin (%)	Sioule (%)
Poissons	89,1	90,4	61,8
<i>Truite</i>	-	47,2	31,6
<i>Chabot</i>	-	21,1	10,0
<i>Perche</i>	-	9,6	7,5
<i>Goujon</i>	21,3	6,9	6,7
<i>Chevaine</i>	18,2	-	-
<i>Barbeau</i>	24,9	-	-
Crustacés	-	-	22,6
Amphibiens	4,2	2,3	8,0
Reptiles	-	5,1	-
Mammifères	-	-	6,4

Tableau III.4. Effectifs des différentes espèces de proies collectées pour l'étude du transfert de polluants vers la loutre, pour 3 sites sur la zone d'étude.

Espèce Proie	Allier (n=)	Couze Pavin (n=)	Sioule (n=)
<i>Poissons</i>	21	10	12
<i>Truite</i>	-	5	2
<i>Chabot</i>	-	3	5
<i>Perche</i>	-	-	2
<i>Goujon</i>	8	2	3
<i>Chevaine</i>	7	-	-
<i>Barbeau</i>	6	-	-
<i>Crustacés</i>	-	-	12
Ecrevisses Américaines	-	-	12
<i>Amphibiens</i>	8	7	8
Grenouille verte	5	3	4
Crapaud commun	3	4	4
<i>Reptiles</i>	-	2	-
Couleuvre à collier	-	2	-

Puy-de-Dôme, certaines pêches n'ont pas systématiquement concerné les rivières citées mais certains de leurs affluents. Néanmoins, les sites de capture de poissons se trouvaient tous à proximité des sites d'études du régime alimentaire, à l'échelle du territoire d'une loutre. Le tableau III.4 présente, pour chacun des trois sites, les effectifs de chaque espèce de proie collectée.

Au total, 80 proies différentes ont été collectées, dont 29 pour l'Allier, 19 pour la Couze Pavin et 32 pour la Sioule (tableau III.4). Pour l'Allier, les prélèvements ont concerné les poissons et les amphibiens : 8 goujons (*Gobio gobio*), 7 chevaines (*Leuciscus cephalus*), 6 barbeaux (*Barbus barbus*), 5 grenouilles vertes (*Rana sp.*) et 3 crapauds communs (*Bufo bufo*) ont ainsi été récoltés. Pour la Couze Pavin, les prélèvements ont permis de récolter 5 truites fario (*Salmo trutta fario*), 3 chabots (*Cottus gobio*), 2 goujons, 3 grenouilles vertes, 4 crapauds communs et 2 couleuvres à collier (*Natrix natrix*). Pour la Sioule enfin, 2 truites fario, 5 chabots, 2 perches (*Perca fluviatilis*), 3 goujons, une douzaine d'écrevisses américaines (*Orconectes limosus*), 4 grenouilles vertes et autant de crapauds communs ont été collectés (tableau III.4). Nous n'avons malheureusement pas été en mesure de collecter de mammifères pour cette étude.

2. CONTAMINATION DE LA LOUTRE PAR DIVERS ELEMENTS TOXIQUES

2.1 CONTEXTE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1.1 LES PESTICIDES ORGANOCHLORES ET LES PCBs

2.1.1.1 DEFINITIONS ET TOXICOLOGIE

Les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles (PCBs) font partie de la vaste famille des Polluants Organiques Persistants (POP), un groupe qui comprend également les Dioxines et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Ces différentes molécules complexes se caractérisent par plusieurs propriétés communes : leur toxicité prouvée sur la santé animale (et humaine), leur persistance dans l'environnement et leur accumulation dans les organismes ou les réseaux trophiques (bioaccumulation et bioamplification). L'agriculture (pesticides) et l'industrie (PCBs) ont été les deux domaines majeurs d'utilisation de ces composés organochlorés.

Les pesticides organochlorés sont des composés complexes de synthèse, leurs structures de base sont cycliques ou polycycliques, substituées par un ou plusieurs atomes de chlore. Cette famille représente de nombreuses molécules, groupées en 5 sous-familles (Richard-Mazet, 2005) :

- les dichlorodiphényltrichloréthanes (DDT, DDE, DDD, Metoxychlor) ;
- les hexachlorocyclohexanes (Lindane) ;
- les cyclodiènes (Aldrine, Dieldrine, Endosulfan) ;
- le Toxaphène ;
- et des structures telles que le Chlordecone et le Mirex (Blus, 1995).

Ces composés ont été très largement utilisés, à la fois en termes de diversité d'applications (agriculture, sylviculture, santé, usages domestiques) que de quantités mobilisées, de l'après-guerre jusqu'à la fin des années 60, au cours desquelles les premières études relatives à leur toxicité ont été publiées. Les pesticides organochlorés sont lipophiles, et, par ailleurs, très persistants dans l'environnement, du fait de leur demi-vie souvent très longue (quelques mois à plusieurs années). Ces deux caractéristiques expliquent leur caractère accumulatif au sein des organismes, et justifient leur suivi dans les études écotoxicologiques.

Les animaux sont exposés par ingestion, inhalation et/ou absorption des pesticides. Ces derniers transitent par le sang jusqu'aux organes richement vascularisés (rein, poumons,

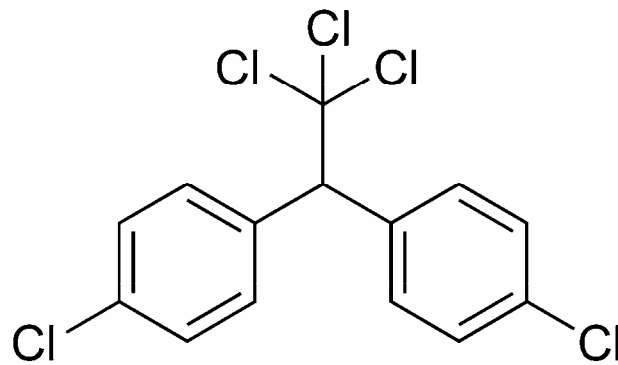


Figure III.4. Formule développée plane du DDT.

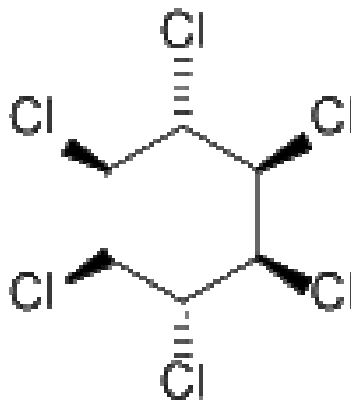


Figure III.5. Formule développée du lindane (γ -HCH).

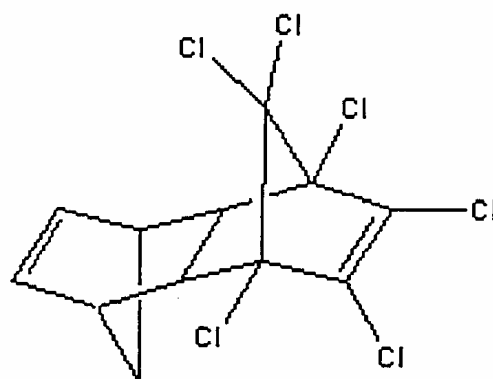


Figure III.6. Structure spatiale de l'aldrine.

encéphale), puis ils sont stockés dans les tissus riches en graisse (tissu adipeux, foie, cerveau), où ils s'avèrent très stables. La plupart des pesticides organochlorés sont des perturbateurs du système nerveux central. Certains perturbent les mouvements ioniques (sodium, potassium et calcium) à travers les membranes cellulaires, en inhibant notamment les pompes Na^+ , K^+ et Ca^{2+} - ATPases. D'autres agissent comme des antagonistes de l'acide gamma-aminobutyrique (GABA), et sont responsables d'une hyperpolarisation membranaire occasionnant des paralysies (Hoffman *et al.* 2001). Le niveau et la durée d'exposition, le sexe, l'âge, la nature du composé et l'éventuelle interaction avec d'autres, sont autant de facteurs susceptibles de modifier leur toxicité (Richard-Mazet, 2005).

Parmi les différents produits existants, l'unité de Toxicologie et de Pharmacologie de la faune de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon a choisi de distinguer, pour ses dosages sur la faune :

- Le **DDT**, ou dichlorodiphényltrichloroéthane, de formule brute $\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$. La formule développée plane de la molécule est représentée sur la figure III.4. Le DDT est le plus connu et le plus étudié des insecticides, il a été l'un des plus utilisés à travers le monde (Blus, 1995). Il a, entre autres, été employé dans la lutte contre les ravageurs de cultures et les vecteurs d'arboviroses. Les effets toxiques du DDT ont surtout été montrés sur les oiseaux, l'insecticide entraînant une baisse du taux d'éclosion, une mortalité embryonnaire élevée, et une diminution de l'épaisseur de la coquille. L'œuf pouvait alors être écrasé lors de la ponte ou de la couvaison, et de nombreuses espèces ont été sérieusement affectées, comme le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le héron cendré (*Ardea cinerea*) ou l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*), entre autres (Keck *et al.* 1982 ; Monneret, 1987). De nombreux pays ont interdit son utilisation : la France en 1974, (Bailly *et al.* 1974) et les Etats-Unis en 1972. Cependant, il reste encore employé de nos jours pour le contrôle des arboviroses dans certains pays (Smith, 1991).

- Le **DDE** et le **DDD** (dichlorodiphényléthane et dichlorodiphényldichloroéthane, respectivement), sont deux métabolites du DDT, résultant de la perte d'un atome de chlore sur le groupement CCl_3 (figure III.4). Leurs effets toxiques sur les insectes sont faibles, et ces produits n'ont pas été utilisés comme pesticides. Leur présence dans l'environnement est cependant signe d'une exposition ancienne au DDT (Clark, 1997).

- Le **lindane**, de formule brute $\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$. L'isomère gamma (γ -HCH, pour γ -1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyclohexane), est utilisé comme insecticide depuis sa synthèse au XIX^e

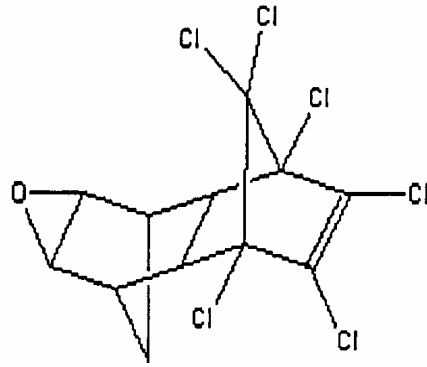


Figure III.7. Structure spatiale de la dieldrine.

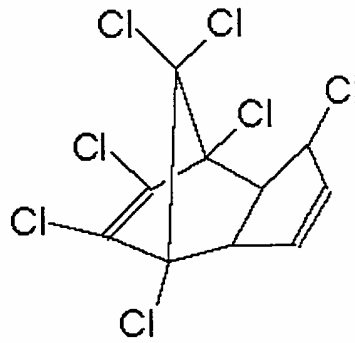


Figure III.8. Structure spatiale de l'heptachlore.

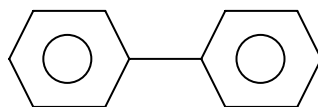


Figure III.9. Structure du diphényle. La synthèse des PCBs a lieu par substitution de l'hydrogène par le chlore.

siècle, et a été activement utilisé en arboriculture, en culture maraîchère et pour la protection des semences, la désinfection du bois et les traitements antiparasitaires animaux (cheptel ovin, notamment). La figure III.5 représente la formule développée plane du γ -HCH. Pouvant entraîner une baisse de la fertilité et une augmentation de la mortalité embryonnaire, le lindane a été totalement interdit pour l'usage agricole dans l'Union Européenne en 1998 (Cluzeau *et al.* 1998).

- L'**aldrine** est un cycladiène de formule brute $C_{12}H_8Cl_6$. Il s'agit d'un insecticide utilisé dans le traitement des sols (culture de coton), et agissant par contact, ingestion et inhalation. La structure spatiale de l'aldrine est représentée sur la figure III.6. L'aldrine est à l'origine de lésions du système nerveux central et du foie, et est rapidement absorbée dans l'organisme. Ces effets toxiques ont entraîné son interdiction en 1972 (Richard-Mazet, 2005).

- La **dieldrine** résulte de la transformation de l'aldrine, qui se produit en 12 à 24 heures. La formule brute de la dieldrine est $C_{12}H_8Cl_6O$; sa structure spatiale est représentée sur la figure III.7. Utilisée, comme sa molécule mère, pour le traitement des sols dans certaines cultures (coton), la dieldrine a également été utilisée en «entomologie urbaine», c'est-à-dire pour la lutte contre les arthropodes invasifs (fourmis, cafards). Susceptible d'entraîner les mêmes effets que l'aldrine, la dieldrine a également été interdite en 1972 (Richard-Mazet, 2005).

- L'**heptachlore**, de formule brute $C_{10}H_4Cl_7$, est caractérisé par une structure spatiale représentée sur la figure III.8. Cet insecticide a été utilisé dans le traitement des sols et des semences. Il peut se transformer en heptachlore époxyde, molécule ayant des propriétés très voisines. Des effets cancérogènes de l'heptachlore ont été démontrés chez l'animal, ce qui a également entraîné son interdiction en 1972 (Richard-Mazet, 2005).

Les polychlorobiphényles (PCBs), ou biphényles polychlorés, ont une structure générale correspondant au diphényle (de formule brute $C_6H_5-C_6H_5$), substitué par 1 à 10 atomes de carbone. Leur formule générale est $C_{12}H_{n-1}Cl_n$. Les sites de substitution sont en position *ortho*-, *mé*ta- et *para*-. Les combinaisons possibles de sites substitution et du nombre d'atomes de chlore substitués aboutissent à la différenciation de 209 composés différents, nommés congénères. Le terme de polychlorobiphényle désigne donc, à la fois, l'ensemble de ces produits, mais aussi un congénère unique ou un groupe de congénères. Les PCBs sont synthétisés, industriellement, par chloration du diphényle, représenté sur la figure III.9.

Tableau III.5. Formule brute, poids moléculaire, pourcentage de chloration et nombre de congénères de PCBs correspondants.

Formule composée par Homologue	Poids moléculaire	Pourcentage de chloration	Nombre de congénères
$C_{12}H_9Cl$	188,0	19	3
$C_{12}H_8Cl_2$	222,0	32	12
$C_{12}H_7Cl_3$	256,0	41	24
$C_{12}H_6Cl_4$	289,9	49	42
$C_{12}H_5Cl_5$	323,9	54	46
$C_{12}H_4Cl_6$	357,8	59	42
$C_{12}H_3Cl_7$	391,8	63	24
$C_{12}H_2Cl_8$	425,8	66	12
$C_{12}HCl_9$	459,7	69	3
$C_{12}Cl_{10}$	493,7	71	1

Le pourcentage de chloration utilisé lors de la synthèse oriente la composition du mélange final de congénères. Ces données de fabrication sont reprises dans les dénominations commerciales des produits, par exemple l'Arochlor 1248, commercialisé aux Etats-Unis, est un composé de PCBs à 12 atomes de carbone et 48% de chloration (Richard-Mazet, 2005).

La propriété principale des PCBs est leur grande résistance à de fortes températures, et ils ont été employés dans trois types principaux d'utilisation, selon une classification établie par Dobson *et al.* (1993) en fonction de leur impact sur l'environnement :

- **les systèmes clos contrôlables**, comme les équipements électriques tels que les transformateurs et gros condensateurs, pour lesquels le risque de contamination n'existe qu'en cas de fuite de l'appareil ou lors de sa mise au rebut ;

- **les systèmes clos non contrôlables**, comme les moteurs, les tubes fluorescents, les émetteurs radio, où les PCBs ne peuvent être récupérés lorsque l'appareil est hors d'usage, et se trouvent alors dispersés ;

- **les systèmes ouverts**, comme des peintures, les encres, les adhésifs, les papiers, les savons, les huiles ou les insecticides, où les PCBs sont employés comme agents stabilisants, lubrifiants ou anticorrosion. En contact direct avec l'environnement, ils sont irrécupérables.

Afin de différencier les congénères, Ballschmiter et Zell (1980) ont établi une nomenclature (dite IUPAC, pour *International Union of Pure and Applied Chemistry*), en fonction du nombre d'atomes de chlore et des sites de substitution. Le tableau III.5 présente, par ordre croissant de substitution, le nombre de congénères correspondants. Les congénères sont répartis en deux groupes, les coplanaires et les non-coplanaires, en fonction de la position des atomes de chlore.

Lorsque des congénères possèdent des atomes de chlore en position *ortho*-, ils ne peuvent prendre la forme plane et sont dits non-coplanaires. Lorsque les atomes de chlore se trouvent en position *mé*ta- ou *para*-, les PCBs peuvent prendre une forme plane dans l'espace et sont dénommés coplanaires. Ils ont alors une conformation proche des dioxines (on désigne d'ailleurs ces congénères coplanaires sous le terme de composés dits *dioxin-like*), considérées comme les polluants synthétiques les plus toxiques dans l'environnement (PCDD et PCDF, pour polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes, respectivement) (Hoffman *et al.* 2001).

Cette similitude de structure et d'action des dioxines et des congénères coplanaires de PCBs a amené certains auteurs à utiliser le concept de TEF (*Toxic Equivalent Factor*), à partir d'études sur plusieurs espèces. Ce « facteur d'équivalent toxique » attribue un coefficient à

chaque congénère, en fonction de sa toxicité relative par rapport à l'isomère le plus toxique des dioxines, le 2,3,7,8-TCDD, dont le coefficient est de 1. Le produit de la masse de chaque congénère identifié par son TEF permet de calculer, pour chaque constituant, un équivalent toxique (TEQ). Enfin, la somme des TEQ renseigne sur la toxicité du mélange de PCBs auquel est exposé l'organisme par rapport à celle des dioxines, et permet d'extrapoler à d'autres espèces ce modèle général de contamination (Leonards *et al.* 1995 ; Traas *et al.* 2001).

Les composés *Dioxin-like* ont une forte affinité pour les récepteurs arylhydrocarbène (Ah-) des cellules et perturbent les enzymes des cytochromes P-450, impliquées, entre autres, dans la détoxification des organismes (Kafafi *et al.* 1993 ; Boon *et al.* 1997 ; Hoffman *et al.* 2001). Ces congénères auront alors tendance à s'accumuler dans l'organisme, et sont, pour cette raison, considérés comme la classe de PCBs la plus toxique. Les PCB, directement ou par le biais de ces réactions induites, seraient donc les premiers contributeurs à la contamination *Dioxin-like* dans l'environnement (Smit *et al.* 1994).

Les congénères les moins chlorés, notamment les mono-*ortho*-substitués et les autres congénères non-coplanaires, ont une affinité moindre pour ce même récepteur Ah-. Ils présentent donc une activité *Dioxin-like* modérée (Giesy et Kannan, 1998). Ils peuvent alors être métabolisés par l'action des enzymes des cytochromes P 450 (CYP1A1/1A2, CYP2B1/2B2), au niveau des microsomes des cellules hépatiques. Ceci aboutit à la formation de phénols, directement ou par l'intermédiaire de la formation d'arènes oxydes. Ces résidus de métabolisme sont ensuite éliminés *via* l'urine et les fèces (Richard-Mazet, 2005).

Dans la majorité des cas, les PCBs sont absorbés par voie alimentaire, et sont résorbés par le tractus digestif. Ils sont véhiculés par le sang dans l'ensemble de l'organisme, et se fixent préférentiellement dans les organes les plus riches en lipides, compte tenu de leur caractère lipophile. On les retrouvera donc dans les graisses et le tissu nerveux, et, dans une moindre mesure, dans le foie, le rein, la rate et les muscles. Les congénères les plus chlorés sont les plus persistants dans l'organisme, et peuvent être libérés dans le sang, lors de la mobilisation des réserves graisseuses en période de jeûne ou de froid (Richard-Mazet, 2005).

Chez les mammifères, le fœtus et jeune individu sont également exposés aux PCBs et à leurs métabolites, en raison du passage transplacentaire et de l'allaitement, ce qui entraîne une diminution du développement fœtal et postnatal, ainsi qu'un retard de croissance (Chen *et al.* 2001 ; Wang *et al.* 2001). L'intoxication par les PCBs se traduit par des effets sur la peau (alopécie), sur le système gastro-intestinal, endocrinien, immunologique, neurologique et reproducteur, le développement squelettique et sur certaines activités enzymatiques (Erikson,

1997 ; Fouchécourt *et al.* 1998 ; Debier *et al.* 2005). Khan et Thomas (2001) ont mis en évidence une perturbation de la sécrétion des hormones gonadotropes (GnRH et LH) au niveau de l'hypothalamus par l'exposition aux PCBs. On observe, par ailleurs, une hypertrophie de la thyroïde et une diminution du taux sanguin de la vitamine A et d'hormones thyroïdiennes, impliquées dans le métabolisme, la croissance et le développement (Kato *et al.* 2000 ; Richard-Mazet, 2005). Parmi les effets sur le système immunitaire, on observe une diminution de la taille du thymus et du taux de lymphocytes dans le sang (Richard-Mazet, 2005). La métabolisation de certains congénères de PCBs par les enzymes du cytochrome P 450 perturbe le transport sanguin des vitamines A et E, ainsi que celui des hormones thyroïdiennes, susceptibles d'entraîner ensuite des retards de développement et des stress oxydatifs. Des dosages sanguins de ces vitamines et hormones pourraient donc servir d'indicateurs de l'exposition aux PCBs (Brouwer *et al.* 1998, Kakela *et al.* 1999 ; Gutleb et Murk, 2000 ; Simpson *et al.* 2000 ; Debier *et al.* 2005). Une étude britannique a mis en évidence une relation, entre, d'une part, les taux de dieldrine et de certains congénères de PCB dans les tissus de loutres, et, d'autre part, l'occurrence de pathologies oculaires au sein de l'espèce. Ces composés, en perturbant le taux de vitamine A dans le foie, auraient donc des effets tératogènes sur le développement de l'appareil de vision (Williams *et al.* 2000).

2.1.1.2 CONTAMINATION DES LOUTRES

Les premières études relatives à la contamination de mammifères carnivores semi aquatiques par les composés organochlorés ont été réalisées dans les années 1960-1970. A cette époque, des éleveurs nord-américains de visons (*Mustela vison*) ont remarqué des troubles de la reproduction de leurs animaux dans les élevages. Les premières études ont révélé que les saumons utilisés pour nourrir ces visons étaient fortement contaminés par les PCBs, et les effets de ces derniers sur la reproduction des visons ont alors été mis en évidence (Aulerich et Ringer, 1977). Les concentrations en PCBs des visons ou des poissons étaient, par ailleurs, largement supérieures à celles de certains pesticides, comme le DDT et ses dérivés, ou la dieldrine, suspectés, jusque-là, d'entraîner ces échecs de reproduction. En Europe, Jensen *et al.* (1977) ont contaminé la ration de visons femelles captives avec des doses connues de PCBs, et ont étudié ensuite leur reproduction. Si l'accouplement et l'implantation des embryons demeurent normaux quelles que soient les concentrations en PCBs dans la nourriture, en revanche le taux de naissances et la survie des jeunes sont sérieusement affectés à partir de 3,3 mg.kg.j⁻¹ de PCBs dans la nourriture, et aucune naissance

n'est observée au-delà de 11 mg.kg.j⁻¹. L'exposition aux PCBs entraînerait des perturbations de la vascularisation fœtale, incompatibles avec un développement normal. Les auteurs fixent une valeur seuil à 50 mg.kg⁻¹ poids de lipides dans les tissus des visons, au-delà de laquelle ces troubles de reproduction apparaissent (Jensen *et al.* 1977, Richard-Mazet, 2005).

Les méthodes analytiques (nombre de congénères recherchés, méthode de dosage et expression des résultats) divergent souvent d'une étude à l'autre. Cependant, les auteurs observent globalement que les populations les plus prospères de visons sont les moins contaminées par les PCBs, même si des liens directs entre cette contamination et des échecs de reproduction sont difficiles à mettre en évidence en milieu naturel, directement ou par l'approche utilisant les TEF (Leonards *et al.* 1995 ; Poole *et al.* 1995, 1998).

Suite à ces premiers travaux sur le vison en captivité, les études relatives à la contamination de cette espèce par les organochlorés ont pris en compte à la fois les pesticides et les PCBs. Les conclusions et les valeurs seuils correspondant au vison ont été, dans un premier temps, considérés comme admissibles également pour différentes espèces de loutres sauvages (*Lutra lutra* et *Lontra canadensis*, principalement) pour lesquelles ce type d'étude demeurait très rare. Plus récemment, d'autres modèles d'études ont été utilisés pour l'étude de la distribution et des conséquences toxicologiques des organochlorés au sein des organismes aquatiques. Il s'agit, par exemple, des crustacés, des gastéropodes, ou des larves d'insectes, ou encore d'autres vertébrés prédateurs, de position centrale ou supérieure dans les réseaux trophiques, comme les amphibiens, la truite arc-en-ciel (*Onchorynchus mykiss*) ou le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) (Hatakeyama *et al.* 1997 ; Elliot *et al.* 1998 ; Verrhiest *et al.* 2001 ; Berny *et al.* 2002 ; El Nembr *et al.* 2003 ; Tarja *et al.* 2003 ; Jung *et al.* 2004).

Lorsque des analyses sur des loutres ont été disponibles, suite à la reprise de certaines populations ou à la mise en place d'échantillonnages spécifiques, des études comparatives, prenant en compte les deux espèces, ont été menées. Ces études, caractérisées par les mêmes divergences méthodologiques, aboutissent aux mêmes types de conclusions (Jefferies et Hanson, 2000). Ainsi, dans les bassins des rivières Fraser et Columbia en Colombie Britannique, les loutres nord-américaines (*Lontra canadensis*) et les visons, capturés pour la pelleterie, ont été étudiés par Elliot *et al.* (1998) et Harding *et al.* (1998b). Globalement, les concentrations en PCBs mesurées dans les tissus demeurent inférieures au seuil défini pour ces espèces (50 mg.kg⁻¹ poids de lipides) et ne constituent pas, pour ces auteurs, une cause directe de disparition. Cependant, Harding *et al.* (1998b) ont observé une corrélation négative entre la longueur du *baculum* (os pénien) et la concentration des tissus en PCBs, ainsi qu'une contamination supérieure dans les tissus des femelles, sans pour autant établir de relation

particulière avec le succès de reproduction. Par ailleurs, les auteurs de ces deux études soulignent le risque d'interactions ou d'effets cumulatifs avec d'autres polluants, notamment les éléments traces, et leurs conséquences sur les dynamiques à long terme des populations.

D'autres études comparatives ont suggéré des variations de la capacité de métabolisation, et donc de la sensibilité aux PCBs, d'une espèce à l'autre. Ainsi, si le vison semble être l'espèce la plus sensible aux PCBs parmi les mustélidés (Jensen *et al.* 1977 ; Leonards *et al.* 1995), il semble que le putois (*Mustela putorius*), et, dans une moindre mesure, la loutre (*Lutra lutra*) disposent de capacités de métabolisation de certains congénères, dont ne dispose pas le vison (Leonards *et al.* 1998). L'approche par congénères, et notamment en mesurant les congénères non métabolisés, constitue donc une information complémentaire par rapport au simple dosage total des PCBs. La loutre serait, par contre, exposée à des concentrations en PCBs plus importantes que les autres mustélidés, dans la mesure où les poissons, qu'elle consomme en majorité (voir chapitre I), sont plus contaminés que les proies principales des putois et des visons (amphibiens et rongeurs) (Leonards *et al.* 1997, 1998).

Parallèlement à ces études concernant la distribution des composés organochlorés dans les tissus de loutres, de nombreux auteurs ont recherché ces mêmes composés dans les épreintes. Ces dernières constituent en effet un matériel biologique nettement plus abondant et plus facile à trouver sur le terrain qu'un cadavre en bon état de conservation, et permettent de réaliser une étude non invasive sur l'espèce (Mason et Macdonald, 1986, 1987). Cependant, l'extrapolation des résultats issus d'une analyse d'épreintes à l'état général d'une population reste délicate. En effet, ces épreintes, qui sont, par définition des excréta, éliminés de l'organisme, peuvent être rapidement altérés (soleil, pluie), et il demeure impossible de relier une ou plusieurs épreintes à l'individu les ayant émises, ou à son état général (mâle, femelle, jeune ou âgé, en reproduction, malade...). Néanmoins, ces analyses à base d'épreintes peuvent, avec certaines précautions, être considérées comme indicatrices de la contamination d'une population, notamment dans une étude préalable ou complémentaire à une analyse de cadavres. Par ailleurs, plusieurs auteurs ont montré l'existence d'une relation entre la teneur en organochlorés des épreintes et celle des tissus, justifiant ainsi leur utilisation (IUCN/OSG, 1990 ; Mason *et al.* 1992 ; Mason et Macdonald, 1993*a, b, c* ; Gutleb et Kranz, 1998).

A partir de ces résultats, des valeurs seuils de concentrations en organochlorés ont été proposées, pour les épreintes et les tissus. Ces seuils seront cités et directement comparés avec nos résultats. Dans ce contexte, le tableau III.6 présente les valeurs moyennes de concentrations en organochlorés (pesticides et PCBs) obtenues dans les épreintes ou les tissus

Tableau III.6. Concentrations moyennes des composés organochlorés dans des épreintes ou des tissus de loutres. Les valeurs sont exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides.

Référence	Pays	Epreintes	Tissus	Statut local des populations
Mason <i>et al.</i> 1992	Ecosse	12,2	-	Augmentation
Mason et O'Sullivan, 1992	Irlande	-	15,8	Augmentation
Mason <i>et al.</i> 1993a	Grande-Bretagne	9,1	-	Stables
O'Sullivan <i>et al.</i> 1993	Irlande	14,9	-	Augmentation
Mason et Macdonald, 1994	Grande-Bretagne	7,5	94,3	Augmentation
Lafontaine, 1995	France	-	18,2	Augmentation
Tans <i>et al.</i> 1996	France	-	40,8	Stables
Gutleb et Kranz, 1998	Autriche	4,0	38,0	Augmentation
Kruuk et Conroy, 1998	Ecosse	-	11,4	Augmentation
Roos <i>et al.</i> 2001	Suède	-	82,2	Stables
Colas <i>et al.</i> 2005	France	-	9,9	Augmentation

de loutres d'Europe disponibles dans la bibliographie, et l'état des populations correspondantes.

D'une manière globale, on peut remarquer que les concentrations des composés organochlorés dans les tissus sont supérieures à celles observées dans les épreintes, ce qui tend à confirmer la forte rétention de ces produits, et particulièrement des PCBs, au niveau du tractus digestif de la loutre, puis leur accumulation dans les organes (tableau III.6) (Mason *et al.* 1992 ; Smit *et al.* 1994, 1998). Certaines études mettent en évidence des concentrations élevées en organochlorés dans les tissus, proches, voire supérieures, au seuil toxique « théorique » de 50 mg.kg⁻¹. Ainsi, Roos *et al.* (2001) et Mason et Macdonald (1994) citent, respectivement, des concentrations moyennes de 82,2 et 94,3 mg.kg⁻¹ poids de lipides. Les populations suédoises et britanniques correspondantes sont pourtant stables, voire en expansion (tableau III.6). Si ces concentrations importantes ne semblent donc pas constituer une menace directe pour les populations citées, leurs états respectifs de conservation seraient tout de même probablement meilleurs sans cette contamination. En revanche, certains individus paraissent particulièrement affectés. Mason et O'Sullivan (1993) citent ainsi des observations de loutres montrant des signes de désorientation, et retrouvées ensuite mortes, les concentrations tissulaires en organochlorés dépassant 100 mg.kg⁻¹. Une éventuelle différence d'accumulation des organochlorés avec l'âge ou selon le sexe des individus, s'avère difficile à montrer, en raison des méthodes de collecte des loutres (Roos *et al.* 2001). Dans un article de synthèse, Gutleb (2000) souligne l'existence d'une corrélation négative entre les concentrations en PCBs et l'état des populations, dans plusieurs pays d'Europe. Les concentrations relativement faibles mesurées en France, par Lafontaine (1995) ou très récemment par Colas *et al.* (2005) sur les populations assez prospères de l'ouest du pays, tendent à accréditer cette thèse, défendue également par Mason (1995) et Smit *et al.* (1998) (tableau III.6). La diminution progressive des concentrations en PCBs des tissus de loutres britanniques en expansion, observée par Mason (1998), va également dans le même sens.

A contrario, plusieurs travaux de Hans Kruuk *et coll.* sur les loutres d'Ecosse, et particulièrement des Iles Shetland, font état de concentrations en organochlorés très importantes dans des populations prospères, qui par ailleurs n'ont jamais subi le déclin massif observé presque partout ailleurs (Kruuk et Conroy, 1991, 1996 ; Kruuk, 1997, 2006). Il semblerait que la ressource alimentaire abondante, ainsi que l'habitat préservé des Shetland permettent un recrutement important de l'espèce, susceptible, selon ces auteurs, de compenser ou d'occulter les pertes, d'origine routière ou consécutives à une contamination. Ainsi, les

populations fragilisées par le piégeage, la diminution de leurs ressources trophiques et la détérioration de leur habitat seraient nettement plus sensibles à la contamination par les composés organochlorés, dans la mesure où leur faible taux de reproduction ne leur permet plus cette compensation. La notion de seuils toxiques pour l'espèce devrait donc être préalablement adaptée aux statuts locaux des populations (Kruuk et Conroy, 1996).

De rares études se sont focalisées sur d'autres espèces de loutres du monde, comme la loutre à joues blanches (*Aonyx capensis*), ou la loutre à cou tacheté (*Lutra maculicollis*), en Afrique du Sud (Mason et Rowerowe, 1992). Il ressort de cette étude que de nombreux composés organochlorés se retrouvent également dans les épreintes de ces loutres. Ainsi, le DDE, les PCB et la dieldrine sont presque systématiquement retrouvés, de même que des traces de DDD et de DDT. En revanche, le lindane n'est pas retrouvé, contrairement aux études européennes, probablement parce que ce produit n'est pas utilisé dans cette partie du monde. Par ailleurs, les concentrations en contaminants sont significativement plus élevées chez la loutre à joues blanches que chez la loutre à cou tacheté. Dans la mesure où une partie de l'habitat de ces deux espèces, donc leur exposition aux polluants, est commun, cela pourrait signifier que les capacités d'excrétion, ou la métabolisation des organochlorés serait variable au sein des lutrinés, comme elles semblent l'être au sein des mustélidés (Mason et Rowerowe, 1992 ; Elliott *et al.* 1999).

Dans une étude consacrée à la loutre de mer (*Enhydra lutris nereis*) dans le Golfe de Californie, Nakata *et al.* (1998) ont mesuré les concentrations de composés organochlorés dans des individus retrouvés morts le long des côtes. Les valeurs moyennes pour la somme de l'ensemble des organochlorés (PCBs, DDTs, et HCHs) ont atteint $0,55 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le foie et $1,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids frais dans le rein de ces individus. Les valeurs observées étaient significativement supérieures dans les baies caractérisées par des intrants importants en provenance du milieu terrestre, soulignant le caractère très casanier de cette espèce, et son rôle d'indicateur local de contamination. Par ailleurs, les loutres mortes de cause inconnue affichaient des concentrations supérieures à celles décédées de maladie ou de traumatisme (chocs avec des embarcations), et leur âge moyen était inférieur à celui de ces dernières. Les auteurs mettent ainsi en relation la contamination par les organochlorés et le recrutement au sein de petites populations locales de loutres de mer (Nakata *et al.* 1998). Par ailleurs, Kannan *et al.* (2004), à partir des profils de PCBs de ces loutres de mer et de leurs proies, suggèrent que cette espèce serait capable de métaboliser les congénères les moins chlorés (non-coplanaires, à activité *Dioxin-like* modérée) avec efficacité.

2.1.1.3 CONTAMINATION DES PROIES ET TRANSFERT A LA LOUTRE

Au cours des quinze dernières années, de nombreuses études ont été consacrées au transfert potentiel des composés organochlorés à la loutre par ses proies, essentiellement les poissons. Les études prenant également en compte les proies complémentaires de l'espèce, comme les amphibiens, les crustacés ou les mammifères, afin d'évaluer la toxicité du bol alimentaire moyen de la loutre sont, en revanche, très rares.

Comme dans le cas des tissus ou des épreintes de loutres, des seuils de concentration en PCBs dans les poissons, ou dans les proies en général, susceptibles d'entraîner des effets délétères chez la loutre ont été établis, en fonction de différents critères et selon différentes méthodes (Macdonald et Mason, 1992 ; Leonards *et al.* 1994). Ainsi, on distingue :

1. Des valeurs proposées par Macdonald et Mason (1994), à partir d'une modélisation basée sur des données concernant des proies (poissons) et des épreintes de loutres :
 - < 26 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de PCBs dans les poissons : valeur sans effet ;
 - > 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de PCBs dans les poissons : seuil critique, entraînant des altérations de la reproduction en cas d'exposition prolongée.

2. Des valeurs proposées par Leonards *et al.* (1994), à partir de la modélisation de données concernant le vison d'élevage, extrapolées, secondairement, à la loutre :
 - < 145 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de PCBs dans les poissons : valeur sans effet ;
 - > 371 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de PCBs dans les poissons : seuil critique, entraînant des altérations de la reproduction en cas d'exposition prolongée.

Ces seuils diffèrent d'un facteur 5, ce qui souligne, d'une part, les difficultés inhérentes à la comparaison des différentes études, en lien, notamment, avec le choix des méthodes analytiques (mode de détection, nombre et nature des congénères détectés, mode d'intégration). D'autre part, il existe un débat relativement vif sur la pertinence de ces valeurs seuils, compte tenu de ces différences méthodologiques, et des différences de sensibilité aux PCBs existant au niveau interspécifique, entre le vison et la loutre, mais aussi au niveau

interindividuel, pour une espèce donnée (Smit *et al.* 1994, 1998 ; Kruuk, 1997 ; Lafontaine et De Alencastro, 1999 ; Ruiz-Olmo *et al.* 2000).

Une valeur seuil intermédiaire, fixée à 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de PCBs dans les poissons, suggérée ou retenue dans certaines études (Mateo *et al.* 1999 ; Guitart *et al.* 2005) peut paraître pertinente et intégrer ces différents biais.

Hugla *et al.* (1995), ont mesuré la contamination du barbeau commun (*Barbus barbus*) par les PCBs, dans la partie belge du bassin de la rivière Meuse. Il ressort de cette étude que les PCBs, dont la concentration moyenne dans les tissus, très élevée, atteint 20 mg.kg^{-1} poids sec, altèrent l'ultrastructure du foie et des membranes mitochondriales, et augmentent l'activité des mono-oxygénases du cytochrome P450 chez le barbeau. Des fonctions essentielles, comme la reproduction, sont alors perturbées, ce qui pourrait expliquer la diminution observée des populations locales de cette espèce. Par ailleurs, les teneurs en PCB augmentent avec l'âge, dans tous les tissus, et ne varient pas en fonction du sexe. Cette bioaccumulation avec l'âge a également été observée chez le chevaine (*Leuciscus cephalus*) par Hugla *et al.* (1998), mais ne semble pas, pour autant, universelle chez les cyprinidés (Lafontaine et De Alencastro, 1999). Il n'y aurait donc pas d'élimination des PCBs par transfert, lors du développement des œufs chez certaines espèces, alors que le phénomène semble exister chez l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) (Monod et Keck, 1982). Le barbeau et le chevaine apparaissent donc comme des espèces très sensibles aux PCB, plus sensibles que d'autres cyprinidés, que les percidés ou les salmonidés, au vu des ces différences physiologiques (Hugla *et al.* 1995). La consommation par la loutre de ces espèces sensibles l'exposerait donc particulièrement à la contamination par les PCBs.

Au Luxembourg, les organochlorés ont également été mesurés dans différentes espèces de poissons, dans le but d'évaluer une incidence possible sur la loutre, par Hugla *et al.* (1998). Si les pesticides organochlorés, dont les concentrations sont relativement faibles, ne semblent pas représenter de menace pour le prédateur, en revanche, les concentrations en PCBs atteignent des valeurs élevées, comprises entre 50 et 500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, très variables d'une espèce et d'une rivière à l'autre. Les anguilles et les chevaines sont les espèces les plus contaminées, probablement en relation avec leur régime alimentaire, de type prédateur et omnivore, respectivement. Par ailleurs, le cycle reproducteur particulier de l'anguille ne permet pas de détoxification de l'adulte. La consommation de ces espèces par la loutre, très documentée dans ce type de rivières (Kruuk, 2006), l'exposerait donc à des concentrations supérieures aux seuils critiques pour l'espèce. Il a, par ailleurs, été montré que les poissons issus d'opérations de soutien de populations (alevinages, lâchers d'adultes), parfois préférés

par la loutre aux poissons autochtones en raison de leur facilité de capture, sont moins contaminés par les PCBs que ces derniers (Hugla *et al.* 1998 ; Jacobsen, 2004).

En Espagne, des études de la contamination des poissons de Catalogne et des monts Cantabriques par les organochlorés ont été menées, préalablement aux programmes de réintroduction de la loutre (Mateo *et al.* 1999 ; Guitart *et al.* 2005). Les concentrations en organochlorés, et particulièrement en PCBs, DDT et ses dérivés, et HCH dans les poissons sont, en général, inférieures à 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, valeur seuil définie ci-dessus. Ces valeurs relativement faibles tendent à augmenter entre l'amont des bassins, choisis pour la réintroduction des loutres, et leur partie aval. Les valeurs observées sont également supérieures chez les cyprinidés sédentaires des parties basses des bassins, par rapport aux mugilidés, espèces migratrices (Mateo *et al.* 1999 ; Guitart *et al.* 2005).

En France enfin, plusieurs auteurs ont étudié la distribution des congénères de PCBs dans les tissus de poissons, en relation avec le statut de la loutre (Lafontaine et De Alencastro, 1999 ; Mazet *et al.* 2004, 2005). Les espèces piscicoles considérées, tout comme les méthodes de mesure et d'intégration des données brutes diffèrent selon les études, mais, globalement, les conclusions de ces travaux sont comparables. Les concentrations en PCBs dans les poissons sont variables d'un bassin versant à l'autre, et d'une espèce piscicole à l'autre, pour un bassin versant donné. Ainsi, sur la rivière Scorff en Bretagne, où la loutre est présente et sédentaire, les anguilles (*Anguilla anguilla*) sont les plus contaminées, leurs concentrations en PCBs atteignent 120 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais. Ces anguilles sont 2,2 fois plus contaminées que les truites farios (*Salmo trutta fario*), elles-mêmes 1,4 fois plus contaminées que les chabots (*Cottus gobio*) et les vairons (*Phoxinus phoxinus*) (Lafontaine et De Alencastro, 1999). La consommation d'anguilles par la loutre l'exposerait donc, dans ces rivières, à des concentrations en PCBs dépassant le seuil défini ci-dessus. Cependant, son régime alimentaire n'est probablement pas composé exclusivement d'anguilles, et la contamination de son bol alimentaire global est sans doute inférieure à cette valeur seuil. Dans le bassin du Rhône, d'importantes variations entre les bassins versants sont également notées. Si les concentrations en PCBs des poissons de 10 espèces de la rivière Drôme, inférieures à 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, ne semblent pas constituer un facteur critique pour la loutre, en revanche, les concentrations en PCBs des poissons des mêmes espèces de la rivière Ardèche, où la loutre a été récemment redécouverte, sont nettement plus élevées (Mazet *et al.* 2004, 2005). En effet, la concentration moyenne atteint 135 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais pour ces 10 espèces, et celle des anguilles atteint 524 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Pour ce site d'étude, relativement peu éloigné du précédent, le risque de contamination de certains individus par des concentrations élevées de PCBs est

Tableau III.7. Principales caractéristiques chimiques, minerais d'origine du plomb, du cadmium, du cuivre, du mercure et de l'arsenic.

	Plomb	Cadmium	Cuivre	Mercure	Arsenic
Symbole	Pb	Cd	Cu	Hg	As
Masse atomique	270	112	63,5	200,6	74,9
Masse volumique (g.cm ⁻³)	11,35	8,6	8,9	13,6	5,72
Température d'ébullition (°C)	1740	765	2567	357	817
Minerai d'origine	Galène	Scories de zinc	Chalcocite, Chalcopyrite	Cinabre	Mispickel Orpiment

important, mais des conclusions relatives à la contamination et la pérennité de populations s'avèrent difficiles à établir.

Selon l'espèce piscicole considérée, la quantité d'organochlorés bioaccumulés dans les tissus de ces poissons, et donc potentiellement transférables à la loutre, est très variable, en fonction du bassin versant considéré, de la physiologie générale du poisson, de son comportement alimentaire ou reproducteur, ou de son espérance de vie (Gutleb et Kranz, 1998, Lafontaine et De Alencastro, 1999 ; Mazet *et al.* 2004, 2005). Le transfert à la loutre de ces composés dépend donc de la contamination globale de l'environnement, mais aussi des espèces consommées par la loutre, ce dernier facteur étant également variable selon les lieux considérés (voir chapitre I).

2.1.2 LES ELEMENTS TRACES

2.1.2.1 DEFINITION ET TOXICOLOGIE

Les éléments traces se définissent comme l'ensemble des éléments chimiques présents à de faibles concentrations dans un organisme donné. On distingue, d'une part, les éléments traces *essentiels*, également parfois nommés oligo-éléments, et nécessaires en très petites quantités au fonctionnement des êtres vivants, comme le cuivre, composant de l'hémoglobine et impliqué dans la fonction immunitaire, ou le zinc et le sélénium, impliqués dans le fonctionnement enzymatique. D'autre part, on distingue les éléments traces dits *non essentiels*, pour lesquels aucun rôle physiologique n'est encore connu (Chappuis et Favier, 1995).

Les éléments traces essentiels font l'objet d'une régulation partielle par l'organisme, tandis que les éléments traces non essentiels ont tendance à s'accumuler avec l'âge des organismes, en fonction du niveau d'exposition auquel ceux-ci sont soumis. Qu'ils soient essentiels ou non cependant, ces éléments traces peuvent avoir des effets toxiques, si les concentrations dépassent leurs capacités de régulation par l'organisme (Cassereau, 2001).

Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi d'étudier la présence de cinq éléments traces dans les tissus de la loutre d'Europe : le plomb (Pb), le cadmium, (Cd), le cuivre (Cu), le mercure (Hg) et l'arsenic (As). Le tableau III.7 résume leurs propriétés chimiques principales. A l'exception de l'arsenic, ces éléments sont des métaux, et leur masse atomique élevée leur confère l'appellation de « métaux lourds ». L'arsenic est un métalloïde, ce qui signifie qu'à la différence des précédents, ses propriétés chimiques sont intermédiaires entre un élément métallique et un élément non métallique.

Le Plomb (Pb)

L'utilisation industrielle est la source principale de la présence de plomb dans l'environnement, l'érosion naturelle de la galène étant faible. Le plomb, métal facile à façonner, a été utilisé dans l'imprimerie et les canalisations, mais aussi dans les peintures, et comme anti-détonnant dans la fabrication des carburants, entre autres.

Le plomb pénètre l'organisme par ingestion ou inhalation, est transporté par le sang et se fixe très rapidement aux organes : 90% de la quantité totale de plomb présent dans l'organisme est fixé sur les os, le reste dans les organes mous (rein, foie, rate) et le sang (Pain, 1995). Le plomb est partiellement éliminé dans les urines et les fèces, mais aussi la salive, la sueur et les phanères. Le plomb inhibe plusieurs enzymes nécessaires à la synthèse de l'hème et diminue ainsi l'érythropoïèse, et provoque l'hémolyse sur les hématies circulantes, ce qui entraîne des hémorragies, ainsi que des lésions du foie et des reins. Il exerce par ailleurs une action toxique sur le système nerveux central et périphérique (saturnisme), en perturbant la synthèse et l'action de l'acétylcholine. Il en résulte entre autres des troubles de coordination, des convulsions, des troubles de la reproduction, des cécités (Richard-Mazet, 2005). Chez les mammifères, ces divers troubles neurologiques semblent toucher particulièrement les jeunes individus (Hoffman *et al.* 2001).

Le Cadmium (Cd)

Le cadmium est un constituant mineur de certains minerais, sa principale source naturelle est le volcanisme. Sous-produit de l'extraction du zinc, les usages du cadmium sont multiples en industrie, qui constitue sa source majeure dans l'environnement du fait de son très faible recyclage (Ramade, 1992). Il rentre entre autres dans la composition des alliages métalliques, en électronique, dans les batteries, grâce à sa grande résistance à la corrosion. Le cadmium est également utilisé dans la synthèse de pigments et de matières plastiques, il est dispersé dans l'atmosphère lors de la combustion de ces produits. Le cadmium est également présent dans les fertilisants utilisés en agriculture (superphosphates), ce qui constitue une source de contamination des sols.

Le cadmium pénètre l'organisme par ingestion, en particulier d'aliments d'origine aquatique, qui sont les plus riches en cadmium (Cossa et Lassus, 1989 ; Amin *et al.* 2003). Il circule fixé à l'hémoglobine des hématies, et se fixe préférentiellement dans les reins et le foie, dont les tissus représentent plus de 50% de la charge totale de l'organisme en cadmium. L'entrée du cadmium dans les cellules rénales ou hépatiques induit la synthèse de métallothionéines, qui le fixent et limitent alors son action toxique. Si la synthèse de ces

protéines ne permet plus une fixation totale du cadmium, les effets toxiques apparaissent, principalement sous la forme de troubles du fonctionnement rénal (Elinder et Järup, 1996). Les signes cliniques sont ceux de l'insuffisance rénale, comme la protéinurie et la perturbation de l'excrétion phospho-calcique, fragilisant les os (maladie dite Itai-Itai). On note également des troubles cardiovasculaires (hypertension), rarement létaux, et des lésions gonadiques, pouvant aller jusqu'à la nécrose et la stérilité. L'élimination du cadmium est un processus lent, particulièrement chez les mammifères, ce composé tend donc à s'accumuler avec l'âge. Il semble qu'il n'existe pas de transfert placentaire du cadmium, dans la mesure où les nouveaux-nés en sont pratiquement exempts. Le lait maternel constitue par contre une voie de contamination non négligeable (Wren, 1983 ; Wren *et al.* 1995). Selon certains auteurs, les mammifères marins auraient développé un système de détoxification, leur permettant d'afficher des concentrations rénales en cadmium importantes sans manifester de troubles cliniques (Dietz *et al.* 1998).

Le Cuivre (Cu)

Dans le milieu naturel, le cuivre se trouve surtout sous forme de sulfures cuivreux ou cuivriques (valences respectives de +1 et +2), d'oxydes de cuivre ou de carbonates basiques. On le trouve dans les roches basaltiques, les schistes, les roches sableuses et dans une moindre mesure le granite. Le cuivre est également abondant dans les sols, très largement complexé à la matière organique, ce qui conditionne sa voie d'entrée dans les réseaux trophiques terrestres par l'intermédiaire des végétaux. Ses utilisations humaines sont très importantes, à la fois en termes de diversité d'utilisation que de quantités mobilisées. A l'état métallique, le cuivre est utilisé en électricité, en métallurgie et chaudronnerie, il sert de catalyseur, est utilisé dans les pigments ou en photographie. Le cuivre est un agent anti-rouille et constitue un biocide naturel, particulièrement par son action antifongique et insecticide. Ces propriétés expliquent son importante utilisation en plomberie (conduites d'eau), pour la couverture des toits, pour la fabrication de biocides (bouillie bordelaise, vert de malachite) ou la conservation des semences (Cassereau, 2001 ; Srivastava *et al.* 2003 ; Richard-Mazet, 2005). Parmi les 5 éléments traces étudiés ici, le cuivre est le seul à être essentiel. Le cuivre est en effet un cofacteur important de nombreuses protéines, il est impliqué dans l'hématopoïèse, le fonctionnement du système nerveux central, la pigmentation et joue également le rôle d'antioxydant. Ce caractère essentiel explique son utilisation en supplémentation comme facteur de croissance dans l'industrie agro-alimentaire, notamment dans l'élevage du porc.

Chez les mammifères, le cuivre ingéré est capté par les acides aminés ou les métallothionéines des cellules entériques. Ces dernières pouvant fixer également d'autres ions bivalents, la résorption du cuivre peut ainsi être perturbée par la présence de zinc (Zn^{2+}), de cadmium (Cd^{2+}), de fer (Fe^{2+}), entre autres. Le cuivre circule ensuite fixé sur des acides aminés ou dans les hématies jusqu'au noyau et aux mitochondries des hépatocytes, le foie étant le principal organe de stockage du cuivre. La redistribution du cuivre à partir du foie se fait par l'intermédiaire de la céruloplasmine. Les teneurs importantes de cuivre dans les sols et les végétaux expliquent les différences de concentrations entre le foie des monogastriques et celui des ruminants (10 à $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et 100 à $400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, respectivement). Le cuivre est essentiellement éliminé par la bile, et dans une moindre mesure par la sueur, la salive et les phanères (Cassereau, 2001). La concentration hépatique en cuivre augmente avec l'âge, et est supérieure chez les femelles. Au cours de la gestation, on note une augmentation du taux de céruloplasmine, le cuivre stocké dans le foie de la mère est alors transféré au fœtus. Les affections rénales augmentent la cuprémie.

De façon spontanée, l'intoxication par le cuivre est surtout possible chez les ruminants, compte tenu de leur exposition. Dans un premier temps, le cuivre est stocké dans le foie, mais dès que les capacités de stockage de cet organe sont dépassées, les signes d'intoxication apparaissent : hypertension artérielle, anémie, dommages hépatiques et rénaux, syndrome hémolytique. On soupçonne par ailleurs l'existence de risques cancérogènes, mutagènes, et des atteintes du système endocrinien. La dose toxique *per os* est de l'ordre de $15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les ruminants, et supérieure à $250 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez les monogastriques (Cassereau, 2001). L'utilisation importante du cuivre pour les activités humaines et sa disponibilité dans les sols et dans l'eau augmente l'exposition de l'ensemble des organismes. Dans les milieux aquatiques, le cuivre, issu du lessivage de sols traités, des eaux usées, ou employé pour le contrôle du développement de certaines espèces (microalgues, gastéropodes), est susceptible de déséquilibrer les communautés de microorganismes par effet toxique direct, de perturber ensuite l'ensemble des réseaux trophiques et de s'accumuler jusqu'aux prédateurs (Kannan *et al.* 1999, 2004 ; LeJeune *et al.* 2006).

Le Mercure (Hg)

Le mercure est le seul métal présent sous forme liquide à température ambiante. Le mercure est présent dans l'écorce terrestre sous forme de sels, dont la forme la plus fréquente est le cinabre (sulfure mercurique). L'activité volcanique et l'évaporation de surface des océans sont à l'origine de la présence de vapeurs de mercure dans l'atmosphère, qui

s'oxydent sous l'action de la lumière et deviennent alors hydrosolubles, avant de retomber sur les sols et de rejoindre les eaux de surface avec les précipitations. En milieu aquatique, sous l'action de bactéries, le mercure peut être méthylé, particulièrement dans les systèmes limniques ou les marécages (Matilainen et Verta, 1995). Ce processus aboutit à la formation de méthyl-mercure ($\text{CH}_3\text{-Hg}$), liposoluble et susceptible de s'accumuler dans les réseaux trophiques aquatiques, et le diméthyl-mercure ($((\text{CH}_3)_2\text{-Hg})$, composé volatil qui rejoint le cycle atmosphérique du composé. Ces sources naturelles sont à l'origine de la majeure partie du mercure présent dans l'environnement. Il existe néanmoins des sources anthropiques de mercure dans l'environnement, comme l'extraction des métaux, la fabrication de certains produits chimiques (acétaldéhyde), de peintures, certains procédés de traitement du bois ou la conservation de semences (Boening, 2000).

La toxicité du mercure chez les mammifères est très variable suivant la forme chimique considérée et sa solubilité. Ainsi, la forme liquide du mercure est considérée comme étant très peu toxique, dans la mesure où son absorption orale est rare et où son élimination est quasi-totale (99%) par les voies naturelles (urines, selles) (Cassereau, 2001). Les vapeurs de mercure métallique sont transférées dans le sang par inhalation, l'organe cible de ces vapeurs étant le cerveau. Les formes ionisées de mercure pénétrant l'organisme par voie orale ou cutanée se concentrent sur les ligands portant des groupements thiols (-SH), comme les protéines, puis dans le foie et les reins. L'ion Hg^{2+} induit la synthèse des métallothionéines, qui constituent alors un système de protection contre cet élément, ceci pouvant perturber secondairement le métabolisme du cuivre (voir ci-dessus). La toxicité des formes inorganiques du mercure dépendent de leur solubilité, le chlorure de mercure est reconnu comme étant la forme inorganique la plus toxique, provoquant à terme des réactions auto-immunes. Enfin, les formes organiques du mercure, comme le méthyl-mercure, sont très toxiques, du fait de leur accumulation dans certains tissus et de leur bioamplification dans les réseaux trophiques (Cassereau, 2001 ; Colas *et al.* 2005). Le méthyl-mercure apporté par les aliments, en particulier tous les produits de la mer, comme les coquillages, les crustacés et les poissons, est très bien résorbé, jusqu'à 95%. Il se lie également aux groupements thiols des protéines, n'induit pas la synthèse des métallothionéines, et peut former des composés hydrosolubles et/ou liposolubles en fonction du ligand. Le méthyl-mercure peut donc se distribuer dans tous les organes, et franchir les barrières hémato-méningée et placentaires. Il a par ailleurs été suggéré que la présence de méthyl-mercure au sein des producteurs primaires peut perturber leur synthèse d'acides gras polyinsaturés, puis diminuer le transfert de ces acides gras vers les consommateurs primaires, et par extension vers l'ensemble du réseau

trophique, affectant ainsi la croissance et la reproduction des organismes de haut rang trophique (Kainz, *comm. pers.*).

Les conséquences à long terme de l'exposition au méthyl-mercure sont des lésions nerveuses, provoquant chez l'adulte des troubles de l'équilibre et de la vision. Dans le cas d'exposition grave lors de la gestation, le fœtus est particulièrement exposé au méthyl-mercure, qui peut occasionner de sévères dommages cérébraux, et perturber les divisions et les migrations cellulaires en se fixant sur les protéines qui forment les microtubules du cytosquelette. L'ensemble du développement de l'organisme est alors perturbé. Le cas le plus tristement célèbre d'intoxication par le méthyl-mercure est certainement celui des pêcheurs de la baie de Minamata, au Japon, dont la découverte en 1956 est considérée comme l'un des événements fondateurs de l'écotoxicologie (Forbes *et al.* 1997). Une usine de fabrication d'acétaldéhyde a provoqué la contamination par le mercure de la chaîne alimentaire de la baie. La population a rapidement montré de très graves symptômes d'intoxication, et de lourds effets tératogènes sont apparus dans les générations postérieures.

Il existe cependant un système de détoxification de certains organismes, d'une part par l'excrétion incomplète du méthyl-mercure dans les phanères lors de la mue, ce phénomène a d'ailleurs été décrit chez plusieurs espèces de mammifères, dont les loutres et les visons (Halbrook *et al.* 1994, 1997 ; Hyvärinen *et al.* 2003). D'autre part, les cellules phagocytaires ou de la microflore intestinale, peuvent amener à la séparation du groupement méthyl et une élimination de l'ion Hg^{2+} . Certains mammifères marins, comme les Cétacés et les Pinnipèdes, ont semble-t-il développé un système de complexation du mercure avec le sélénium (Se), limitant ainsi sa toxicité (Martoja et Berry, 1980 ; Cassereau, 2001).

L'arsenic (As)

L'arsenic est un élément présent dans de nombreux minéraux, ses principaux minerais sont le mispickel et le réalgar. Par lessivage et contamination naturelle, il est présent dans le sol, l'eau et l'air. Environ un tiers de l'arsenic dans l'atmosphère provient de sources naturelles, comme le volcanisme, le reste résulte d'activités humaines. Des procédés industriels tels que l'exploitation minière, la fonte de minerais et le fonctionnement des centrales électriques au charbon contribuent à la présence d'arsenic dans l'air, l'eau et le sol. Certains pesticides agricoles, ainsi que des substances chimiques utilisées dans le traitement du bois contenaient de l'arsenic. L'arsenic est également utilisé en microélectronique, en informatique et dans l'industrie pharmaceutique, où il intervient dans la synthèse de médicaments.

Il peut exister sous une forme organique ou inorganique, l'arsenic inorganique étant généralement considéré comme étant plus toxique. L'arsenic est chimiquement très similaire au phosphore, et il peut s'y substituer dans un très grand nombre de réactions au sein des organismes, en perturbant gravement leur fonctionnement. Il a, par ailleurs, tendance à s'accumuler dans les organismes. Chez les mammifères, une intoxication aiguë est généralement rapidement mortelle, après une phase de graves troubles digestifs et cardiorespiratoires. Les intoxications chroniques se manifestent par des atteintes cutanées, des muqueuses, de l'état des phanères, de l'anémie, des troubles moteurs, ainsi que des atteintes digestives, hépatiques et rénales. Chez l'homme, plusieurs études épidémiologiques ont révélé une augmentation de la fréquence des cancers et du nombre d'aberrations chromosomiques, ainsi que des effets tératogènes et embryotoxiques chez des employés exposés à l'arsenic. Ces mêmes effets ont été observés chez les animaux pour lesquels les effets de l'intoxications à l'arsenic ont été étudiés (base de données Biotox, INRS).

2.1.2.2 CONTAMINATION DES LOUTRES

Les éléments traces font l'objet de nombreuses études, à la fois en écotoxicologie animale et en épidémiologie humaine. Nous avons choisi ici de présenter, dans le tableau III.8, les résultats d'études disponibles ne concernant que les différentes espèces de loutres, en nous focalisant évidemment sur la loutre d'Europe. La plupart de ces travaux portent sur des échantillons de taille généralement réduite, et utilisent des animaux retrouvés morts le long des routes ou noyés dans des engins de pêche, mais n'ayant pas été choisis aléatoirement. Une exception notable peut être cependant citée, publiée récemment en France (Colas *et al.* 2005), dans laquelle les tissus de plusieurs dizaines de loutres ont fait l'objet de recherche de nombreux éléments métalliques.

Les études de distribution de métaux dans les tissus de loutres se sont focalisées sur le **mercure** pendant une longue période, avant de se diversifier plus récemment. Cet élément est en effet le seul, à notre connaissance, à avoir entraîné des signes cliniques d'intoxication chez la loutre, voire des cas de mortalité, relatés dans la bibliographie. Ainsi, Kruuk et Conroy (1991), ainsi que Gutleb *et al.* (1998), font mention de quelques cas de loutres retrouvées mortes près de sites lourdement contaminés par le mercure. Des troubles du comportement et de l'équilibre ont été observés pour l'une d'entre elles, préalablement à la mort. Les concentrations hépatiques en mercure de ces individus ont atteint 30 à 96 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec. Aulerich *et al.* (1972) ont effectué des études expérimentales relatives aux concentrations

Espèce, Référence	Support	Plomb (Pb)	Cadmium (Cd)	Cuivre (Cu)	Mercurure (Hg)	Arsenic (As)
<i>Lutra lutra</i>						
Mason <i>et al.</i> 1986	foie rein	2,2 (0-5,9)	0,3 (0-0,6) 0,6 (0-3,8)	- -	5,4 (1,2-20,5)	- -
Mason et Madsen, 1992	foie	-	-	-	2,3 (0,03-12,4)	-
Kruuk <i>et al.</i> 1997	foie	-	-	-	13,3 (0,3-44,7)	-
Gutleb <i>et al.</i> 1998	foie rein	0,8 (0,3-2,2)	0,3 (0,1-0,5) 0,5 (0,2-0,9)	17,1 (7,0-24,5) 11,4 (2,9-17,4)	0,7 (0,02-2,6) 0,4 (0,04-0,9)	- -
Cassereau, 2001	foie rein	- -	0,1 (0,02-0,7) 0,5 (0,03-2,0)	28,2 (5,3-87,2) 11,8 (7,3-26,8)	5,7 (2,3-14,6) 3,6 (1,4-11,2)	- -
Hyvärinen <i>et al.</i> 2003	foie rein	- -	0,4 (-) 1,3 (-)	40,0 (-) -	3,5 (-) 1,0 (-)	- -
Colas <i>et al.</i> 2005	rein	0,7 (-)	0,5 (-)	11,8 (-)	4,7 (-)	0,1 (-)
<i>Lontra canadensis</i>						
Halbrook <i>et al.</i> 1994	foie	-	-	-	7,13 (2,8-16,3)	-
Harding <i>et al.</i> 1998	foie	1,8 (-)	0,4 (-)	25,4 (-)	3,01 (-)	-
<i>Pteronura brasiliensis</i>						
Fonseca <i>et al.</i> 2005	foie rein	- -	- -	- -	2,9 (1,5-4,3) 2,8 (1,1-4,6)	- -
<i>Enhydra lutris</i>						
Kubota <i>et al.</i> 2001	foie	-	-	-	-	2,7 (0,8-5,7)

Tableau III.8. Concentrations moyennes et valeurs extrêmes de plomb, de cadmium, de cuivre, de mercure et d'arsenic dans différents tissus de plusieurs espèces de loutres à travers le monde. Les données sont exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de matière sèche.

toxiques des différentes formes du mercure dans l'alimentation des visons américains (*Mustela vison*), dont les résultats ont été étendus aux loutres de rivières (*Lontra canadensis*) par O'Connor et Nielsen (1980). Pour ces deux espèces, 5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec de méthylmercure ajoutés à la nourriture s'avèrent létaux, après 30 jours dans le cas du vison, 117 jours pour la loutre (Aulerich *et al.* 1972 ; O'Connor et Nielsen, 1980). Gutleb *et al.* (1998) citent également une étude expérimentale dans laquelle des loutres de rivière, dont l'exposition au mercure a entraîné la mort, affichaient des concentrations hépatiques de 33,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, cette valeur pouvant être considérée comme un seuil potentiellement léthal, selon Mason et Wren (2001). Néanmoins, la plupart des études font état de concentrations en mercure nettement plus faibles, le plus souvent inférieures à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie ou les reins, sans entraîner de signes cliniques apparents (tableau III.8).

Evans *et al.* (1998, 2000) et Hyvärinen *et al.* (2003) suggèrent que l'évolution a permis la mise au point d'un système d'élimination du mercure par la mue très efficace chez les loutres, les concentrations en mercure dans le poil, remplacé deux fois par an chez la loutre (Harper et Jenkins, 1982), étant significativement supérieures à celles du foie et du rein. Kruuk *et al.* (1997) soulignent une corrélation positive entre la concentration en mercure et le niveau des précipitations, mettant ainsi en évidence la contribution naturelle à la présence du mercure dans les tissus de la loutre. Une étude récente a relevé des concentrations relativement faibles en mercure dans 2 individus de loutre géante du Brésil issues du Pantanal, un biotope pourtant hautement menacé par le mercure issu de l'orpaillage clandestin (Fonseca *et al.* 2005) (tableau III.8).

La mesure de la concentration du **plomb** dans les tissus des loutres n'a été effectuée que dans un nombre restreint d'études (tableau III.8). Gutleb *et al.* (1998) et Harding *et al.* (1998a) citent des concentrations généralement inférieures à 2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie, ce que Mason *et al.* (1986) ont également observé. Ces valeurs sont largement inférieures au seuil critique de 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, proposé par Ma (1989) pour les tissus des mammifères. Aucun de ces auteurs ne souligne une quelconque conséquence toxicologique sur les loutres, mais cependant, la contribution du plomb à une vaste liste de composés toxiques pouvant agir à plus ou moins long terme est généralement évoquée.

La mesure de la concentration du **cuivre** dans les tissus de loutres est assez récente. L'éventail des concentrations hépatiques ou rénales est relativement large, il s'échelonne de 2,9 à 87,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec suivant les études et les auteurs (tableau III.8), pour des valeurs moyennes le plus souvent inférieures à 30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec. Mason et Wren (2001) citent une concentration de 211 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie de loutres de rivière. Il semble que les

variations interindividuelles de la concentration des organes en cuivre puissent être importantes, Mason et Stephenson (2001) citent des écarts pouvant aller jusqu'à un facteur dix. Comme dans le cas du plomb, aucune conséquence toxicologique liée à l'exposition à de fortes concentrations en cuivre n'est évoquée, il semble d'ailleurs que les concentrations toxiques soient difficiles à évaluer avec précision dans le cas de du cuivre, oligo-élément indispensable au bon fonctionnement des organismes. Cependant, des concentrations élevées seraient susceptibles d'entraîner des troubles cliniques à long terme, si les capacités de stockage par les métallothionéines sont dépassées. Ceci pourrait également perturber le stockage (et donc la détoxification de l'organisme) d'autres éléments traces bivalents par ces métallothionéines.

Les concentrations de **cadmium**, mesurées par différents auteurs dans les tissus de loutres de plusieurs espèces, sont généralement restées faibles, inférieures à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie ou le rein. Les valeurs extrêmes observées sont elles inférieures à $4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec (tableau III.8). Il semble que des concentrations de cet ordre ne soient pas susceptibles d'entraîner de conséquences pathologiques pour les loutres. Il semblerait également que les loutres, et les autres prédateurs piscivores consommant en majorité des proies d'origine dulcicole, soient moins exposées à la contamination par le cadmium que les espèces marines, dans la mesure où cet élément s'avère plus biodisponible en milieu marin (Cassereau, 2001). Selon Gutleb *et al.* (1998), une valeur de $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans les tissus de mammifères est en effet considérée comme un seuil critique, et de telles concentrations n'ont jamais été observées chez les mustélidés.

Les études de la concentration en **arsenic** dans les tissus de loutres sont très rares, et à notre connaissance la seule étude de ce type concernant la loutre d'Europe est celle de Colas *et al.* (2005) (tableau III.8). Les concentrations mesurées en arsenic dans le rein sont faibles ($0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec), et ne semblent pas entraîner de conséquences toxicologiques pour la loutre. Dans une étude consacrée à la distribution de cet élément dans un vaste groupe d'espèces marines, Kubota *et al.* (2001) relèvent des concentrations moyennes de $2,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie d'une dizaine de loutres de mer, et des valeurs maximales atteignant à $5,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec. Il semble qu'il n'y ait pas de variations dans les concentrations hépatiques en arsenic liées au sexe, et ces valeurs n'ont semble-t-il pas entraîné de conséquences toxicologiques pour ces individus. Des études complémentaires concernant cet élément trace s'avèrent donc nécessaires, et aucun seuil toxicologique n'est proposé.

Selon la plupart des études, à l'exception du mercure, les éléments traces ne semblent donc pas constituer une menace toxicologique immédiate pour les loutres. Cependant, ces

éléments demeurent de bons indicateurs de l'état de contamination du biotope occupé par les différentes populations, et les conséquences toxicologiques d'exposition à long terme dans les zones contaminées, souvent récemment recolonisées par l'espèce, restent encore inconnues par manque de recul.

2.1.3 LES ANTICOAGULANTS

2.1.3.1 DEFINITION ET TOXICOLOGIE

Les anticoagulants sont des substances de synthèse destinées à interagir avec le cycle de la vitamine K, impliquée dans la synthèse hépatique de certains facteurs de coagulation sanguine (Thijssen, 1995). Activement utilisés dans le traitement des thromboses artérielles ou veineuses chez l'homme, les anticoagulants le sont également dans le « contrôle » d'espèces indésirables, particulièrement des rongeurs. Le principal anticoagulant utilisé en France contre les campagnols est la bromadiolone, d'autres composés, comme la chlorophacinone et le difénacoum, sont utilisés plus localement. La demi-vie de la bromadiolone atteint 14 à 21 jours, selon le support et le type de sol (Giraudoux *et al.* 2006). La méthode de traitement, généralement effectué en fin d'hiver, consiste à disposer des appâts empoisonnés (grains, carottes, pommes), à proximité des voies de passage des cibles : au sol ou au fond de galeries pour les rats et les campagnols, sur les berges ou sur des radeaux de polystyrène pour les ragondins et les rats musqués. Le mode d'action est relativement lent : en fonction de la quantité d'appât empoisonné ingéré, l'animal ciblé peut survivre plusieurs jours, avant de mourir d'hémorragies, à la suite de traumatismes mineurs (Giraudoux *et al.* 2006).

2.1.3.2 CONTAMINATION DE LA FAUNE

Les espèces cibles sont généralement les campagnols terrestres (*Arvicola terrestris*) et les campagnols des champs (*Microtus arvalis*) pour les dégâts causés au fourrage, ainsi que les ragondins (*Myocastor coypus*) et rats musqués (*Ondatra zibethicus*), pour les dégâts causés aux digues, aux berges de rivières et d'étangs, ou encore les rats surmulots (*Rattus norvegicus*) (Birks, 1998 ; McDonald, 1998 ; Giraudoux *et al.* 2006). Certaines de ces espèces ciblées, en particulier le campagnol terrestre, sont des proies privilégiées de nombreux prédateurs. La persistance élevée de l'anticoagulant dans les tissus du rongeur, même *post-mortem*, entraîne un risque de contamination secondaire du prédateur (Berny *et al.* 1997 ; Giraudoux *et al.* 2006). Par ailleurs, la diminution de l'état général de l'espèce ciblée, préalablement à la mort, rend sa capture plus facile. Les prédateurs ont alors tendance à

choisir préférentiellement ces proies contaminées dans les zones traitées, ce qui augmente d'autant ce risque de contamination secondaire (Murphy *et al.* 1998). La chouette effraie (*Tyto alba*), le milan royal (*Milvus milvus*), la buse variable (*Buteo buteo*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), le putois (*Mustela putorius*), l'hermine (*Mustela erminea*), le vison d'Europe (*Mustela lutreola*), la loutre, le lynx (*Lynx lynx*) ou le sanglier (*Sus scrofa*) sont autant d'espèces dans les tissus desquelles des anticoagulants ont été retrouvés, la liste n'étant d'ailleurs pas exhaustive (Berny *et al.* 1997 ; Birks *et al.* 1998 ; McDonald *et al.* 1998 ; Shore *et al.* 2003 ; Fournier-Chambrillon *et al.* 2004). Pour cette dernière espèce, le risque de contamination humaine existe dans des cas particuliers de sa consommation comme gibier. De plus, la technique d'utilisation des anticoagulants n'étant pas sélective, il existe également un risque de contamination directe d'espèces syntopiques non ciblées, comme par exemple le castor (*Castor fiber*), espèce protégée, ou le campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*), espèce actuellement sans statut mais en forte régression (Noblet, 2001) pour les milieux aquatiques, le lièvre (*Lepus europeus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) ou le lapin (*Oryctolagus cuniculus*), pour les milieux terrestres (Berny, 1997). La contamination de la loutre peut se produire lors de la consommation de certaines de ses proies complémentaires (chapitre I), comme les jeunes ragondins, les rats musqués, ou les campagnols amphibies, la capture de campagnols terrestres demeurant très rare (Dohogne et Leblanc, 2005).

Les concentrations au-delà desquelles un risque toxicologique existe semblent variables selon l'espèce, le régime alimentaire et l'état général de l'individu considéré. Dans l'étude de Fournier-Chambrillon *et al.* (2004), les concentrations hépatiques de la bromadiolone ont atteint 2,0 et 2,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivement pour un vison d'Amérique et un putois, pour lesquels l'exposition à l'anticoagulant est la cause de la mort. La concentration moyenne atteint 6,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le foie de loutres de la même étude, sans entraîner leur mort. Une concentration hépatique moyenne en bromadiolone de 1,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a causé la mort de 22 renards, analysés par Berny *et al.* (1997). Dans cette même étude, les concentrations hépatiques moyennes en bromadiolone ont atteint 0,3 et 0,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivement pour la chouette effraie et la buse variable, également tuées par la consommation de campagnols contaminés. Une étude expérimentale, citée par McDonald *et al.* (1998), indique une concentration en bromadiolone de 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le foie d'hermines tuées par la consommation de campagnols contaminés. Paradoxalement, les prédateurs les plus spécialisés dans la capture de campagnols (hermine, chouette et buse) affichent les concentrations hépatiques en bromadiolone les plus faibles (0,2 à 0,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), les prédateurs capturant très rarement les campagnols (loutre) affichent les concentrations les plus fortes (6,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,

concentration par ailleurs non létale), tandis que les prédateurs plus opportunistes (vison, putois, renard) se caractérisent par des concentrations intermédiaires (1,5 à 2,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Compte tenu du très faible échantillonnage, ces valeurs sont à interpréter avec prudence, mais l'hypothèse de l'intervention de mécanismes de détoxification, induits par la présence des anticoagulants chez les prédateurs les plus exposés, pourrait être avancée. Par ailleurs, les anticoagulants se caractérisant par un effet différé et un caractère accumulatif, l'interprétation d'une valeur ponctuelle peut s'avérer délicate.

Si les cas avérés de mortalité de prédateurs, liée à l'exposition aux anticoagulants restent relativement rares, en regard des surfaces traitées et des quantités utilisées, il n'en demeure pas moins que ces substances toxiques peuvent avoir des effets délétères sur des espèces ou des populations dont l'état de conservation est précaire, ou fragilisé par d'autres facteurs (Berny *et al.* 1997 ; Fournier-Chambrillon *et al.* 2004).

2.2 MATERIELS ET METHODES

2.2.1 METHODOLOGIE DU DOSAGE DES ORGANOCHLORES

1,0 à 8,0 g d'échantillon, selon sa masse initiale, sont ajoutés à 30 ml d'un mélange hexane/acétone (75/25% V/V). Lorsque la quantité et l'état de conservation du tissu le permettent, l'échantillon est fragmenté en vue de réaliser les analyses en duplicats, voire en triplicats. Les échantillons sont broyés manuellement, ou à l'aide d'un Potter. Le surnageant est prélevé et filtré sur une membrane séparatrice de phase (Whatman 1 PS). Cette phase préliminaire d'extraction est réalisée deux fois, puis le surnageant est évaporé à 60°C dans un évaporateur rotatif (Rotovapor®). L'extrait sec est repris dans 5 ml d'hexane. 2 ml d'acide sulfurique fumant (7% SO₃) sont ajoutés, l'ensemble est mélangé au Vortex puis subit une centrifugation à 3000g pendant 10 minutes. Le surnageant issu de cette hydrolyse acide est utilisé pour le dosage des pesticides organochlorés, selon le protocole décrit par Berny *et al.* (2002). Cette hydrolyse acide entraîne, selon (Bernal *et al.* 1992), un risque d'altération de certains pesticides. En parallèle, 1 ml de ce même surnageant issu de la première hydrolyse acide est mélangé à 1 ml de potasse alcoolique à 2%, puis le mélange est placé sous agitation 30 minutes dans un bain-marie à 50°C. A la fin de cette période et après refroidissement, 2 ml d'eau distillée rincée et purifiée à l'hexane sont ajoutés, le mélange est alors centrifugé à 3000 g pendant 10 minutes. Le surnageant subit une seconde hydrolyse acide, par adjonction de 1 ml d'acide sulfurique fumant (7% de SO₃). Après une dernière centrifugation à 3000g pendant 10 minutes, le surnageant est utilisé pour le dosage des PCBs.

L'analyse est effectuée en chromatographie en phase gazeuse, sur un chromatographe HP5890 Series II équipé d'un détecteur à capture d'électrons au nickel (GC-⁶³Ni ECD). Le système est complété par un injecteur automatique HP6890 et un système d'intégration HP3394. La colonne utilisée est de type capillaire (Restek Rtx-5, Macherey-Nagel, Hoerd, France), de 60 m de long, avec un diamètre interne de 0,25 mm, et un film de 0,25 µm d'épaisseur. Le gaz vecteur utilisé est l'azote (99,995 %, Air Liquide), à un débit de 1,2 ml par minute. Le programme de température effectué est le suivant :

- 2 minutes à 75°C,
- puis augmentation de 15°C par minute jusqu'à 150°C,
- puis augmentation de 1,2°C par minute de 150°C à 256°C,
- puis augmentation de 25°C par minute jusqu'à 300°C.

La durée totale de l'analyse est de 110 minutes. Le volume injecté par l'injecteur automatique est de 2 µl, et chaque passage est suivi d'une phase de rinçage à 300°C. Les injections sont effectuées en duplicats. Après 5 échantillons, un rinçage complémentaire est réalisé par l'injection de 2 µl d'hexane. Afin d'éviter tout risque de décalage dans la détection des pics par le système d'intégration, des échantillons de référence (standards) sont injectés régulièrement, et le système est alors, le cas échéant, ré-étalonné.

Les concentrations totales de PCBs données dans cette étude sont calculées comme étant la somme des 16 isomères individuels (congénères) mesurés, dont les nomenclatures IUPAC sont : 28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 et 187. Certains de ces congénères, comme le 128, 138, 153, 169, 170, 180 ou 187 appartiennent aux groupes IV et V des congénères de PCBs, qui figurent parmi les plus toxiques et les moins métabolisables par les organismes. Les standards utilisés proviennent tous de CIL (Sainte-Foy la Grande, France), et leur pureté est supérieure à 99%. La linéarité est déterminée entre 5 et 100 ng/g ($r^2 > 0,99$ sur les standards), et la limite de détection se situe entre 0,5 et 1,0 ng/g pour les différents congénères.

2.2.2 METHODOLOGIE DU DOSAGE DES ELEMENTS TRACES

Le foie et le rein ont été utilisés pour cette analyse, ces organes étant les plus exposés à la bioaccumulation de métaux lourds par leur fonctionnement physiologique. Les prélèvements ont porté sur plusieurs lobes de chacun de ces organes (la loutre est le seul mustélide dont le rein est polylobé, Cassereau, 2001). Le matériel de dissection utilisé est constitué d'alliages neutres ne larguant pas d'éléments métalliques (acier inoxydable). Les

échantillons ont été stockés en emballages non métalliques, pour éviter tout risque de contamination. Le matériel de dissection a été remplacé ou nettoyé par bain d'eau oxygénée 10 volumes entre chaque animal, pour les mêmes raisons.

2.2.2.1 DOSAGES DU PLOMB, DU CADMIUM ET DU CUIVRE

Principe : l'échantillon de foie ou de rein est minéralisé à 700°C, en présence d'acide sulfurique (H₂SO₄) afin de minimiser les pertes de plomb et de cadmium. Les cendres sont ensuite dissoutes dans une solution d'acide nitrique à 10%. La mesure s'effectue enfin par absorption atomique en four avec une cuvette plateforme.

Préparation des échantillons : les prélèvements de tissus (foie ou rein) sont séchés au four dans des barquettes en aluminium, pendant 1 h à 110°C, puis pendant 5 h à 180°C. Le calcul du pourcentage d'humidité correspond à la formule :

$$(PF-PS) / PF-P \times 100$$

Avec : PF : Poids frais en g ;
PS : Poids sec en g ;
P : Poids de la marquette en g.

Après le séchage, les échantillons sont écrasés au pilon, pour obtenir une poudre fine et homogène. 0,3 à 0,5 g de cet échantillon sec est ensuite introduit dans une capsule en porcelaine, et 1 ml d'acide sulfurique à 50 % est ajouté. L'ensemble est ensuite minéralisé pendant 16 h (passage de 20°C à 700°C en 10 h, puis maintien à 700°C pendant 6h). Les cendres obtenues sont reprises dans 2 ml d'acide nitrique, puis chauffées jusqu'à évaporation du liquide. Après refroidissement, 1 ml d'acide nitrique à 10% est de nouveau ajouté, et l'ensemble est transféré dans un tube polypropylène de 10 ml et complété à l'eau ultra pure de type milli-Q. Dans le cas du dosage du cuivre, cette solution est ensuite reprise et diluée 50 fois. L'ensemble des essais est réalisé en duplicats. Des solutions étalons sont préparées, à partir :

- d'une solution mère de plomb à 1000 mg.l⁻¹, la solution finale étant à 20 µg.l⁻¹ ;
- d'une solution mère de cadmium à 500 mg.l⁻¹, la solution finale étant à 5 µg.l⁻¹ ;
- d'une solution mère de cuivre à 1000 mg.l⁻¹, la solution finale étant à 10 µg.l⁻¹.

Dosage : la concentration en métaux est analysée à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique Zeeman (UNICAM 989 QZ), utilisant des lampes spécifiques de chaque métal, à différentes longueurs d'onde (plomb : 217 nm ; cadmium : 228,8 nm et cuivre : 324,8 nm). Les courbes d'étalonnage sont réalisées en 5 points (2 à 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le plomb, 0,5 à 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cadmium et de 1 à 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cuivre).

La concentration en métal est calculée à partir de la courbe d'étalonnage et les résultats sont exprimés en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec. Cette technique permet le dosage de teneurs moyennes comprises entre 100 et 1500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour le plomb, 25 et 500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour le cadmium et 12,5 à 500 mg.kg^{-1} pour le cuivre.

2.2.2.2 DOSAGE DU MERCURE

Principe : la méthode consiste à déterminer la concentration en mercure hépatique par spectrophotométrie atomique après minéralisation humide par micro-ondes focalisées (Ethos®).

Préparation des échantillons : 1 g d'échantillon est introduit dans le matras de minéralisation. On y ajoute 1 ml d'eau milli-Q, 1,5 ml d'eau oxygénée (H_2O_2), et 6 ml d'acide nitrique à 65 %. L'ensemble est ensuite minéralisé dans un four Ethos®, avec pour programme de température : montée jusqu'à 180°C en 10 min puis pallier de 15 min. Une fois minéralisés, les échantillons sont versés en tubes Falcon et conservés au congélateur à - 20°C jusqu'à analyse. Celle-ci a lieu après ajout de permanganate de potassium (à 6,4 %, jusqu'à obtention d'une solution violette), ajustement à 50 ml à l'eau milli-Q décongelée et filtration des cendres sur papier Whatman. Toutes les préparations sont réalisées en double.

Dosage : la concentration en mercure est mesurée par un spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer Analyst, équipé d'une lampe de mercure ELD (180 mA avec la modulation, longueur d'onde 253,7 λ). La concentration en métal est calculée à partir de la courbe d'étalonnage (standard 0 = blanc, standard 1 = 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$, standard 2 = 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$, standard 3 = 15 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et standard 4 = 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Le seuil de détection est de 14 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Pour chaque série, un échantillon à blanc est passé et un autre avec ajout (1 ml de solution à 0,5 mg.l^{-1} de mercure), pour la vérification et l'étalonnage du système de mesure. Les teneurs T en mercure sont exprimées en mg.kg^{-1} selon la formule :

$$T = (C_e \times f) / m$$

(Avec C_e : concentration en mg.l^{-1} , f : facteur de dilution et m : masse en kg.).

2.2.2.3 DOSAGE DE L'ARSENIC

Principe : la méthode consiste à déterminer la concentration hépatique en arsenic par spectrophotométrie atomique après formation d'hydrures d'arsenic dans une solution d'acide chlorhydrique avec borohydrure de sodium.

Préparation des échantillons : 2 g d'échantillon (dans le cas de foies) sont mixés (selon INAA0711) et mélangés à 3 ml d'une solution de magnésie (4,0 g MgO et 40 g $Mg(NO_3)_2$, q.s.p 100 ml) dans un creuset de four à calcination. Celui-ci est chauffé à 700°C en 8 heures, puis un pallier de 8 heures au minimum est observé. Lorsque les cendres sont refroidies aux alentours de 100°C, elles sont humectées à l'eau Milli-Q, puis dissoutes dans 4 ml d'une solution d'HCl à 50 % (dilution d'une solution d'HCl fumant à 50%). 2,5 ml de solution iodure de potassium/acide ascorbique sont ensuite ajoutés, et le volume est ajusté à 25 ml à l'eau Milli-Q puis filtré (papiers-filtres sans cendres Whatmann 541). Le mélange est ensuite réduit au bain-marie à 80°C pendant une heure.

Dosage : la concentration en arsenic est mesurée par un spectromètre d'absorption atomique Pelkin Elmer Analyst, équipé d'un passeur FIAS. Intensité de la lampe EDL : 380 mA, fente 0,7 et $\lambda=193,7$ nm. La concentration en élément trace est calculée informatiquement à partir de solutions standards (St 0, St 1, St 2, St 3 et St 4, à 0, 1, 2, 3, et 4 ml d'une solution à 0,5 mg.l⁻¹ d'As, respectivement) et d'une validation technique basée sur la linéarité de la valeur retrouvée de l'ajout. La limite de détection est de 0,014 mg.kg⁻¹, la limite de quantification est de 0,028 mg.kg⁻¹.

2.2.3 DOSAGE DES ANTICOAGULANTS

Principe : la recherche d'anticoagulants est réalisée sur un échantillon de foie, broyé en présence d'acétone. Le dosage s'effectue en chromatographie liquide haute performance (HPLC).

Préparation des échantillons : 0,2 g de foie sont pesés dans un tube à centrifuger de 100 ml. 200 µl de solution de supplémentation d'étalon interne à 2,5 µg/ml (Difénacoum lot 395167 dans du méthanol Carlo Erba code 412532), sont ensuite ajoutés, puis 10 ml d'acétone (Riedel de Haën Pestanal code 34480). Le mélange est broyé 20 secondes à l'ultrathurrax, puis centrifugé 5 minutes à 3000 tr/min. 2 ml de la phase surnageante acétonique sont évaporés sous courant d'air à 50°C, le résidu sec est repris par 200 µl de phase mobile (Méthanol HPLC Carlo Erba, tampon phosphate (KH_2PO_4 - Na_2HPO_4) 25 mM pH= 6,5, 70/30 respectivement).

Dosage : la concentration en anticoagulants (Bromadiolone, Chlorophacinone et Difénacoum) est mesurée selon la méthode de chromatographie liquide à haute performance (HPLC) décrite par Berny *et al.* (2006). La colonne utilisée est une LicroCART Nucléodur 100-5µm C18 EC Macherey-Nagel, longueur 25 cm, diamètre interne 4,6 mm. Des pompes à gradient Merck L 7100 (débit 1ml/min), un détecteur fluorimétrique Merck F 1000 (sensibilité 0,01 aufs, longueur d'ondes 315 nm (excitation), 390 nm (émission)), un injecteur automatique Merck AS 2000 (volume injecté 50 µl, boucle 100 µl). Le logiciel D7000 HSM Merck assure l'intégration des pics. L'identification de chaque anticoagulant est réalisée par comparaison des temps de rétention des composés présents dans l'échantillon et celui d'un standard connu. Les limites de détection sont de 0,1 µg/g pour le tube digestif, de 0,05 µg/g pour les tissus du corps (hors foie), de 0,3 µg/g pour le foie. La teneur (T) est calculée selon :

$$T (\mu\text{g/g}) = (R \text{ essai}) \times (C \text{ étalon}) \times \text{dilution} / (R \text{ étalon}) \times (\text{PE échantillon})$$

Avec R essai : rapport des surfaces étalon/étalon interne de la solution essai
R étalon : rapport des surfaces étalon/étalon interne de la solution étalon
C étalon : concentration en Bromadiolone de la solution étalon (1 µg/ml)
PE prélèvement : prise d'essai de l'échantillon en g
Dilution : facteur de dilution (1)

2.2.4. EXPRESSION DES RESULTATS : POIDS SEC, POIDS DE LIPIDES OU POIDS FRAIS ?

Plusieurs types d'expression des résultats sont proposés dans la bibliographie, les concentrations pouvant être basées sur :

- le poids frais de l'échantillon analysé ;
- le poids sec de ce même échantillon ;
- le poids de lipides de ce même échantillon.

L'expression en poids frais semble être la plus simple, elle ne nécessite, en effet, qu'une manipulation limitée des échantillons. L'expression des résultats « en poids sec » nécessite théoriquement une déshydratation préalable des échantillons, qui est parfois nécessaire au bon déroulement du protocole analytique (comme dans le cas de nos dosages d'éléments traces ou d'anticoagulants, voir ci-dessus). L'expression « en poids de lipides » implique de mesurer la proportion de ces derniers dans l'échantillon. Cette dernière mesure peut néanmoins paraître appropriée, dans la mesure où les produits toxiques recherchés sont, pour la plupart, hydrophobes, et s'adsorbent préférentiellement sur les lipides. Cependant, et

bien souvent de l'aveu même des auteurs, nombre de résultats fournis dans la bibliographie ne proviennent pas d'une mesure en poids sec, ou en poids de lipides, mais sont une conversion à partir de résultats en poids frais, à partir de facteurs de conversion variables selon l'espèce, le sexe, l'âge de l'individu et l'organe considéré. Ainsi, pour passer d'une concentration exprimée en poids frais à la même concentration exprimée en poids de lipides, Jefferies et Hanson (1987) ont établi un taux de conversion d'environ 14 pour un animal dont la quantité de graisse est « normale », d'environ 73 pour un animal « carencé », la « moyenne » retenue pour les calculs étant environ de 30 (Jefferies et Hanson, 1987, 2000 ; Mason *et al.* 1992 ; Kruuk et Conroy, 1996 ; Gutleb et Kranz, 1998). Pour convertir une concentration exprimée en poids frais à une concentration exprimée en poids sec, Mazet *et al.* (2005) proposent un taux de conversion de 4,0. Comme ces auteurs l'ont souligné, aucun animal ne dispose du même *pool* en poids sec de lipides, en fonction de son sexe, de son état (gestante, malade...), de la saison, de son âge ou de son alimentation (voir chapitre II). Par ailleurs, la proportion en lipides des organes est également variable, selon les mêmes facteurs, notamment si l'on compare le foie ou la graisse d'un mâle et d'une femelle allaitante. Aucune des trois méthodes d'expression des résultats n'est donc exempte de risques de sous- ou de sur-estimations des concentrations en produits toxiques. A l'exception des résultats concernant les métaux lourds et les anticoagulants, systématiquement exprimés en poids sec en raison de la nature de la méthode analytique, les résultats seront exprimés en poids frais, et/ou convertis, en poids de lipides ou en poids sec (selon Jefferies et Hanson, 1987, et Mazet *et al.* 2005) afin de pouvoir, le cas échéant, les comparer avec ceux décrits dans la bibliographie.

2.2.5 ANALYSES STATISTIQUES

Les concentrations en pesticides organochlorés et en PCBs des tissus, des épreintes de loutres ou des tissus de proies provenant des différentes zones d'étude ont été analysées et comparées en utilisant les tests non paramétriques de Wilcoxon et de Mann-Whitney, pour les comparaisons deux à deux et multiples, respectivement. L'évolution amont aval de ces concentrations a été analysée en utilisant le test non paramétrique de Tendence. La distribution des éléments traces a été analysée et comparée entre les différentes espèces de carnivores en utilisant les tests non paramétriques de Wilcoxon et de Mann-Whitney, pour les comparaisons deux à deux et multiples, respectivement. La distribution des anticoagulants au sein des tissus de loutres a été analysée en utilisant l'analyse de la variance à un facteur (ANOVA, $\alpha=0,05$).

Tableau III.9. Concentrations moyennes et valeurs extrêmes des pesticides organochlorés dans les échantillons de loutres pour les 8 zones. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques, exprimées en mg.kg^{-1} poids de lipides.

Zone	Echantillons (n=)	Somme DDTs (DDT+DDE+DDD)	Autres Pesticides (Aldrine, Dieldrine, Heptachlor + epox, Lindane)	Pesticides Totaux
1	8	0,2 (0,01 – 1,1)	0,2 (0,0 – 0,7)	0,4 (0,01 – 2,1)
2	29	0,3 (0,05 – 1,4)	0,4 (0,2 – 1,1)	0,7 (0,2 – 1,8)
3	8	0,4 (0,1 – 1,8)	0,5 (0,0 – 0,9)	0,9 (0,3 – 1,4)
5	25	0,3 (0,04 – 1,6)	0,5 (0,1 – 0,9)	0,8 (0,1 – 2,1)
6	29	0,7 (0,04 – 1,36)	0,4 (0,1 – 2,0)	1,1 (0,1 – 1,8)
7	31	0,9 (0,3 – 9,9)	0,6 (0,1 – 2,1)	1,5 (0,3 – 11,4)
8	30	2,2 (0,3 – 10,5)	0,5 (0,1 – 4,1)	2,7 (0,1 – 11,5)
9	10	2,4 (0,5 – 9,1)	0,9 (0,3 – 5,9)	3,4 (0,8 – 14,5)

2.3 RESULTATS

2.3.1 CONTAMINATION PAR LES PESTICIDES ET LES PCBs

2.3.1.1 ETUDE DES EPREINTES DE LOUTRES

Pour cette étude de la distribution des composés organochlorés dans les épreintes de loutres, les prospections ont permis de récolter 388 épreintes de type I ou II, regroupées en 170 échantillons (figure III.2). Des échantillons ont pu être analysés dans l'ensemble des zones, à l'exception de la zone 4 (bassin du fleuve Loire dans le département de l'Allier), pour laquelle aucun résultat n'est donc présenté.

Les pesticides organochlorés dans les épreintes

Le tableau III.9 présente, pour chaque zone, la concentration mesurée des pesticides organochlorés recherchés dans cette étude. Des sommes partielles sont effectuées dans un souci de lisibilité. Les résultats sont ici exprimés en mg.kg^{-1} poids de lipides, à partir de valeurs brutes en mg.kg^{-1} poids frais, dans un souci de comparaison avec les valeurs disponibles dans la bibliographie. L'ensemble des échantillons se caractérise par des valeurs détectables de pesticides organochlorés, en particulier de métabolites du DDT (DDE et DDD).

Plusieurs échantillons ($n=4$) contenaient des traces de DDT, en concentrations supérieures aux limites de détection. La valeur du ratio DDT/DDE atteint 3,9 pour l'ensemble des zones, ce qui témoigne d'une contamination globale ancienne (Mason et Macdonald, 1986), mais souligne la rémanence de ces composés dans les sols. Compte tenu de la date d'interdiction de ce composé, une utilisation postérieure à cette dernière, source de contamination de ces échantillons, n'est pas exclue. Les valeurs moyennes des sous-produits du DDT ont varié de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides dans la zone 1 à $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides dans la zone 9 (tableau III.9). Les valeurs moyennes de la somme totale des pesticides organochlorés ont varié de $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides dans la zone 1 à $3,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides dans la zone 9 (tableau III.9).

A quelques exceptions près, des différences significatives de la somme des sous-produits du DDT et de la somme totale des pesticides ont été observées pour l'ensemble des zones (Wilcoxon et Mann-Whitney, $p<0,05$).

Nous avons, par ailleurs, observé une augmentation significative des concentrations des sous-produits du DDT et de la somme totale des pesticides, entre les zones 5 à 9, appartenant toutes au bassin versant de l'Allier (test de Tendence, $w^*= 3,8$, $p<0,05$). Concernant ces cinq zones, les valeurs les plus faibles ont été observées dans la zone 5 ($0,3$ et

Tableau III.10. Concentrations moyennes et valeurs extrêmes des PCBs dans les épreintes de loutres pour 8 zones. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques, exprimées en mg.kg^{-1} poids de lipides.

Zones	Echantillons (n=)	Congénère 153	Somme 16 PCBs
1	8	1,2 (0,6 – 2,0)	3,6 (1,9 – 8,7)
2	29	1,9 (1,1 – 3,1)	4,2 (1,5 – 11,4)
3	8	1,1 (0,2 – 2,1)	4,7 (1,1 – 19,6)
5	25	1,3 (0,7 – 2,9)	5,1 (0,9 – 21,2)
6	29	2,3 (1,0 – 4,7)	7,1 (2,2 – 11,7)
7	31	2,1 (1,5 – 17,2)	7,9 (1,3 – 35,5)
8	30	2,1 (1,7 – 7,6)	13,6 (0,5 – 149,1)
9	10	2,6 (1,9 – 8,9)	15,4 (1,8 – 201,5)

0,8 mg.kg⁻¹ poids de lipides, respectivement pour la somme des DDTs et des pesticides totaux), tandis que les valeurs les plus élevées ont été observées dans la zone 9 (2,4 et 3,4 mg.kg⁻¹ poids de lipides, respectivement pour la somme des DDTs et des pesticides totaux) (tableau III.9). Les zones 5 et 6 peuvent être considérées comme des zones de têtes de bassins, tandis que les zones 7, 8 et 9 se situent plus à l'aval (figure III.1). Nos résultats mettent donc en évidence une augmentation des concentrations en pesticides organochlorés dans les épreintes de loutres de l'amont vers l'aval du bassin de l'Allier. Globalement, les concentrations moyennes totales sont trois fois plus élevées dans les zones les plus à l'aval, ce qui a été noté par d'autres auteurs (Mason *et al.* 1992 ; O'Sullivan *et al.* 1993 ; Mason et Macdonald, 1994). Ces valeurs semblent susceptibles d'affecter certains individus, particulièrement à l'aval, dans des cas d'accumulation à moyen ou long terme.

Les PCBs dans les épreintes

Le tableau III.10 présente, pour chaque zone, la concentration mesurée dans les épreintes des PCBs recherchés dans cette étude. Deux séries de concentrations sont présentées, celles correspondant au seul congénère 153, considéré comme l'un des plus persistants et faciles à quantifier, et donc indicateur du niveau général de contamination (Leonards *et al.* 1998), et celles correspondant à la somme totale des 16 congénères recherchés dans notre protocole (IUPAC N°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 et 187).

Comme dans le cas des pesticides, les PCBs ont été mesurés dans l'ensemble des échantillons utilisés. Pour les PCBs, comme pour les pesticides, nous avons observé des différences significatives de la somme des congénères de PCBs pour les différentes zones, à de rares exceptions près (zones 1 à 3) (Wilcoxon et Mann-Whitney, $p < 0,05$) (tableau III.10). Certaines valeurs individuelles de congénères, comme celles des congénères 138 et 180, se caractérisent également par des variations significatives entre les différentes zones (données non présentées). Comme dans le cas des pesticides, nous avons par ailleurs observé une augmentation significative des concentrations des PCBs totaux, entre les zones 5 à 9, appartenant au bassin versant de l'Allier (test de Tendence, $w^* = 3,3$, $p < 0,05$) (tableau III.10). Concernant ces cinq zones, les valeurs les plus faibles ont été observées dans la zone 5, tandis que les valeurs les plus élevées ont été observées dans la zone 9 (respectivement 5,1 et 15,4 mg.kg⁻¹ poids de lipides) (tableau III.10). Les valeurs observées dans les autres zones, correspondant à d'autres bassins versants (zones 1, 2 et 3), ont été plus faibles (tableau III.10).

Individus	Organes	Somme DDTs (DDT+DDE+DDD)	Autres Pesticides (Aldrine, Dieldrine, Heptachlor + epox, Lindane)	Pesticides Totaux	Individus	Organes	Somme DDTs (DDT+DDE+DDD)	Autres Pesticides (Aldrine, Dieldrine, Heptachlor + epox, Lindane)	Pesticides Totaux
LF 01	Foie	-	-	-	LM08	Foie	2,8	1,2	3,9
	Graisse	-	-	-		Graisse	2,1	1,3	3,4
	Rein	-	-	-		Rein	1,1	1,1	2,2
LF 02	Foie	5,4	1,2	6,6	LM09	Foie	3,1	4,8	7,9
	Graisse	5,1	1,5	6,6		Graisse	2,4	4,1	6,5
	Rein	2,8	1,3	4,1		Rein	2,1	1,2	3,3
LF 03	Foie	3,1	0,4	3,5	LM10	Foie	0,4	0,2	0,6
	Graisse	2,8	0,3	3,1		Graisse	0,1	0,1	0,2
	Rein	1,1	0,4	1,5		Rein	0,1	0,1	0,2
LF 04	Foie	3,8	-	3,8	LM11	Foie	5,2	1,1	6,3
	Graisse	2,9	-	2,9		Graisse	3,4	0,8	4,2
	Rein	0,8	-	0,8		Rein	1,1	1,0	2,1
LM01	Foie	0,4	-	0,4	LM12	Foie	3,9	-	3,9
	Graisse	0,2	-	0,2		Graisse	3,4	-	3,4
	Rein	-	-	-		Rein	1,1	-	1,1
LM02	Foie	0,2	0,1	0,3	LM13	Foie	0,8	0,4	1,2
	Graisse	0,1	0,2	0,3		Graisse	0,2	-	0,2
	Rein	0,1	0,1	0,2		Rein	0,1	-	0,1
LM03	Foie	2,3	1,1	3,4	LM14	Foie	4,9	1,5	6,4
	Graisse	2,1	0,7	2,8		Graisse	3,4	2,1	5,5
	Rein	0,7	1,1	1,9		Rein	1,5	0,7	2,2
LM04	Foie	2,1	0,4	2,5	LM15	Foie	-	-	-
	Graisse	1,7	0,8	2,5		Graisse	-	-	-
	Rein	0,4	-	0,4		Rein	-	-	-
LM05	Foie	-	-	-	LM16	Foie	6,6	2,8	9,4
	Graisse	-	-	-		Graisse	6,9	2,1	9,0
	Rein	-	-	-		Rein	3,4	2,5	5,9
LM06	Foie	2,4	3,5	5,9	LOUTRON	Foie	-	1,1	1,1
	Graisse	2,1	2,9	5,0					
	Rein	1,8	1,6	3,4					

Tableau III.11. Concentrations moyennes des pesticides organochlorés dans différents tissus des 20 cadavres de loutres disponibles. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques de duplicats ou de triplicats le cas échéant, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides.

Ces concentrations sont comparables à celles observées par Mason *et al.* (1992) et Mason et Macdonald (1994), et, à la suite de ces auteurs, nous notons une augmentation des concentrations avec l'implantation humaine, dans ces différentes zones. Nos résultats confirment donc l'existence d'un gradient croissant de contamination des bassins et des réseaux trophiques aquatiques par concentration progressive de l'amont vers l'aval, suggérée par Smit *et al.* (1994). Les concentrations en PCBs dans les épreintes s'avèrent supérieures à celles des pesticides pour la zone géographique considérée, ce que d'autres études ont également souligné (Mason et Macdonald, 1994 ; Mazet *et al.* 2004, 2005). Les deux congénères les plus abondants dans les épreintes ont été les congénères 138 et 153, qui ont constitué respectivement 22,5 et 18,4 % du total des 16 congénères recherchés. Ce dernier congénère, comme de nombreux autres hexachlorobiphényles, s'avère résistant aux monooxygénases du foie des poissons, et se caractérise généralement par des teneurs élevées dans les organismes de niveau trophique élevé (Kannan *et al.* 1995 ; Hill et Napolitano, 1996). Il paraît donc assez logique de retrouver ce composé en abondance dans les épreintes d'un consommateur de poissons comme la loutre (tableau III.10).

2.3.1.2 ETUDE DES TISSUS DE LOUTRES

Pour cette étude de la distribution des composés organochlorés dans les tissus de loutres, 20 cadavres ont été collectés dans le cadre du réseau décrit ci-dessus (paragraphe 1.3.2).

Les pesticides organochlorés dans les tissus

Le tableau III.11 présente, pour l'ensemble des 20 loutres analysées, les concentrations des pesticides organochlorés mesurées dans le foie, le rein et le tissu adipeux. Des sommes partielles ont été effectuées, dans le but d'améliorer la lisibilité. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques calculées à partir de duplicats ou de triplicats, suivant la quantité de tissu disponible. Comme dans le cas des épreintes, les données sont exprimées en mg.kg^{-1} poids de lipides, après conversion à partir de valeurs initiales en poids frais, dans un souci de comparaison avec la bibliographie et de cohésion avec les résultats concernant les épreintes.

A l'exception de trois individus, la femelle LF 01 et les mâles LM 05 et LM 15, l'ensemble des échantillons analysés se caractérise par des concentrations détectables de pesticides organochlorés, en particulier de métabolites du DDT (DDE et DDD), d'aldrine et

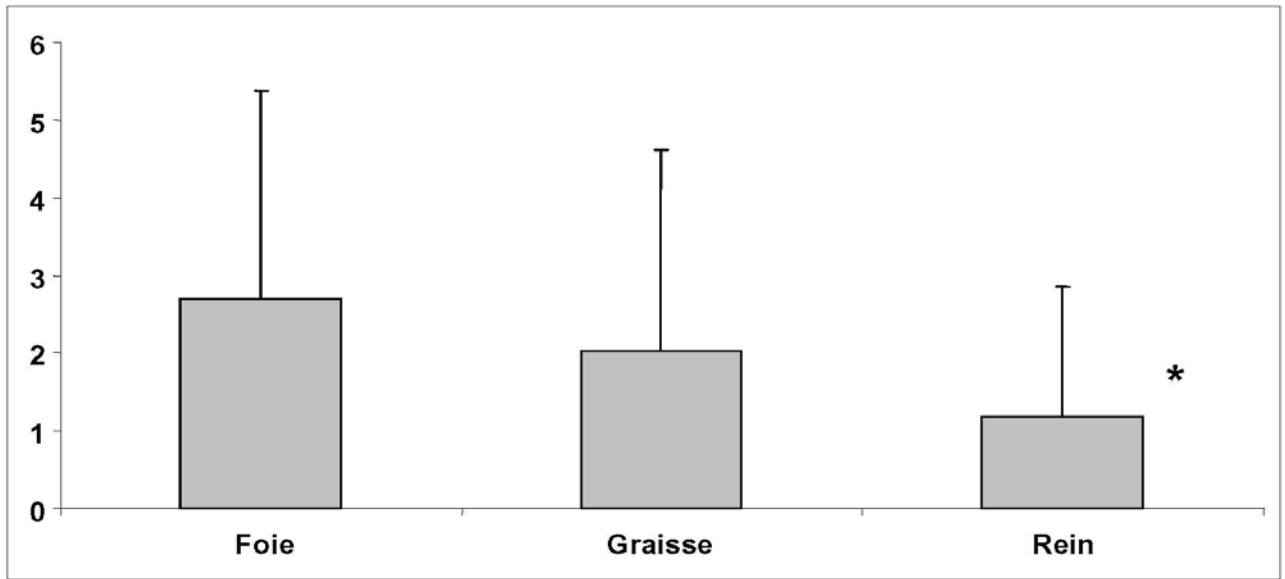


Figure III.10. Concentrations moyennes en pesticides organochlorés du foie, de la graisse et du rein des loutres. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques des données individuelles, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides. Les différences significatives sont signalées par une étoile.

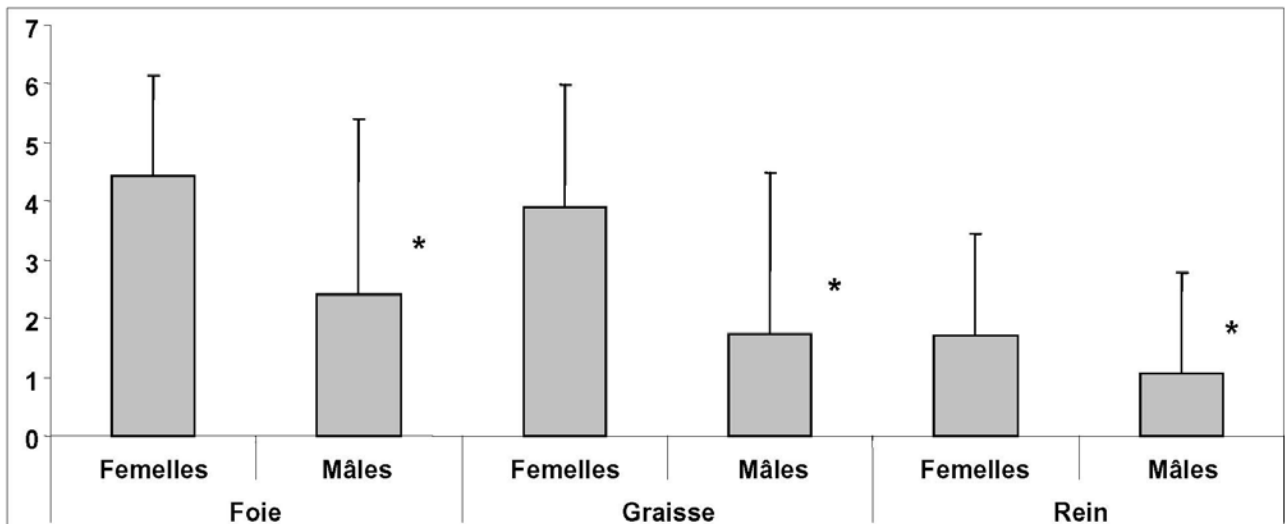


Figure III.11. Concentrations moyennes en pesticides organochlorés du foie, de la graisse et du rein des loutres femelles et mâles. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques des données individuelles, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides. Les différences significatives sont signalées par une étoile.

de lindane (tableau III.11). A de rares exceptions près (LM 06 et LM 09), les métabolites du DDT constituent la majeure partie du total des pesticides organochlorés mesurés dans les tissus. Le DDT a été détecté à deux reprises, à de très faibles concentrations, dans la graisse de deux individus différents (LM 04 et LM 06). Ces deux individus proviennent du même secteur, les sites de découverte de leurs cadavres ne sont en effet séparés que d'environ trois kilomètres, ces deux mâles ayant été découverts à deux mois et demi d'intervalle. Comme nous l'avons supposé lors de la détection de DDT dans les épreintes (dans des zones différentes), compte tenu de la date d'interdiction du DDT (1973 en France), ces résultats suggèrent une utilisation relativement récente de cet insecticide dans le territoire exploité par ces deux loutres. L'individu le plus contaminé par les pesticides organochlorés est LM 16, les teneurs totales atteignent 9,0 à 9,4 mg.kg⁻¹ poids de lipides, respectivement dans la graisse et le foie, et 5,9 mg.kg⁻¹ poids de lipides dans le rein (tableau III.11). Ce mâle se caractérise, par ailleurs, par l'indice de condition K le plus faible de cette étude (K = 0,62, voir ci-dessus), sans qu'une relation directe de cause à effet puisse être mise en évidence. Hormis les trois loutres ne présentant aucune trace d'aucun des pesticides recherchés, l'individu le moins contaminé est LM 01, dont les concentrations en pesticides dans le foie et la graisse ont été respectivement de 0,4 et 0,2 mg.kg⁻¹ poids de lipides, aucune trace de pesticide n'ayant été détecté au niveau des reins de cet individu (tableau III.11). De fait, les variations interindividuelles des concentrations en pesticides dans les tissus sont relativement élevées, elles peuvent atteindre, en effet, parfois un facteur supérieur à 20.

La répartition des pesticides organochlorés est hétérogène selon l'organe considéré. En effet, le foie est l'organe dans lequel les concentrations sont les plus élevées, les pesticides étant également très présents dans la graisse (tableau III.11). Le caractère lipophile de ces composés explique probablement leur fixation privilégiée dans des organes riches en lipides. Si aucune différence significative de la contamination par les pesticides n'a pu être mise en évidence entre la graisse et le foie, en revanche, la contamination du rein s'est avérée significativement plus faible que celle du foie et de la graisse (figure III.10) (Mann-Whitney, p<0,05). Nous n'avons pas pu mettre en évidence une quelconque différence de la concentration des pesticides organochlorés suivant l'âge des loutres. En effet, les concentrations mesurées dans le foie, la graisse et le rein des subadultes et des adultes sont très peu différentes, et la comparaison avec les juvéniles s'avère délicate, en raison de la taille de l'échantillon de cette classe d'âge (tableaux III.1 et III.9).

Par ailleurs, il existe une différence significative des concentrations en pesticides organochlorés entre les mâles et les femelles, et ce, quel que soit l'organe considéré. Les

Individus	Organes	Cong. 77	Cong. 138	Cong. 153	Sommes PCBs	Individus	Organes	Cong. 77	Cong. 138	Cong. 153	Sommes PCBs
LF 01	Foie	0,2	5,2	5,6	15,8	LM08	Foie	0,3	3,4	8,1	21,1
	Graisse	0,1	5,9	6,8	16,8		Graisse	0,7	4,9	10,3	23,3
	Rein	0,1	6,4	6,3	16,4		Rein	0,3	4,2	9,6	23,4
LF 02	Foie	0,3	9,8	12,3	26,5	LM09	Foie	0,4	9,7	10,4	39,5
	Graisse	0,5	10,5	12,5	27,5		Graisse	0,4	12,2	12,1	42,0
	Rein	0,3	9,0	11,2	28,0		Rein	0,2	10,3	11,6	36,2
LF 03	Foie	0,4	2,5	3,8	9,8	LM10	Foie	0,1	2,4	2,9	7,9
	Graisse	0,6	2,9	4,1	10,6		Graisse	0,4	4,2	3,1	7,8
	Rein	0,2	3,1	3,9	8,4		Rein	0,0	2,6	3,2	8,1
LF 04	Foie	0,0	2,1	1,5	7,1	LM11	Foie	0,2	5,4	7,8	31,4
	Graisse	0,3	2,7	2,7	8,8		Graisse	0,4	6,2	8,5	28,8
	Rein	0,2	2,3	2,4	8,1		Rein	0,1	5,4	8,1	33,8
LM 01	Foie	0,0	0,9	1,2	4,9	LM12	Foie	0,0	3,6	3,9	11,2
	Graisse	0,2	2,2	1,6	5,3		Graisse	0,4	4,2	4,9	12,7
	Rein	0,1	1,6	1,7	5,7		Rein	0,1	3,2	3,4	10,6
LM 02	Foie	0,0	1,1	1,3	3,5	LM13	Foie	0,0	2,5	4,1	13,0
	Graisse	0,1	1,4	1,2	3,4		Graisse	0,2	2,3	3,6	14,2
	Rein	0,0	0,9	0,9	2,9		Rein	0,1	3,4	2,6	12,9
LM 03	Foie	0,7	19,1	18,6	61,9	LM14	Foie	0,0	2,6	2,3	9,8
	Graisse	1,1	18,7	25,5	79,4		Graisse	0,4	3,8	4,4	11,4
	Rein	1,4	16,4	23,4	72,7		Rein	0,1	3,2	2,4	9,0
LM 04	Foie	0,1	2,1	4,1	9,4	LM15	Foie	0,0	0,9	3,4	7,1
	Graisse	0,5	2,8	5,9	11,6		Graisse	0,4	1,1	3,6	9,0
	Rein	0,3	3,7	4,7	9,6		Rein	0,1	1,2	2,9	9,9
LM 05	Foie	0,0	1,7	1,8	3,6	LM16	Foie	0,4	4,9	5,8	25,8
	Graisse	0,7	1,5	2,2	4,0		Graisse	0,3	3,7	6,9	28,9
	Rein	0,2	2,0	2,4	4,8		Rein	0,3	5,6	6,1	29,5
LM 06	Foie	0,7	23,7	37,4	73,7	LOUTRON	Foie	1,5	9,8	13,1	33,4
	Graisse	1,1	32,6	43,3	81,4						
	Rein	0,6	27,3	39,8	78,8						

Tableau III.12. Concentrations moyennes des congénères 77, 138 et 153, ainsi que des PCBs totaux dans différents tissus des 20 cadavres de loutres disponibles. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques de duplicats ou de triplicats le cas échéant, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides. Cong. : Congénères.

féelles semblent accumuler les plus fortes concentrations de pesticides dans leurs tissus (figure III.11) (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Néanmoins, la taille totale de notre échantillon et l'importance des écarts-types associés aux concentrations moyennes présentées relativise ces résultats. Enfin, aucune relation particulière entre la concentration des pesticides dans les tissus et l'indice de condition K (tableau III.2) n'a pu être mise en évidence.

Les PCBs dans les tissus

Le tableau III.12 présente, pour l'ensemble des 20 loutres analysées, les concentrations des PCBs mesurées dans les différents tissus. Plusieurs séries de concentrations sont présentées, celles correspondant au seul congénère 153, considéré comme l'un des plus persistants et faciles à quantifier, et donc indicateur du niveau général de contamination (Leonards *et al.* 1998), puis celles correspondant aux congénères 77 et 138. Le congénère 77 est en effet connu pour sa facilité de métabolisation par de nombreux oiseaux et mammifères, dont la loutre, tandis que le congénère 138 est semble-t-il fortement accumulé dans les tissus de la loutre, en raison de son impossibilité physiologique à dégrader ce composé (Tans *et al.* 1996 ; Leonards *et al.* 1997). Les concentrations relatives et totales de ces trois congénères sont donc *a priori* indicatrices de la toxicité globale des PCBs pour la loutre, ainsi que leur degré relatif de métabolisation. Enfin, les concentrations correspondant à la somme totale des 16 congénères recherchés dans notre protocole (IUPAC n°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 et 187), ainsi qu'à la somme totale des organochlorés (*i.e.* pesticides et PCBs) sont également présentées. Comme dans le cas des pesticides, les valeurs correspondent aux moyennes géométriques, calculées à partir de duplicats ou de triplicats, le cas échéant, et les données sont exprimées en mg.kg^{-1} poids de lipides, après conversion à partir de valeurs initiales en poids frais, dans un souci de comparaison avec la bibliographie.

L'ensemble des individus, sans exception, se caractérise par des teneurs détectables des différents congénères de PCBs recherchés dans cette étude. Les congénères les plus abondants, pour l'ensemble des cadavres, ont été les congénères 138 et 153. Ces deux éléments ont, en effet, représenté de 36 à 97 % de l'ensemble des PCBs détectés. Le congénère 77 n'a, par contre, représenté qu'une faible proportion du total des PCBs (0,5 à 17%) (tableau III.12). Ces résultats préliminaires confirment, d'une part, le caractère persistant des congénères 138 et 153, phénomène observé chez de nombreux mammifères dont la loutre, et, d'autre part, la tendance à la métabolisation du congénère 77, phénomène déjà décrit chez cette espèce (Leonards *et al.* 1997). L'individu le plus contaminé est LM 06,

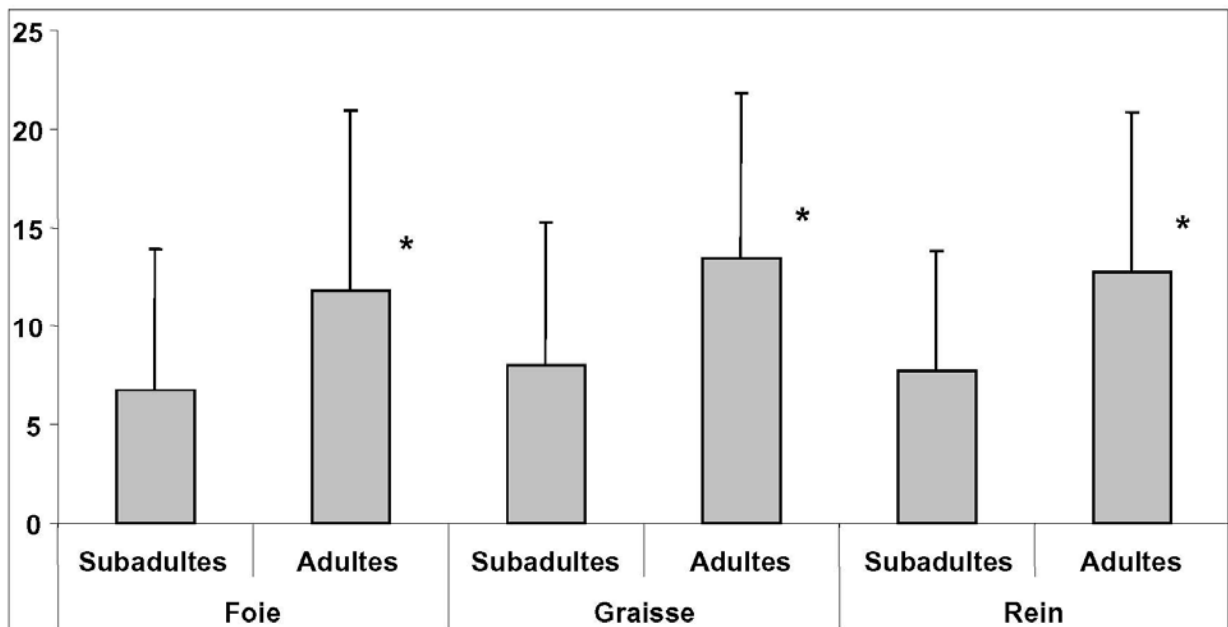


Figure III.12. Concentrations moyennes en PCBs du foie, de la graisse et du rein des loutres subadultes et adultes. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques des données individuelles, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides. Les différences significatives sont signalées par une étoile.

les concentrations totales en PCBs atteignent 73,7 et 78,8 mg.kg⁻¹, respectivement dans le foie et la graisse, et 81,4 mg.kg⁻¹ dans le rein (tableau III.12). L'individu le moins contaminé est LM 02, pour lequel les concentrations totales en PCBs atteignent 3,4 et 3,5 mg.kg⁻¹, respectivement dans la graisse et le foie, et 2,9 mg.kg⁻¹ dans le rein (tableau III.12). Comme nous l'avons observé dans le cas des pesticides organochlorés, les variations interindividuelles de la concentration en PCBs totaux sont importantes, atteignant également un facteur de l'ordre de 20.

La distribution des PCBs dans les organes est, d'un individu à l'autre, relativement homogène. Nous n'avons pas relevé de différence significative de la concentration en PCBs entre les organes, même si, dans la plupart des cas, les concentrations de la graisse en PCBs se sont avérées supérieures à celles du foie et du rein (tableau III.12). Nous n'avons pas non plus observé de différence dans les teneurs en PCBs des différents tissus en fonction du sexe des loutres. A la différence des pesticides, les PCBs semblent s'accumuler de manière identique chez les mâles et les femelles (tableau III.12). Nos résultats mettent, par contre, en évidence une différence significative de la concentration des tissus en PCBs suivant l'âge des individus. En effet, les individus âgés (adultes) sont significativement plus contaminés que les individus plus jeunes (subadultes) (figure III.12) (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Si ce dernier résultat doit être nuancé en raison de l'importance des écarts-types, et de l'absence d'une détermination précise de l'âge des individus, il tend tout de même à confirmer le caractère bioaccumulatif des PCBs au sein des loutres, comme Mason et Madsen (1993) l'ont observé. Par ailleurs, certains individus semblent nettement plus exposés aux conséquences toxiques de l'exposition aux PCBs. Cette contamination étant majoritairement d'origine trophique (Kruuk, 2006), l'étude de la distribution des organochlorés dans les proies de la loutre est susceptible de compléter nos informations.

2.3.1.3 ETUDE DES PROIES DE LA LOUTRE

Pour ce volet de l'étude, consacrée à la mesure des organochlorés dans les proies de la loutre, et donc à l'évaluation du transfert par voie trophique de ces composés, 80 proies ont été analysées, appartenant à 10 taxons (poissons, amphibiens, crustacés, reptiles) parmi les plus fréquents dans le régime alimentaire de la loutre, pour trois sites au sein de la zone d'étude (paragraphe 1.3.3 du présent chapitre). Les données sont présentées selon une double approche, selon l'espèce et selon le site considéré.

Tableau III.13. Concentrations en pesticides organochlorés, en trois congénères de PCBs et en PCBs totaux des proies principales de la loutre dans le bassin de l'Allier. Les données correspondent aux moyennes géométriques des valeurs individuelles, exprimées en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais. L.D. : limite de détection ; cong. : Congénère.

Espèce Proie	Somme DDTs (DDT+DDE +DDD)	Autres Pesticides (Aldrine, Dieldrine, Heptachlor + epox, Lindane)	Cong. 153	Cong. 77	Cong. 138	Somme 16 PCBs
<i>Poissons</i>						
Truite	< L.D.	< L.D.	2,3	0,5	5,2	12,9
Chabot	< L.D.	< L.D.	5,8	1,2	13,2	32,2
Perche	< L.D.	2,1	18,6	3,5	31,9	83,1
Goujon	< L.D.	< L.D.	23,25	5,5	54,7	136,8
Chevaine	< L.D.	3,6	41,9	5,9	45,9	146,4
Barbeau	< L.D.	3,1	35,9	4,2	34,9	111,2
<i>Crustacés</i>						
Ecrevisses Am.	< L.D.	< L.D.	8,1	1,4	18,9	45,2
<i>Amphibiens</i>						
Grenouille verte	< L.D.	1,1	5,9	1,3	13,7	32,6
Crapaud commun	< L.D.	1,3	6,8	1,6	15,6	39,8
<i>Reptiles</i>						
Couleuvre à collier	< L.D.	2,6	9,2	2,0	17,8	49,2

Approche par espèce

Le tableau III.13 présente les concentrations en pesticides et en PCBs des différentes espèces servant de proies à la loutre sur les zones considérées. Comme dans le cas de l'étude des épreintes, des sommes partielles ont été effectuées dans le cas des pesticides organochlorés, dans un souci de lisibilité. Par ailleurs, concernant les PCBs, plusieurs séries de concentrations sont présentées, concernant les congénères 77, 138 et 153, dans un but de comparaison avec nos résultats concernant les tissus des loutres. Enfin, les concentrations correspondant à la somme totale des 16 congénères recherchés dans notre protocole (IUPAC n°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 et 187) sont également représentées. Les données sont exprimées en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, pour effectuer une comparaison avec le seuil correspondant à l'alimentation défini dans la littérature.

En tenant compte des facteurs de conversion suggérés dans la littérature pour exprimer en poids de lipides des valeurs calculées en poids frais, et en comparant globalement les valeurs de concentration des organochlorés dans les tissus de la loutre et dans ceux des proies (tableaux III.11, III.12 et III.13), un facteur de concentrations de 10 à 100, suivant les espèces, peut être mis en évidence. Ce premier résultat témoigne de la bioamplification des organochlorés des proies vers le prédateur (Leonards *et al.* 1997, Colas *et al.* 2005).

D'une manière générale, la contamination des proies de la loutre par les pesticides organochlorés s'est avérée faible. Les concentrations en DDT et/ou ses métabolites, présents dans les épreintes et les tissus des loutres (voir ci-dessus), sont restées inférieures aux seuils analytiques de détection dans les poissons, les crustacés, les amphibiens et les reptiles (tableau III.13). Ces résultats témoignent de la faible contamination des espèces intermédiaires des réseaux trophiques par ces composés, en raison de l'ancienneté de l'interdiction du DDT (1973 en France). Cependant, comme nous l'avons souligné ci-dessus, la présence de ces dérivés du DDT dans des tissus ou des épreintes d'un super-prédateur comme la loutre souligne à la fois leur rémanence et leur bioamplification au sein des réseaux trophiques. De la même façon, les autres pesticides recherchés n'ont pas été détectés, à l'exception du lindane, seul présent dans les tissus des proies analysées (tableau III.13).

Les concentrations en lindane ont varié de 1,1 à 3,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, respectivement pour les grenouilles vertes et les chevaines (tableau III.13). Les barbeaux et les chevaines sont les espèces piscicoles les plus contaminées par le lindane, avec des concentrations respectives moyennes de 3,1 et 3,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais. Ces valeurs sont faibles, et, comme le suggèrent Mazet *et al.* (2005) à propos des poissons du bassin du Rhône, les pesticides organochlorés ne

constituent probablement pas de menace toxicologique pour la loutre, en particulier dans la mesure où l'usage du lindane est désormais interdit, ce qui devrait logiquement entraîner sa disparition progressive des réseaux trophiques aquatiques, et où il semble que les poissons disposent de certaines capacités de métabolisation du lindane, ce qui, cependant, n'assure pas de l'innocuité du produit ou des sous-produits de dégradation (Mason et Macdonald, 1994). Il existe néanmoins une différence significative de la concentration en lindane en fonction des espèces, les poissons étant plus contaminés que les amphibiens (tableau III.13) (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Par rapport aux poissons et aux amphibiens, la concentration en lindane des reptiles a atteint des valeurs intermédiaires de $2,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais (tableau III.13).

Les concentrations en PCBs des proies de la loutre se sont avérées nettement supérieures à celles des pesticides. Par ailleurs, les PCBs ont été détectés dans l'ensemble des individus de tous les taxons analysés (tableau III.13), ce que Mazet *et al.* (2004, 2005) ont également constaté. Considérés dans leur globalité, les concentrations mesurées des PCBs dans les poissons ont été significativement supérieures à celles des autres taxons analysés (tableau III.13) (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Par ailleurs, au sein des poissons, nous avons également observé des différences significatives des concentrations en PCBs dans les tissus, entre les différentes espèces mais aussi entre les différentes familles considérées (tableau III.13) (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Ainsi, la truite est l'espèce la moins contaminée par les PCBs, la moyenne géométrique de la concentration totale en PCBs atteint $12,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais pour cette espèce. Par ordre de contamination croissante, le chabot et la perche viennent ensuite, avec des concentrations respectives totales en PCBs de $32,2$ et $103,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais (tableau III.13). Enfin, les trois espèces de cyprinidés analysés sont les plus contaminés par les PCBs. En effet, les concentrations des PCBs totaux dans les tissus des barbeaux, des goujons et des chevaines atteignent respectivement $111,2$, $136,8$ et $146,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais (tableau III.13). Les concentrations mesurées en PCBs dans les tissus des écrevisses, des amphibiens et des reptiles sont inférieures à $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, s'intercalant entre le chabot et la perche dans l'ordre croissant de contamination, et sont systématiquement inférieures aux concentrations mesurées dans les tissus des cyprinidés (tableau III.13).

Approche par sites et toxicologie du bol alimentaire de la loutre

Afin d'évaluer, pour chaque site d'étude, la toxicité relative des différentes proies et la toxicité globale du bol alimentaire de la loutre, nous avons représenté, dans le tableau III.14,

les concentrations totales en composés organochlorés (somme des pesticides et des PCBs) et les biomasses relatives des proies principales de chaque site.

Pour la rivière Allier, le goujon, le barbeau et le chevaine constituent la majorité du régime alimentaire (tableau III.14, voir chapitre I). Ces espèces représentent, en effet, près de 65% de la biomasse totale consommée par la loutre. La contamination de ces espèces par les composés organochlorés est importante, elle s'échelonne en effet de 114,3 à 141,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, respectivement pour le barbeau et le goujon. 65% de la biomasse totale consommée par la loutre le long de l'Allier contient donc plus de 110 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais de composés organochlorés (tableau III.14). Des données complémentaires, relatives à la contamination du reste des proies de la loutre nous manquent pour conclure de manière catégorique sur ce sujet, mais il est probable que la contamination totale du bol alimentaire de la loutre sur l'Allier soit proche de la valeur de 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, reconnue comme seuil indicatif de la toxicité de la nourriture pour la loutre (voir ci-dessus) (Leonards *et al.* 1994 ; Mason et Macdonald, 1994).

Pour la Couze Pavin, la truite, le chabot et, dans une moindre mesure, le goujon constituent la majorité du régime alimentaire (tableau III.14, voir chapitre I). Ces espèces représentent, en effet, près de 75% de la biomasse totale consommée par la loutre. Si la contamination du goujon est élevée, avec une concentration moyenne en organochlorés de 134,3 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais, en revanche, les concentrations en organochlorés observées pour la truite et le chabot sont beaucoup plus faibles, respectivement 13,5 et 31,1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais. Dans la mesure où le goujon ne représente qu'une faible proportion de la biomasse totale consommée par la loutre (tableau III.14), et même si, comme dans le cas de l'Allier, certaines données concernant la contamination des autres proies de la loutre sur la Couze Pavin nous manquent, la concentration totale en organochlorés du bol alimentaire de la loutre sur cette rivière est probablement largement inférieure au seuil de 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais.

Pour la Sioule enfin, la truite, l'écrevisse, le chabot, et les amphibiens représentent près de 73% du régime alimentaire de la loutre (tableau III.14). Comme dans le cas de la Couze pavin, le goujon, qui ne représente que 6,7% de la biomasse totale ingérée par la loutre, est l'espèce la plus contaminée (131,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) par les composés organochlorés (tableau III.14). Les autres proies de la loutre sur cette rivière sont nettement moins contaminées, les concentrations s'échelonnent de 12,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais pour la truite à 85,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais pour la perche, qui ne constitue que 7,5% de la biomasse ingérée. Les écrevisses, qui représentent près du quart de la biomasse consommée par la loutre, sont relativement peu contaminées par les organochlorés, leur concentration dans les tissus atteint

Tableau III.14. Concentrations totales en composés organochlorés (pesticides et PCBs) et biomasses relatives (entre parenthèses) des proies principales de la loutre pour trois sites d'étude dans le bassin de l'Allier. Les données correspondent aux moyennes géométriques des valeurs individuelles, exprimées en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais.

Espèce Proie	Allier	Couze Pavin	Sioule
<i>Poissons</i>			
Truite	-	13,5 (47,2%)	12,2 (31,6%)
Chabot	-	31,1 (21,1%)	32,4 (10,0%)
Perche	-	-	85,2 (7,5%)
Goujon	141,2 (21,3%)	134,3 (6,9%)	131,7 (6,7%)
Chevaine	150,0 (18,2%)	-	-
Barbeau	114,3 (24,9%)	-	-
<i>Crustacés</i>			
Ecrevisses Am.	-	-	45,2 (22,6%)
<i>Amphibiens</i>			
	(4,2%)	(2,3%)	(8,0%)
Grenouille verte	33,1	31,9	34,5
Crapaud commun	40,6	42,4	41,8
<i>Reptiles</i>			
Couleuvre à collier	-	51,8 (5,1%)	-

45,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais. Comme dans le cas de la Couze Pavin, et en considérant également que certaines données relatives à la contamination des autres proies de la Sioule nous manquent, la concentration totale du bol alimentaire de la loutre en organochlorés sur la Sioule est vraisemblablement inférieure à 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais.

Si nos résultats nous ont permis de montrer des variations significatives de la concentration en organochlorés en fonction de l'espèce considérée (voir ci-dessus), en revanche, pour une espèce donnée, les variations sont faibles et non significatives d'un site à l'autre. Ainsi, la concentration moyenne en organochlorés dans les tissus du goujon atteint 131,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais dans la Sioule, et 141,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais dans l'Allier. De même, les concentrations en organochlorés relevées dans les tissus des amphibiens ne sont pas significativement différentes d'un site à l'autre.

2.3.2 CONTAMINATION PAR LES ELEMENTS TRACES

Dans le cadre de cette étude, et compte tenu du temps et des moyens matériels qui nous étaient impartis, 19 loutres de notre échantillon total ont fait l'objet d'une recherche systématique hépatique et rénale de la présence de plomb, de cadmium et de cuivre. La recherche hépatique de mercure et d'arsenic a quant à elle été menée sur 12 d'entre elles. Il est important de préciser ici qu'aucune des loutres utilisées pour la recherche d'éléments traces n'affichait de signes cliniques ou physiologiques d'intoxications par ces éléments.

Le tableau III.15 présente les concentrations hépatiques et rénales individuelles de plomb, de cadmium et de cuivre, ainsi que les concentrations hépatiques de mercure et de foie pour ces 19 individus. La masse des reins du loutron s'est avérée trop faible pour pouvoir subir le protocole analytique. Nous avons également présenté sur ce même tableau les concentrations moyennes (en moyennes géométriques) et les valeurs extrêmes de ces différents éléments traces, en fonction du sexe et de la classe d'âge des individus. La première observation pouvant être effectuée est que 100% des individus affichent des concentrations détectables de plomb, de cadmium, de cuivre et de mercure. L'arsenic est par ailleurs présent dans 50% des individus ayant fait l'objet de dosages (tableau III.15).

Le plomb

Pour l'ensemble des individus, la concentration moyenne en plomb atteint 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec dans le foie, et 0,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec dans le rein. La variation interindividuelle est assez importante, il existe en effet un facteur 25 entre la concentration en plomb dans le foie

Valeur individuelle	Plomb		Cadmium		Cuivre		Mercure		Arsenic	
	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein
LM1 01	1,6	1,3	0,3	0,6	38,3	16,9	-	-	-	-
LM1 02	0,5	0,7	0,4	1,0	38,0	11,0	-	-	-	-
LM1 03	7,3	0,7	0,4	0,9	36,9	28,4	-	-	-	-
LM1 04	1,8	0,4	0,5	0,6	82,8	18,4	-	-	-	-
LM1 05	0,3	0,4	0,2	0,3	23,4	48,8	-	-	-	-
LM1 06	0,6	0,9	0,2	1,1	259,0	23,1	2,2	0,05	0,4	0,4
LM1 08	0,7	0,6	0,2	0,8	20,5	36,4	8,0	0,4	<L.D.	<L.D.
LM1 09	0,6	0,3	0,6	7,7	157,7	33,1	19,7	<L.D.	<L.D.	<L.D.
LM1 10	1,1	1,0	0,1	0,4	34,6	22,5	0,9	<L.D.	<L.D.	<L.D.
LM1 11	2,2	2,2	0,2	0,6	83,3	30,9	2,3	0,2	0,1	0,1
LM1 12	0,6	0,6	0,4	2,3	54,2	24,6	6,2	<L.D.	<L.D.	<L.D.
LM1 13	0,6	1,0	0,5	2,2	50,5	26,8	5,7	<L.D.	<L.D.	<L.D.
LM1 14	0,4	1,0	0,5	0,6	53,0	24,0	5,0	0,1	0,1	0,1
LM1 15	1,5	0,9	0,9	0,4	31,5	17,3	2,1	<L.D.	<L.D.	<L.D.
LF 01	0,4	0,6	0,1	0,7	66,7	33,2	-	-	-	-
LF 02	4,3	0,2	0,2	0,1	73,9	80,7	2,8	0,3	0,1	0,1
LF 03	0,8	1,8	0,2	0,7	75,9	29,6	1,1	0,1	0,1	0,1
LF 04	0,6	2,0	1,0	1,7	67,4	47,0	-	-	-	-
LOUTRON	2,1	-	0,2	-	83,2	-	1,6	<L.D.	<L.D.	<L.D.

Valeurs moyennes	Plomb		Cadmium		Cuivre		Mercure		Arsenic	
	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein
Total (n=19)	1,0 (0,3-7,3)	0,8 (0,2-2,2)	0,3 (0,1-1,0)	0,8 (0,1-7,7)	57,1 (23,4-259,0)	27,7 (11,0-80,7)	3,2 (0,9-19,7)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)
Mâles (n=15)	1,0 (0,3-7,3)	0,8 (0,2-2,2)	0,3 (0,1-0,9)	0,9 (0,4-7,7)	53,9 (23,4-259,0)	24,3 (11,0-48,8)	3,7 (0,9-19,7)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)
Femelles (n=4)	0,9 (0,4-4,3)	0,8 (0,2-2,0)	0,3 (0,1-1,0)	0,5 (0,1-1,7)	70,9 (66,7-75,9)	43,9 (29,6-80,7)	1,8 (1,1-2,8)	0,2 (0,1-0,3)	0,2 (0,1-0,3)	0,2 (0,1-0,3)

Valeurs moyennes	Plomb		Cadmium		Cuivre		Mercure		Arsenic	
	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein	Foie	Rein
Total (n=19)	1,0 (0,3-7,3)	0,8 (0,2-2,2)	0,3 (0,1-1,0)	0,8 (0,1-7,7)	57,1 (23,4-259,0)	27,7 (11,0-80,7)	3,2 (0,9-19,7)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)	0,1 (0,0-0,4)
Juveniles (n=2)	0,9 (0,4-2,1)	0,6 (-)	0,1 (0,1-0,2)	0,7 (-)	74,5 (66,7-83,2)	33,2 (-)	1,6 (-)	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Subadultes (n=9)	0,9 (0,6-2,2)	1,0 (0,3-2,2)	0,3 (0,1-1,0)	1,1 (0,6-7,7)	66,6 (38,3-259,0)	28,2 (16,9-47,0)	3,4 (0,9-19,7)	0,1 (0,1-0,4)	0,1 (0,1-0,4)	0,1 (0,1-0,4)
Adultes (n=8)	1,1 (0,3-7,3)	0,6 (0,2-1,0)	0,4 (0,2-0,9)	0,6 (0,1-2,2)	45,0 (23,4-82,2)	26,6 (11,0-80,7)	3,6 (2,8-5,7)	0,2 (0,1-0,3)	0,2 (0,1-0,3)	0,2 (0,1-0,3)

Tableau III.1.5. Concentrations hépatiques et rénales individuelles de plomb, de cadmium, de cuivre et de mercure ; concentrations hépatiques de mercure et d'arsenic des loutres de la zone d'étude (haut). Moyennes géométriques et valeurs extrêmes observées en fonction du sexe (milieu) et de la classe d'âge considérée (bas). Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec. L.D. : limite de détection ; - : non dosé.

de l'individu le moins contaminé et celui de l'individu le plus contaminé ($0,3$ et $7,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, pour LM 05 et LM 08 respectivement). Ce facteur est de 11 pour le rein ($0,2$ et $2,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, pour LF 02 et LM 11 respectivement, ce dernier individu présentant par ailleurs un indice de condition K assez faible, voir ci-dessus). Quel que soit l'organe considéré, les concentrations en plomb ne sont pas significativement différentes en fonction du sexe ou de l'âge des individus (tableau III.15).

Les valeurs observées pour les loutres de la présente étude, généralement proches de $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, s'avèrent proches de celles relevées dans la bibliographie (Mason *et al.* 1986 ; Gutleb *et al.* 1998 ; Harding *et al.* 1998a ; Colas *et al.* 2005), et nettement inférieures au seuil toxique de $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec (Ma, 1989). 2 loutres affichent cependant des concentrations hépatiques en plomb plus importantes, avec des valeurs de $4,3$ et de $7,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec (pour LF 02 et LM 03, respectivement). Si le plomb ne semble pas constituer de menace toxicologique immédiate pour les populations de loutres, considérées dans leur ensemble (Gutleb *et al.* 1998), certaines concentrations mesurées soulignent les risques liés à l'exposition, au niveau d'individus isolés.

Le cadmium

La concentration moyenne en cadmium atteint $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie, et $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le rein des loutres (tableau III.15). Globalement, ces concentrations sont tout à fait comparables à celles relevées dans la bibliographie (tableau III.8), et très largement inférieures au seuil critique de $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, défini par Gutleb *et al.* (1998). Les variations interindividuelles sont relativement faibles, à l'exception d'un individu, LM 09, dont la concentration rénale en cadmium ($7,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) est presque dix fois supérieure à la moyenne constatée pour les 19 individus. Nous n'avons pas relevé de différences significatives de la concentration hépatique ou rénale en cadmium en fonction du sexe ou de la classe d'âge des loutres. A la suite de Gutleb *et al.* (1998), d'Hyvärinen *et al.* (2003) ou de Colas *et al.* (2005), nous supposons que le cadmium ne constitue probablement pas une menace immédiate pour la population de loutres de la zone d'étude. Néanmoins, certains individus s'avèrent plus exposés à la contamination et à ses conséquences potentielles.

Le cuivre

La concentration moyenne en cuivre atteint $57,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le foie, et $27,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec dans le rein des loutres (tableau III.15). Comme dans le cas du plomb, les

variations interindividuelles sont assez élevées, d'un facteur 5 à 10 suivant l'organe considéré. Les deux individus dont la concentration hépatique en cuivre est la plus élevée sont LM 09 et LM 06 (157,7 et 259,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, respectivement), deux mâles subadultes. Les valeurs moyennes que nous observons sont largement supérieures à celles évoquées dans la bibliographie, particulièrement en ce qui concerne le foie (tableaux III.8 et III.15). Nos valeurs sont ainsi deux à trois fois supérieures à celles observées dans les tissus d'autres loutres étudiées en France, issues de la population de l'Ouest (Cassereau, 2001, reprises par Colas *et al.* 2005). Par ailleurs, la concentration hépatique en cuivre de LM 06, la plus élevée de notre étude, est supérieure à la concentration maximale mesurée par Mason et Wren (2001), sur des loutres de rivière. D'autre part, à l'instar de nos observations concernant le plomb et le cadmium, des différences significatives de concentrations hépatiques ou rénales en cuivre, en fonction du sexe ou de l'âge des individus, n'ont pas été mis en évidence. Une accumulation hépatique du cuivre avec l'âge, plus importante chez les femelles que chez les mâles, a pourtant été notée chez les mammifères (Cassereau, 2001). La « double nature » du cuivre, à la fois oligo-élément et composé toxique potentiel pour les organismes, rend l'interprétation de ces concentrations relativement délicate. Néanmoins, compte tenu de la dose toxique reconnue lors d'une exposition par voie orale (250 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, Cassereau, 2001), et des concentrations élevées observées dans les tissus de certains individus, des cas d'intoxications à long terme par le cuivre, ou des phénomènes individuels de perturbation des systèmes de régulation de cet élément, particulièrement dans des zones contaminées par les utilisations humaines de cuivre, ne peuvent être exclus.

Le mercure

La recherche de la contamination des loutres de cette étude par le mercure n'a été effectuée que pour 12 individus, pour des raisons techniques et pratiques. A l'instar du plomb, du cadmium et du cuivre, le mercure a été détecté dans la totalité des loutres (tableau III.15). La concentration hépatique moyenne du mercure est de 3,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, proches des valeurs observées dans la bibliographie, pour plusieurs espèces de loutres dont la loutre d'Europe (Mason *et al.* 1986 ; Harding *et al.* 1998a ; Cassereau, 2001 ; Colas *et al.* 2005). Les deux individus les plus contaminés sont LM 08 (8,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) et surtout LM 09, dont la concentration hépatique en mercure atteint 19,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, soit près de 20000 fois la teneur en mercure autorisée pour l'eau potable destinée à la consommation humaine (1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (tableau III.15). A l'exception d'une donnée fournie par Kruuk *et al.* (1997), cette valeur est

supérieure aux valeurs maximales relevées dans la bibliographie pour la loutre d'Europe. Cet individu, un mâle subadulte en provenance d'une zone fortement industrialisée et anthropisée (confluence des rivières Eau Mère et Allier, commune d'Issoire, Puy-De-Dôme), se caractérise également par la concentration rénale en cadmium la plus élevée de cette étude, ainsi que par des concentrations importantes de cuivre (tableau III.15). Aucune source précise de contamination par ces éléments traces dans cette zone du Val d'Allier n'a cependant pu être mise en évidence. Pour l'ensemble des individus, nous avons remarqué une accumulation hépatique de mercure significativement supérieure chez les mâles par rapport aux femelles, ainsi que pour les individus subadultes et adultes, par rapport aux juvéniles (tableau III.15) (Mann-Whitney, $p < 0,05$), ce que Kruuk *et al.* (1997) avaient également noté. Cette bioaccumulation avec l'âge, appliquée à l'ensemble de nos individus subadultes (dont LM 09 fait partie), pourrait se traduire par l'atteinte du seuil toxique pour l'espèce, fixé à $33 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec par Mason et Wren (2001), chez les individus mâles les plus âgés. Des conséquences toxicologiques, incluant la mortalité d'individus, ne peuvent donc être exclues, et nous pouvons conclure que le mercure peut constituer une menace pour au moins une partie de la population, qui concernerait des mâles subadultes ou adultes, c'est-à-dire des individus pouvant parcourir de longues distances à la recherche de territoires. Dans cette perspective, le mouvement de recolonisation pourrait être localement ralenti, voire interrompu. Dans la mesure où la contamination par le mercure a majoritairement lieu par voie trophique (Cassereau *et al.* 2005), des mesures régulières des teneurs en mercure des proies principales de la loutre (poissons, amphibiens, crustacés) seraient efficaces dans l'évaluation du risque toxicologique lié à cet élément pour les prédateurs.

L'arsenic

Enfin, l'arsenic, également recherché dans 12 loutres seulement, a été détecté dans 6 d'entre elles, dont 2 mâles et 4 femelles. Les concentrations hépatiques sont faibles, de l'ordre de $0,1$ à $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, largement inférieures aux concentrations mesurées par Kubota *et al.* (2001) dans des loutres de mer (tableaux III.8 et III.15). Nous n'avons pas observé de différence significative dans les concentrations en arsenic avec le sexe des loutres, ni en fonction de leur classe d'âge. Ces valeurs faibles, comparables à celles mesurées en France par Colas *et al.* (2005), au sein de la population de l'ouest du pays, pourraient correspondre à une contamination naturelle, due à la percolation des eaux dans des roches contenant de l'arsenic, puis au transfert par voie trophique de l'élément à la loutre. A la suite de Kubota *et*

Tableau III.16. Concentrations observées de trois anticoagulants (Bromadiolone, Chlorophacinone et Difénacoum) dans le foie de 12 loutres de la région d'étude ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Code individu	Sexe, âge	Bassin hydrographique	Région d'origine	Bromadiolone ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Chlorophacinone ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Difénacoum ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
LF 01	Femelle jeune	Loire-Bretagne	Auvergne	-	-	-
LF 04	Femelle adulte	Loire-Bretagne	Auvergne	-	-	-
LM 02	Mâle adulte	Loire-Bretagne	Limousin	-	-	-
LM 09	Mâle adulte	Loire-Bretagne	Auvergne	0,85	-	-
LM 12	Mâle adulte	Loire-Bretagne	Auvergne	0,40	-	-
LM 14	Mâle adulte	Loire-Bretagne	Limousin	-	-	-
LF 02	Femelle adulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-
LF 03	Femelle subadulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-
LM 04	Mâle adulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-
LM 06	Mâle subadulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-
LM 08	Mâle adulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-
LM 15	Mâle adulte	Adour-Garonne	Auvergne	-	-	-

al. (2001), et de Colas *et al.* (2005), nous pouvons conclure que l'arsenic ne constitue probablement pas un risque toxicologique pour les populations de loutres, dans la zone d'étude. Cependant, des études complémentaires, concernant une éventuelle origine anthropique complémentaire de cet élément, ainsi que sa dynamique de transfert au sein des réseaux trophiques, seraient particulièrement intéressantes.

2.3.3 CONTAMINATION PAR LES ANTICOAGULANTS

Dans le cadre de cette étude, et compte tenu du temps et des moyens matériels qui nous étaient impartis, 12 loutres de notre échantillon total ont fait l'objet d'une recherche systématique de la présence de 3 anticoagulants différents (Bromadiolone, Chlorophacinone et Difénacoum) dans le tissu hépatique. 6 animaux ont été choisis dans chacun des deux principaux bassins hydrographiques couverts, et dans la mesure de leurs disponibilités, des individus d'âges et de sexes différents ont été choisis, pour vérifier un éventuel impact de ces paramètres (McDonald *et al.* 1998). Le tableau III.16 présente les teneurs d'anticoagulants observées pour chaque individu analysé.

Sur les 12 loutres analysées, deux individus, soit 16,6% de notre échantillon, contiennent des teneurs détectables d'anticoagulants. Ce premier résultat confirme le risque de contamination « collatérale » de la faune sauvage lors de l'application de techniques de contrôles non sélectives. Dans les deux cas, la bromadiolone est le seul anticoagulant concerné. La chlorophacinone et le difénacoum n'ont été détectés dans aucun de nos échantillons. Les deux loutres contaminées par la bromadiolone sont LM 09 et LM 12, deux mâles adultes, d'âge et de masse comparables, provenant du val d'Allier (communes d'Issoire et Parentignat, Puy-de-Dôme) et du bassin de la Semène (commune de Saint-Victor Malescours, Haute-Loire), respectivement.

Les ragondins et, dans une moindre mesure, les rats musqués sont bien implantés dans le val d'Allier, dans le département du Puy-de-Dôme (FREDON Auvergne, 2004), et font l'objet de campagnes de « régulation » utilisant diverses méthodes, comme le tir, l'utilisation de cages pièges ou l'emploi de la bromadiolone (*Obs. pers.*), également employée pour la lutte contre la prolifération des campagnols terrestres. 370 rats musqués et environ 3000 ragondins ont été détruits par ces diverses méthodes au cours de la campagne 2004-2005 dans ce département (commission chasse et faune sauvage, *non publié*). Les deux rongeurs allochtones sont également présents sur le bassin de la Semène (Groupe Mammalogique d'Auvergne, *non publié*), mais l'emploi de la bromadiolone dans leur « contrôle » n'a pu être

clairement établi. La consommation d'un de ces rongeurs par ces loutres, est probablement à l'origine de cette contamination.

Les concentrations en bromadiolone dans le foie de ces individus ont atteint 0,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et 0,85 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour LM 12 et LM 09, respectivement (tableau III.16). Ces valeurs sont légèrement inférieures, voire comparables à celles observées par Berny *et al.* (1997) et Fournier-Chambrillon *et al.* (2004), mais à la différence de ces auteurs, nous n'avons pas observé de signes particuliers liés à l'exposition aux anticoagulants, comme des hémorragies hépatiques. Pour ces deux individus, la cause de la mort est une collision routière, et hormis les séquelles du choc, leur état général était bon : les estomacs et les tubes digestifs étaient garnis, les organes en bon état, la fourrure en excellent état. La masse et l'embonpoint de LM 09 se sont avérés satisfaisants, LM 12 s'est par contre caractérisé par une masse et un indice de condition K relativement faibles (voir partie I du présent chapitre), sans qu'il soit possible de relier cette constatation aux conséquences de la présence d'anticoagulant. Pour aucun de ces deux individus, l'exposition à la bromadiolone ne semble donc pas avoir constitué une cause directe ou indirecte de mortalité.

2.4 DISCUSSION GENERALE

2.4.1 ETUDE DES EPREINTES

L'intérêt d'utiliser la mesure des concentrations en composés organochlorés dans les épreintes, comme méthode non invasive d'évaluation globale de l'état de santé des populations a été soulignée dans plusieurs études (Mason *et al.* 1992 ; Mason et Macdonald, 1993a, b, 1994 ; Kruuk et Conroy, 1996). Ces auteurs ont établi des seuils toxiques relatifs à la concentration totale d'organochlorés dans les épreintes (OC, *i.e.* à la fois les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles). Ces différents seuils sont :

- (i) Niveaux critiques : concentrations en OC $> 20 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides ;
- (ii) Niveaux d'inquiétude : concentrations en OC comprise entre 16,0 et 20,0 mg.kg^{-1} poids de lipides ;
- (iii) Concentrations maximales admissibles : concentrations en OC comprises entre 4,0 et 16,0 mg.kg^{-1} poids de lipides ;
- (iv) Niveaux sans effet : concentrations en OC $< 4,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ poids de lipides.

Ces seuils ont été établis à partir de standards commerciaux de PCBs, essentiellement l'Arochlor 1260. Selon Schulz *et al.* (1989), une somme de 16 congénères de PCBs, comme celle que nous étudions, ne représente que 48% de la totalité des congénères présents dans ces standards. La concentration en PCBs mesurée dans nos échantillons d'épreintes devrait donc être multipliée par un facteur proche de 2 pour être représentative de la concentration réelle. De plus, selon Mason *et al.* (1992), seulement 8,4% des PCBs ingérés avec la nourriture sont excrétés dans les épreintes, le reste est conservé et accumulé dans les tissus. L'état de fraîcheur de l'épreinte, ainsi que nous l'avons déjà souligné, peut également constituer un biais d'interprétation.

Selon ces auteurs, il existerait donc un problème de représentativité des teneurs observées dans les épreintes par rapport à la contamination de la loutre. En appliquant les facteurs de conversion suggérés par ces auteurs à nos propres résultats, la concentration en PCBs dans les tissus atteindrait 121,4 mg.kg⁻¹ poids de lipides dans la zone 5, et 366,7 mg.kg⁻¹ poids de lipides dans la zone 9. Ces valeurs sont nettement au-dessus du seuil toxique défini pour l'espèce (50 mg.kg⁻¹ poids de lipides) à partir des données concernant le vison (Mason et Macdonald, 1994), et supérieures aux valeurs que nous avons effectivement dosées dans les tissus des loutres, quelle que soit leur zone d'origine (tableau III.12). Même si Kruuk et Conroy (1996) ont constaté des cas de reproduction pour des populations de loutres qualifiées de « prospères » en Ecosse, avec une concentration des tissus en PCBs qui atteignait 210 mg.kg⁻¹ poids de lipides, au vu de nos résultats concernant les épreintes, et compte tenu des seuils définis, des conséquences toxicologiques pour la loutre, en particulier pour les individus situés dans les secteurs les plus à l'aval, ne peuvent être exclues au sein de notre zone d'étude.

Au-delà de ces conversions, et des biais potentiels liés aux analyses effectuées sur une entité éliminée d'un individu, comme des épreintes, l'interprétation des mesures des concentrations en composés organochlorés dans les tissus des loutres est susceptible d'apporter des informations complémentaires.

2.4.2 ETUDE DES TISSUS

Nous avons résumé, dans le tableau III.17, les concentrations moyennes des pesticides organochlorés, des PCBs, et de la somme totale des composés organochlorés, à la fois pour les différents types de tissus analysés dans les cadavres et les épreintes.

Tableau III.17. Concentrations moyennes, écarts-types et valeurs extrêmes des pesticides organochlorés, des PCBs et des composés organochlorés totaux, mesurées dans les organes et les épreintes des loutres au cours de l'étude. Les valeurs correspondent aux moyennes géométriques des données individuelles, exprimées en mg.kg⁻¹ poids de lipides.

Support	Somme Pesticides	Somme PCBs	Organochlorés totaux
	n = 20	n = 20	n = 20
Foie	2,7 ± 2,8 (0,0 – 9,4)	14,4 ± 19,3 (3,5 – 73,7)	16,9 ± 20,9 (3,5 – 79,6)
	n = 20	n = 20	n = 20
Graisse	2,0 ± 2,6 (0,0 – 9,0)	15,2 ± 22,8 (3,4 – 81,4)	17,3 ± 24,1 (3,4 – 86,4)
	n = 20	n = 20	n = 20
Rein	1,2 ± 1,7 (0,0 – 5,9)	14,5 ± 21,7 (2,9 – 78,8)	15,5 ± 22,6 (3,1 – 82,2)
	n = 170	n = 170	n = 170
Epreintes	1,2 ± 0,8 (0,01 - 14,5)	6,7 ± 3,5 (0,5 – 201,5)	7,9 ± 3,8 (0,5 – 201,5)

D'une manière globale, les concentrations mesurées sont comparables à celles rapportées dans la bibliographie. Les concentrations en pesticides organochlorés sont relativement faibles, quoique supérieures à celles observées par d'autres auteurs en France (tableau III.11) (Lafontaine, 1995, Tans *et al.* 1996, Colas *et al.* 2005). Les valeurs restent, cependant, inférieures à celles rapportées par Mason *et al.* (1992) ou O'Sullivan *et al.* (1993) en Grande-Bretagne, au sein de populations prospères. Les composés majoritairement identifiés sont les métabolites du DDT, signes d'une contamination relativement ancienne, ainsi que le lindane. Selon l'étude de synthèse de Smit *et al.* (1994), l'ordre de grandeur des concentrations observées en pesticides ne constitue, généralement, qu'une menace limitée pour les populations de loutres, mais peut affecter plus significativement certains individus. D'autre part, Mason et Madsen (1993) ont montré une diminution progressive des concentrations de ces pesticides avec le temps, que nous pourrions éventuellement vérifier dans notre zone d'étude par un suivi à long terme des concentrations, dans les épreintes comme dans les tissus. A la suite de ces auteurs, nous pensons que, dans les limites de notre échantillonnage et compte tenu de l'augmentation constatée des populations, les pesticides organochlorés ne semblent pas constituer un frein significatif à l'extension de la loutre dans la zone d'étude. Nous pouvons cependant supposer que l'expansion constatée de l'espèce serait plus importante, et/ou concernerait une plus grande partie du réseau hydrographique, en l'absence de toute contamination.

Comme l'ensemble des études comparables sur le sujet l'a montré, les concentrations en PCBs sont largement supérieures à celles des pesticides, ces composés représentent la majorité des composés organochlorés totaux (près de 90 % dans le cas présent) (Kruuk et Conroy, 1996 ; Tans *et al.* 1996 ; Roos *et al.* 2001, Colas *et al.* 2005). L'approche par congénères permet de confirmer le caractère persistant de certains d'entre eux, notamment les hexachlorobiphényles comme le 138 et le 153, et, d'autre part, leur forte contribution au *pool* total de PCBs (Kruuk et Conroy, 1996 ; Tans *et al.* 1996, Colas *et al.* 2005). D'autres congénères, en quantité nettement moindre dans les tissus de loutres, comme le 77 (tableau III.12), le 105 ou le 118 (données non représentées), confirment les possibilités de métabolisation de la loutre, particulièrement au niveau du foie, organe de détoxification de l'organisme, où les concentrations du congénère 77 s'avèrent très faibles (tableau III.12). Ces données confirment les spécificités de métabolisation des différents congénères de PCBs chez la loutre, par rapport aux autres espèces, comme le vison (Smith *et al.* 1996, Leonards *et al.* 1997, Gutleb, 2000).

Concernant la somme totale des organochlorés, les concentrations observées dans cette étude, pour les épreintes ou les tissus, sont également comparables avec celles disponibles dans la bibliographie (tableaux III.6 et III.17). La concentration moyenne des composés organochlorés de notre étude, tous organes confondus, atteint $16,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ (tableau III.17), une valeur comparable à la moyenne géométrique citée par Lafontaine (1995), et relativement proche de celle citée par Colas *et al.* (2005), pour deux autres populations de loutres françaises. Nos valeurs sont, en revanche, nettement inférieures à celles citées par Mason et Macdonald (1994) ou Gutleb et Kranz (1998), relevées dans des populations prospères (tableau III.6).

Les valeurs de concentration moyenne en organochlorés mesurées dans les épreintes représentent environ 48% de celles observées dans les tissus (tableau III.17). Cette valeur est comparable à celle fournie par Mason et Macdonald (1994) concernant les moyennes géométriques de ces organochlorés, mais très supérieure à celle fournie par Gutleb et Kranz (1998) (environ 10%). Les difficultés liées à l'extrapolation de valeurs relevées dans les épreintes vers des concentrations dans des tissus, souvent issues de modèles mathématiques dans la bibliographie (Mason *et al.* 1992 ; Gutleb et Kranz, 1998), sont ici soulignées. Cependant, les abondances relatives des différents composés (pesticides, congénères de PCBs) restent comparables.

Comme dans le cas des épreintes, plusieurs seuils de toxicité concernant les concentrations en PCBs, et, par extension, l'ensemble des composés organochlorés dans les tissus de loutres ont été proposés. A partir des études expérimentales sur le vison, le seuil toxique de 50 mg.kg^{-1} poids de lipides, au-delà duquel les troubles de la reproduction apparaissent, ont, dans un premier temps, été appliqués à la loutre (Jensen *et al.* 1977). Une valeur inférieure ou égale à 10 mg.kg^{-1} s'avèrerait sans conséquence pour l'espèce (*No effect level*, ou *Maximum allowable concentration*, selon les auteurs, Mason et Macdonald, 1994 ; Smit *et al.* 1994). A la suite des découvertes des cinétiques particulières de métabolisation des congénères de PCBs dans les tissus de la loutre, un seuil toxique de 30 mg.kg^{-1} poids de lipides en moyenne géométrique, a ensuite été appliqué pour l'espèce (Leonards *et al.* 1994 ; Mason et Macdonald, 1994 ; Smit *et al.* 1998). En confrontant ce seuil à nos résultats (tableaux III.12 et III.17), il apparaît que la majorité des loutres étudiées affichent des concentrations totales inférieures à ce seuil, et que seuls quatre individus (LM 03, LM 06, LM 09, LM 11 et LM 16) le dépassent. Par ailleurs, les concentrations totales en organochlorés n'ont pas pu être mises en relation avec l'indice de condition K des individus. Un éventuel

impact de l'exposition aux PCBs sur l'état général des individus, et *a fortiori* sur leur comportement, s'avère donc délicat à montrer.

A la différence de nos résultats concernant les épreintes (voir ci-dessus), aucune dynamique amont aval de contamination des loutres par rapport à un quelconque seuil n'a pu être mise en évidence. La répartition hétérogène des cadavres au sein de la zone d'étude nous impose cependant une certaine nuance sur ce point. Dans l'hypothèse d'une représentativité réelle de ce seuil quant à l'impact des PCBs sur la dynamique de population de loutres, et dans les limites de notre échantillon, les PCBs, et, par extension, les composés organochlorés, ne semblent donc pas constituer actuellement un frein significatif à l'extension des populations, au sein de la zone d'étude.

2.4.3 TOXICITE DES PROIES

A la suite de plusieurs auteurs, nos résultats mettent en évidence des variations de la contamination des poissons en fonction de l'espèce considérée (Hugla *et al.* 1995, 1998 ; Leonards *et al.* 1997 ; Lafontaine et De Alencastro, 1999). La truite et le chabot, espèces typiques des zones de têtes de bassin où ces espèces ont été prélevées, sont les moins contaminés, et ce résultat est probablement à relier avec la contamination globale des milieux aquatiques par les xénobiotiques, dont les PCBs, caractérisée par un gradient amont-aval croissant (Réseau de Bassin de Données sur l'Eau (RBDE), 2002). Au niveau de ces têtes de bassins, la contamination par les PCBs est généralement relativement faible, souvent d'origine atmosphérique et sous l'influence directe de la pluviométrie et des vents dominants (Lee *et al.* 1998 ; Alcock *et al.* 1999 ; Gryniewicz *et al.* 2003). Dans une étude comparable de Richard-Mazet (2005), menée sur les têtes de bassins de la rivière Drôme, les concentrations en PCBs des espèces servant de proies à la truite (Baglinière, 1993) sont restées basses, laissant supposer un transfert trophique faible vers cette espèce, et par extension vers le chabot, dont une partie des proies est commune (Keith et Allardi, 2001). Par ailleurs, Monod et Keck (1982) suggèrent certaines capacités d'élimination des PCBs par les femelles d'omble chevalier, ce qui pourrait également expliquer leur faible concentration dans les tissus des truites, si cette propriété est commune à l'ensemble des salmonidés.

Les concentrations en PCBs des tissus des perches, prélevées également en zones de tête de bassin, et supérieures à celles des truites (tableau III.13), sont probablement à relier à leur régime alimentaire carnivore opportuniste à l'âge adulte (Keith et Allardi, 2001). Les PCBs auraient donc été transmis aux perches par la consommation d'autres poissons, par un

processus de bioamplification. Selon Monod et Keck (1982), ces PCBs pourraient être partiellement éliminés par transfert, lors du processus de maturation des œufs chez les femelles.

Les fortes concentrations de PCBs retrouvées dans les tissus des cyprinidés, presque systématiquement supérieures à $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ poids frais, constituent probablement la conséquence de la contamination globale de leur biotope et de leurs habitudes alimentaires. Les goujons, les chevaines et les barbeaux analysés proviennent, en effet, majoritairement de la zone n°8 (figure III.1), une zone située à proximité de notre site d'étude sur l'Allier (tableau III.4). La contamination globale de ce secteur est supérieure à celle des zones de têtes de bassin d'où proviennent les truites, les chabots et les perches (RBDE, 2002), ce que nos résultats concernant l'analyse des épreintes de loutres confirment par ailleurs (tableaux III.9 et III.10). De plus, ces trois espèces se caractérisent par un régime alimentaire de type omnivore (chevaine) ou benthophage (barbeau, goujon), ces deux dernières espèces pouvant également consommer du sédiment (Keith et Allardi, 2001). La contamination des espèces benthiques et du sédiment, généralement supérieure à celle des espèces pélagiques, serait à l'origine des fortes concentrations observées pour ces trois cyprinidés (Larsson *et al.* 1990 ; Hugla *et al.* 1995 ; Leonards *et al.* 1997). Par ailleurs, aucune de ces trois espèces ne semble capable d'éliminer les PCBs, qui ont donc tendance à s'accumuler avec l'âge (Hugla *et al.* 1995, 1998 ; Lafontaine et de Alencastro, 1999).

Les amphibiens et les reptiles analysés, de taille adulte, se caractérisent par un régime alimentaire prédateur de type opportuniste. Les grenouilles et les crapauds adultes consomment essentiellement des insectes terrestres et aquatiques et leurs larves, des annélides et des gastéropodes (ACEMAV, 2003), tandis que la couleuvre à collier, seule espèce de reptile analysée, consomme des poissons, des amphibiens, mais aussi des proies d'origine terrestre, comme des rongeurs, d'autres reptiles (lézards) ou des oiseaux (Matz et Weber, 2002). Les écrevisses consomment des fragments de matière organique, d'origine terrestre ou aquatique, des sédiments et des larves d'insectes (Gutiérrez-Yurrita *et al.* 1998). Cette source de nourriture d'origine terrestre peut expliquer la contamination relativement faible de ces espèces, inférieure à celle d'un poisson prédateur comme la perche, dans la mesure où les systèmes terrestres sont généralement moins contaminés que les systèmes aquatiques par les PCBs (Leonards *et al.* 1998). Par ailleurs, la respiration aérienne des amphibiens et reptiles adultes limite leur contamination, au contraire des poissons ou des écrevisses, exposés également aux PCBs par la respiration (Hugla *et al.* 1995, 1998). Les études concernant

l'impact des PCBs sur les amphibiens et les reptiles sont rares, mais ces espèces semblent très sensibles aux perturbations diverses provoquées par les PCBs (Gutleb *et al.* 2000).

Comme nous l'avons observé dans l'analyse des tissus de loutres, les congénères 153, 138 et dans une moindre mesure 77, représentent une large proportion de la contamination totale des proies par les PCBs. Ces trois congénères représentent, en effet, plus de 50% de la quantité totale de PCBs. En effectuant une comparaison des teneurs relatives de ces différents congénères entre les tissus de loutres et les ceux des proies (tableaux III.12 et III.13, respectivement), nous pouvons remarquer que le 77 est plus abondant au sein des proies que dans les tissus des loutres. A l'inverse, les proportions relatives des congénères 138 et 153 sont inférieures dans les proies, par rapport aux tissus de loutres. A la suite de Leonards *et al.* (1997, 1998), ces résultats laissent supposer qu'il existe des conditions métaboliques variables entre les proies et la loutre. Comme de nombreux oiseaux et mammifères, la loutre disposerait de capacités de métabolisation du congénère 77, tandis que les congénères 153 et 138, de même que le 126, seraient sélectivement retenus, et verraient donc leurs proportions relatives augmenter. Ces composés retenus correspondent à des congénères fortement chlorés, et, comme le suggèrent Leonards *et al.* (1997), il existerait donc un gradient croissant de rétention de congénères fortement chlorés dans les tissus des organismes au fur et à mesure de l'élévation dans le réseau trophique, en raison des différences métaboliques existant entre les espèces (Colas *et al.* 2005). Ces composés fortement chlorés sont souvent des coplanaires à caractère lipophile très marqué, et à activité *Dioxin-like* élevée, se caractérisant par une forte affinité pour les récepteurs Ah- (Kafafi *et al.* 1993). Cette affinité entraîne des perturbations du fonctionnement des enzymes du cytochrome P 450, et donc, entre autres, l'activité de détoxification. Au-delà de l'augmentation des concentrations totales en PCBs due au phénomène de bioamplification dans le réseau trophique, la toxicité du *pool* de PCBs auquel est exposé la loutre serait donc supérieure à ce qui est observé pour les poissons et les autres organismes de rang trophique inférieur.

2.4.4 VARIATIONS GEOGRAPHIQUES DE LA CONTAMINATION

La taille relativement petite de nos échantillons de poissons nous impose une certaine prudence quant à l'interprétation de ces données, mais il semble que nous pouvons mettre en évidence un risque toxique pour la loutre, en relation avec son régime alimentaire en un site donné. En considérant les valeurs de concentrations en composés organochlorés des différentes proies d'une part, et le seuil toxicologique indicatif de 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais

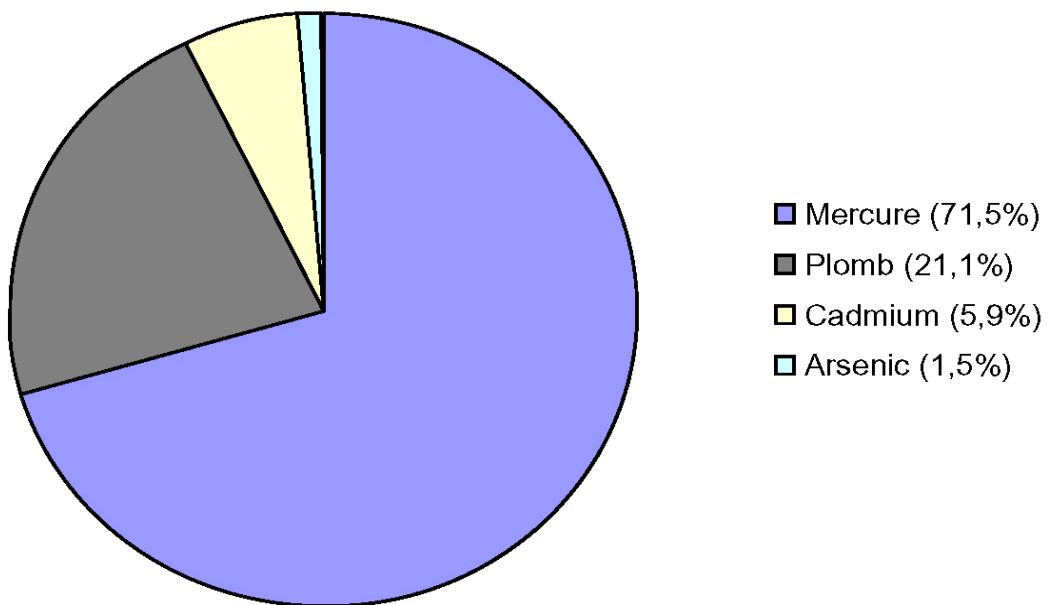


Figure III.13. Contribution relative du mercure, du plomb, du cadmium et de l'arsenic à la contamination totale des loutres par les éléments traces dans la zone d'étude.

d'autre part, la consommation régulière de cyprinidés de l'Allier exposerait davantage la loutre aux conséquences toxiques des organochlorés que la consommation d'autres types de proies, comme les salmonidés, les amphibiens ou les écrevisses. Par ailleurs, un régime alimentaire diversifié, comme celui que nous avons mis en évidence sur la Couze Pavin ou la Sioule, exposerait moins la loutre, et par extension d'autres super-prédateurs, aux organochlorés, qu'un régime composé uniquement des cyprinidés les plus contaminés. Au sein de ces avantages liés à la diversité du régime alimentaire, nous pouvons également souligner que les proies dites complémentaires, comme les amphibiens, les crustacés ou les reptiles, d'importance nutritionnelle majeure pour la loutre à certaines périodes (voir chapitre I) et caractérisés par des concentrations en organochlorés relativement faibles (tableau III.12), constituent également des proies de meilleure qualité sur le plan toxicologique.

A contrario, un régime alimentaire peu diversifié, et basé sur des cyprinidés fortement contaminés, constituerait un risque double, à la fois de disette alimentaire en cas de disparition de l'unique espèce de proie, ainsi qu'un risque de contamination chronique par les organochlorés, ou d'autres éléments toxiques, comme les éléments traces, voire les anticoagulants, objets de la suite du présent chapitre, lors de la consommation régulière de cette proie principale. Les résultats de notre étude du régime alimentaire de la loutre sur le Litroux illustrent ce dernier cas de figure. Dans le bassin de cette rivière (voir chapitre I), le régime de la loutre repose essentiellement sur le goujon, espèce parmi les plus contaminées de notre étude (tableau III.12). En cas de disparition de cette proie (sécheresse, surpêche, pathologie...), la loutre ne disposera plus de sa ressource alimentaire, et lorsque cette proie est présente, sa consommation expose le prédateur à des concentrations en organochlorés avoisinant ou dépassant les seuils toxiques. La pérennité d'individus, voire de petites populations de loutres dans les bassins contaminés par les PCBs et caractérisés par de faibles diversités piscicoles spécifiques seraient alors compromises. En revanche, une importante diversité de proies figurant au menu de la loutre, favorisant une exposition moindre aux organochlorés et n'entraînant pas de dépendance particulière à une proie, serait au contraire un élément favorable à la présence durable de l'espèce.

2.4.5 ETUDE DES ELEMENTS TRACES ET DES ANTICOAGULANTS

La figure III.13 représente la contribution relative du mercure, du plomb, du cadmium et de l'arsenic dans la contamination totale des individus. Le cuivre, en tant qu'oligo-élément, n'est volontairement pas représenté. Le mercure représente plus de 70% de la contamination

totale des loutres par les éléments traces dans la zone d'étude, et constitue, selon la bibliographie, l'un des composés toxiques présents dans l'environnement les plus toxiques pour l'espèce (Kruuk, 1997 ; Cassereau, 2001 ; Colas *et al.* 2005). Dans les zones les plus exposées à la contamination par les éléments traces, un risque toxicologique pourrait donc concerner les individus en quête de territoires, et à terme, menacer la continuité du corridor biologique naturel, dans le contexte actuel de recolonisation. Des investigations complémentaires s'avèrent toutefois nécessaires pour évaluer précisément ce risque. Ces travaux devront porter à la fois sur les loutres et leurs proies, dans la mesure où l'essentiel de la contamination par les éléments traces a lieu par voie trophique (Batty *et al.* 1996 ; Yamaguchi *et al.* 2003 ; Mazet *et al.* 2005).

Les éléments traces, à l'exception du mercure, ne semblent donc pas constituer une menace toxicologique immédiate pour la loutre dans la zone d'étude. Le mouvement actif de recolonisation de territoires par l'espèce tend d'ailleurs à le confirmer. Cependant, la contamination importante de certains individus par plusieurs éléments, traces, en particulier le mercure, ne permet pas d'éliminer tout risque sur certains bassins, en particulier après une exposition à long terme, concernant plusieurs générations, et en prenant également en considération les interactions et effets cumulatifs possibles avec d'autres types de xénobiotiques, comme les organochlorés, ou les anticoagulants.

Concernant ces anticoagulants, nous avons mis en évidence une contamination par la bromadiolone pour 2 loutres adultes au sein de la zone d'étude. Cette contamination ne semble pas avoir constitué une cause de mortalité pour ces deux individus, dont le foie ne présentait par ailleurs aucune lésion particulière. Cependant, nous pouvons remarquer que l'individu LM 09, le plus contaminé par les anticoagulants, était également contaminé par les organochlorés (cet individu est en effet l'un des cinq dont les concentrations en organochlorés dépassent le seuil toxique théorique pour la reproduction, tableau III.10) et certains éléments traces (cuivre, mercure et cadmium, en particulier). La taille réduite de notre échantillon nous impose une grande prudence dans l'extrapolation de ces données pour une population dans son ensemble, mais cet individu, à défaut d'être *représentatif*, nous apparaît tout de même comme *indicateur* du niveau de contamination de son territoire, situé dans un secteur fortement influencé par les activités humaines. Il constitue par ailleurs un élément local de référence pour un suivi à long terme de ces contaminations, particulièrement dans les zones fortement anthropisées et exposées à diverses sources de composés toxiques comme le val d'Allier.

2.5 CONCLUSION

Des pesticides organochlorés, des polychlorobiphényles, des éléments traces et, à deux reprises, des anticoagulants ont donc été détectés dans les épreintes, les tissus et les proies principales de la loutre en Auvergne. Une augmentation globale de la contamination, dans un gradient amont aval, a pu être mise en évidence. D'autre part, il existe des variations interindividuelles importantes de la contamination par ces xénobiotiques, que l'on peut mettre en relation avec le régime alimentaire de l'espèce, et de manière indirecte, avec la dégradation des milieux naturels et des habitats de l'espèce. Au vu de l'expansion géographique de la loutre, constatée au sein de la zone d'étude, la contamination par ces substances ne semble pas constituer de frein significatif à cette dynamique de populations. Cependant, des conséquences toxicologiques de l'exposition à ces composés, au niveau d'individus ou de petites populations locales, et au fur et à mesure de la recolonisation du territoire, ne peuvent être exclues. La dynamique de recolonisation actuelle pourrait ainsi être menacée par une fragilisation, voire une rupture des corridors biologiques utilisés par l'espèce, dans l'hypothèse d'une exposition à cet ensemble de substances toxiques, à moyen et long terme.

Conclusions et Perspectives

Au terme de cette étude, consacrée à différents aspects de l'écologie et de l'écotoxicologie de la loutre d'Europe en région Auvergne, il est possible de proposer certains éléments de conclusions et de perspectives.

Les études de répartition de la loutre soulignent son expansion naturelle, en Auvergne comme dans le reste de son aire nationale de présence. A l'échelle nationale, les bassins des grands cours d'eau, comme l'Allier et la Loire, constituent des corridors de recolonisation, depuis les bastions de présence de l'espèce vers les secteurs encore non occupés. La densité des effectifs, difficiles à évaluer avec précision en raison de la taille des domaines vitaux des loutres, et du comportement de dispersion des individus à la recherche de nouveaux territoires, reste cependant probablement assez faible.

La recherche de territoires vacants conduit désormais certains individus à fréquenter régulièrement des secteurs fortement perturbés par les activités humaines, pour lesquels les principaux indices biologiques et les indicateurs de dégradation de l'habitat apparaissent pourtant défavorables à sa présence. Si, à l'instar d'autres prédateurs, ces observations tendent à suggérer certaines capacités d'adaptation de la loutre à la dégradation de son habitat, nous ne disposons pas de suffisamment de recul pour conclure définitivement sur ce point. En effet, la loutre d'Europe est une espèce sensible et exigeante, particulièrement quant à la présence de sites favorables au repos, à la reproduction et à l'élevage des jeunes. La rareté, voire l'absence de tels sites, de très haute importance écologique pour l'espèce, dans ces secteurs perturbés, peuvent constituer un obstacle à sa présence durable.

Le régime alimentaire de la loutre, dans certains secteurs d'Auvergne comme dans le reste de son aire de répartition, est dominé par les poissons, qui constituent près de 90% de la biomasse moyenne ingérée dans la présente étude. Les amphibiens, les crustacés, et dans une moindre mesure, les oiseaux, les mammifères et les reptiles, représentent un complément au régime alimentaire. Parmi ces proies complémentaires, les amphibiens et les crustacés peuvent représenter une ressource alimentaire particulièrement importante, représentant jusqu'à 50% de la biomasse ingérée à certaines périodes de l'année, ou dans certains secteurs. Aucune spécialisation particulière quant aux espèces chassées n'a été observée, et la loutre peut exploiter pour la recherche de proies l'ensemble des milieux aquatiques présents au sein de son vaste domaine vital. Les proies dominantes dans le biotope des individus le sont également dans le régime alimentaire, ce qui confirme le comportement opportuniste du prédateur. Le régime est d'autant plus diversifié que l'habitat est préservé, ce qui souligne l'importance de la qualité de l'habitat pour la présence durable de la loutre, par la qualité et la diversité de la ressource trophique.

La constitution et le fonctionnement d'un réseau de collecte de cadavres permettent de compléter significativement nos informations relatives à l'espèce. Sur le plan de sa répartition d'abord, puisque la découverte d'un cadavre est une preuve de la présence locale de l'espèce. L'un des cadavres de notre échantillon a ainsi permis d'étendre la répartition connue de la loutre en Auvergne à la moitié est du département de la Haute-Loire, ce qui constitue une nouvelle preuve de l'expansion de l'espèce, et de sa recolonisation d'anciens territoires désertés. Les résultats des autopsies des cadavres de loutres désignent les collisions routières comme étant la principale cause de mortalité dans la zone d'étude. Cependant, en raison des différences de pression de prospection au sein des réseaux routiers et hydrographiques, les loutres mortes dans leur milieu naturel sont rarement découvertes, et d'autres causes de mortalité s'avèrent difficiles à mettre en évidence. La disponibilité de cadavres en bon état de conservation nous a également permis d'effectuer des analyses de distribution de composés biomarqueurs, et d'éléments chimiques toxiques.

En ce qui concerne les éléments biomarqueurs, nous avons mis en évidence une relation entre les variations de régime alimentaire observées de différentes espèces de mammifères carnivores, dont la loutre, et la distribution des acides gras essentiels dans leurs tissus. Ainsi, les tissus de la loutre se caractérisent par une composition en acides gras essentiels significativement différente de celle d'autres espèces de mammifères carnivores, ne consommant pas de poissons ou en consommant moins fréquemment que la loutre. L'étude de la composition en acides gras, et, particulièrement, le calcul du rapport DHA/LA, apparaît comme un outil intéressant dans l'étude indirecte du régime alimentaire des espèces carnivores, ainsi que dans l'évaluation de la variabilité spatiale ou temporelle de ce régime. Cette approche pourrait permettre de relier d'éventuelles variations de ce rapport DHA/LA, à des modifications du régime alimentaire, puis aux dynamiques de populations d'espèces sensibles, pour différents types d'habitats. Dans le cas précis de la loutre, la disponibilité en poissons, et d'éventuelles variations spatiales ou temporelles du régime alimentaire, pourraient, ainsi, par cette méthode, être mises en évidence au fur et à mesure de la recolonisation de territoires, et mises en relation avec les principales caractéristiques de ces nouveaux habitats colonisés, comme le niveau d'anthropisation, ou la nature et la diversité des peuplements de proies.

Les analyses de contamination des loutres par des éléments toxiques ont concerné des pesticides organochlorés et différents congénères de polychlorobiphényles (PCBs), des éléments traces et des anticoagulants. Les 20 loutres analysées affichaient toutes des teneurs

déTECTABLES en composés organochlorés et/ou en métaux lourds, et deux individus se sont révélés contaminés par les anticoagulants.

L'analyse de 170 échantillons d'épreintes, récoltées au sein de l'ensemble de l'aire de répartition régionale de la loutre, a permis de mettre en évidence une augmentation significative des concentrations en composés organochlorés, de l'amont vers l'aval des bassins hydrographiques. Certains congénères de PCBs, particulièrement les composés les plus chlorés, à activité *Dioxin-like* élevée, ainsi que certains pesticides, dont le lindane et les résidus du DDT, s'accumulent ainsi progressivement dans les épreintes, selon un gradient orienté de l'amont vers l'aval. Des analyses régulières peuvent donc constituer une approche indirecte et indicatrice de la contamination globale de la loutre, et, par extension, de l'ensemble des réseaux trophiques par ces composés, au fur et à mesure de la colonisation de nouveaux territoires. Cependant, l'analyse des tissus des loutres est, probablement, plus représentative de la contamination réelle des individus par les composés toxiques que l'analyse des épreintes, qui sont, par définition, des entités éliminées de l'organisme, se dégradant rapidement sous l'effet des conditions atmosphériques.

L'étude de la contamination des tissus des 20 loutres récupérées dans le cadre de cette étude a permis de mettre en évidence une contamination générale des individus par les composés organochlorés, les éléments traces et, à deux reprises, par des anticoagulants. Comme dans le cas des épreintes, les congénères de PCBs les plus chlorés, à activité *Dioxin-like* élevée, ainsi que certains pesticides comme le lindane et les résidus du DDT, sont les composés organochlorés les plus abondants dans les tissus. La concentration moyenne des composés organochlorés dans les tissus des loutres atteint $16,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ (en poids de lipides). Si les variations de la contamination entre les différents organes sont relativement faibles, en revanche, nous avons pu mettre en évidence une augmentation significative des concentrations en composés organochlorés avec l'âge des loutres analysées, ce qui confirme leur caractère bioaccumulatif. Les concentrations mesurées en éléments traces sont généralement restées faibles, à l'exception notable du mercure, élément retrouvé en quantité abondante dans le foie de deux des loutres de cette étude. Deux loutres sont, par ailleurs, contaminées par un anticoagulant (la bromadiolone), l'une d'entre elles étant également l'individu le plus contaminé par le mercure.

Nos résultats soulignent donc, à la fois, la récurrence de l'exposition d'un super-prédateur comme la loutre à un vaste éventail de composés toxiques, mais aussi les variations géographiques de la contamination, en fonction de l'état de dégradation de son habitat et de son régime alimentaire. En effet, certains composés, comme les anticoagulants, ou certains

éléments traces, n'ont été détectés dans les tissus de loutres qu'à proximité de sites d'utilisation connus, tandis que d'autres, comme les organochlorés, sont caractérisés par une distribution beaucoup plus ubiquiste. Par ailleurs, certaines des proies de la loutre, particulièrement les cyprinidés, s'avèrent significativement plus contaminées que d'autres proies, comme les salmonidés, les amphibiens ou les crustacés. Les peuplements de proies des milieux les plus dégradés étant, souvent, dominés par les cyprinidés les plus tolérants, l'exposition de la loutre aux éléments toxiques serait plus importante dans ce type d'habitats. Ces secteurs dégradés risquent donc de menacer la continuité des corridors de recolonisation des territoires par la loutre, à la fois par ce risque toxicologique, par la faible diversité du régime alimentaire généralement observée, et enfin par la rareté ou l'absence de sites à l'abri du dérangement, liée à la destruction de l'habitat physique.

L'exposition à ces composés toxiques de différente nature ne semble pas constituer un frein significatif à la recolonisation de la loutre, constatée sur le terrain depuis plus de deux décennies. Cependant, nous ignorons quelles seraient les modalités de cette expansion territoriale, en dehors de toute contamination. Par ailleurs, comme certains auteurs l'ont suggéré (Kruuk et Conroy, 1996), la disponibilité d'habitats vacants, associée à une ressource trophique suffisante sur le plan quantitatif, permettent une dynamique de population favorable. Cette dernière serait ensuite susceptible de compenser des pertes liées aux conséquences toxicologiques de l'exposition aux xénobiotiques, difficiles à détecter dans le cas d'animaux morts dans leur milieu naturel. Enfin, nous ne disposons pas encore de suffisamment de recul, quant aux effets à moyen et long termes de la contamination par les composés toxiques, particulièrement dans les zones les plus dégradées, dans lesquelles la présence de la loutre est très récente. La conservation future de l'espèce passera probablement par la conservation d'habitats fonctionnels vis-à-vis de l'ensemble de son cycle vital, et par la conservation de l'ensemble de ses proies, à l'échelle de son aire de répartition, illustrant ainsi le concept écologique d'espèce *parapluie*. La loutre, souvent considérée comme un bioindicateur de la qualité des eaux, serait en fait plutôt une espèce dite *sentinelle*, intégrant de nombreux paramètres de la qualité de son habitat, et pouvant constituer un modèle intégrateur du fonctionnement des bassins versants.

Pour faire suite à cette étude, plusieurs pistes de travail peuvent être envisagées comme perspectives. Dans un premier temps, une approche géographique plus fine, à l'échelle, par exemple, d'une seule rivière dans son bassin versant, peut s'avérer intéressante. Cette approche permettrait, en effet, d'identifier les sources locales de perturbation des habitats, ou de contamination par les composés toxiques, et, ainsi, d'augmenter la spécificité

des analyses. Cette approche géographique plus fine serait également favorable à une augmentation de la pression de prospection, visant notamment à rechercher des preuves d'intoxications locales. La connaissance de l'occupation des sols, comme par exemple le type d'agriculture dominant, la présence de sites industriels ou de grandes communes, constituerait un guide dans le choix des substances à rechercher, dans les tissus de loutres, de ses proies ou d'autres super-prédateurs, et pourrait permettre de localiser précisément la source de contamination. Enfin, ce type d'approche serait également favorable à une étude d'impact de prédation de la loutre, par la confrontation des résultats d'études du régime alimentaire et d'études approfondies des peuplements de proies, dans des perspectives durables de conservation de la loutre et de ses proies, face aux demandes de déclassement de la loutre de la liste des espèces protégées.

Dans un second temps, il apparaît également nécessaire d'augmenter le nombre de composés toxiques recherchés, afin d'améliorer la connaissance d'éventuels effets antagonistes ou cumulatifs à moyen et long terme. Certains produits ne sont, en effet, pas encore recherchés dans ce type d'analyses, et leur conséquences toxicologiques sur la faune, comme celles de leurs produits de dégradation, ou leur éventuelle métabolisation, restent peu connues, dans ce contexte de transfert et d'amplification vers des super-prédateurs. Dans le cas de la loutre, en région Auvergne comme dans le reste de son aire de répartition, certains pesticides, utilisés dans les zones récemment recolonisées, comme l'atrazine, le diuron, ou encore le glyphosate, ainsi que leurs produits de dégradation, pourraient ainsi être dosés dans les tissus.

Il semble également particulièrement intéressant d'envisager des études toxicologiques complémentaires en milieu expérimental. En effet, comme nous l'avons constaté au cours de cette étude, il s'avère difficile d'étudier, de manière précise, l'effet toxique des xénobiotiques *in situ*, particulièrement dans le cas d'espèces de niveau trophique élevé, en raison du nombre de facteurs biotiques et abiotiques impliqués, et de la difficulté de collecte d'échantillons. Des analyses en milieu expérimental, effectuées sur des animaux vivants, peuvent permettre des analyses physiologiques plus poussées qu'un simple dosage dans les tissus, comme par exemple des dosages hormonaux ou vitaminiques, peu représentatifs lorsqu'ils sont effectués *post-mortem*. Ces approches devront concerner, à la fois, les proies et la loutre elle-même, dans la mesure où il existe des variations d'assimilation et de métabolisation des composés toxiques propres à chaque espèce. Ces analyses, sur une espèce patrimoniale comme la loutre, devront toutefois respecter l'éthique scientifique et naturaliste.

L'utilisation de méthodes moléculaires, comme l'étude de la diversité génétique et du flux de gènes au sein des populations, pourrait également compléter nos connaissances, concernant les modalités de la recolonisation ou les conséquences de l'intoxication par des composés toxiques. En effet, la dégradation physique de certains secteurs, et/ou la présence de ces éléments toxiques, pourraient entraîner des perturbations de la reproduction, puis une diminution du flux de gènes et de la diversité génétique au sein de la population, au fur et à mesure de l'utilisation des corridors de recolonisation. A terme, la poursuite du mouvement d'expansion de l'espèce, vers l'aval des différents bassins hydrographiques du massif central, serait menacée.

Enfin, ces analyses complémentaires pourraient être étendues à d'autres prédateurs des milieux aquatiques, comme le brochet (*Esox lucius*), ou le cormoran (*Phalacrocorax carbo*), dans le but d'améliorer la connaissance de la dynamique d'éléments toxiques dans les milieux aquatiques.

Références bibliographiques

1. **ACEMAV (coll.), Duguet, R. & Melki, F. (ed.) (2003).** Les amphibiens de France, Belgique, et Luxembourg. Biotope, collection Parthénope, Mèze, 480p.
2. **Adámek, Z., Kortan, D., Lepič, P. & Andreji, J. (2003).** Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fish pounds: a study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquacult. Internat.* **11**: 389-396.
3. **Ahlgren, G., Blomqvist, P., Boberg, M. & Gustavsson, I.B. (1994).** Fatty acid content of the dorsal muscle: an indicator of fat quality in freshwater fish. *J. Fish Biol.* **45**: 131-157.
4. **Ahlgren, G., Gustavsson, I.B. & Boberg, M. (1992).** Fatty acid content and chemical composition of freshwater algae. *J. Physiol.* **28**: 37-50.
5. **Alcock, R.E., Gemmill, R. & Jones, K.C. (1999).** Improvements to the UK PCDD/F and PCB atmospheric emission inventory following an emissions measurement programme. *Chemosphere* **38**: 759-770.
6. **Amin, O.A., Comoglio, L.I. & Rodriguez, E.M. (2003).** Toxicity of Cadmium, Lead and Zinc to larval stages of *Lithodes santola* (Decapoda, Anomura). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **71**: 527-534.
7. **Amoros, C. & Petts, G.E. (1993).** Hydrosystèmes fluviaux. Collection d'Ecologie, Vol.24, Masson, Paris, 300p.
8. **Andrews, E. (1989).** Assessment of the value of rivers for Otters (*Lutra lutra*). *Regulated rivers: Res. And Manag.* **4**: 199-202.
9. **Arrendal, J., Walken, C., Sundkvist, A.-K., Hellborg, L. & Vila, C. (2004).** Genetic evaluation of an otter translocation program. *Conserv. Genet.* **5**: 79-88.
10. **Arts, M.T., Ackman, R.G. & Holub, B.G. (2001).** « Essential fatty acids » in aquatic ecosystems: a crucial link between diet and human health and evolution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**: 122-137.
11. **Arts, M.T. (1998).** Lipids in freshwater zooplankton : selected ecological and physiological aspects. In: Arts, M.T. & Wainman, B.C. eds. Lipids in freshwater ecosystems. Springer-Verlag, New York, pp. 71-86.
12. **Aulerich, R.J. & Ringer, R.K. (1977).** Current status of PCB toxicity to mink and effect on their reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **6**: 279-292.
13. **Aulerich, R.J., Ringer, R.K. & Iwamoto, S. (1974).** Effects of dietary mercury on mink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **2** : 43-51.
14. **Bagliniere, J.L. & Le Louarn, H. (1987).** Caractéristiques scalimétriques des principales espèces de poissons d'eau douce de France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **306**: 1-39.
15. **Baglinière, J.-L. (1993).** Biologie et écologie de la truite. INRA éditions, 303p.
16. **Bailly, R. & Dubois, G., association de coordination technique agricole, (1974).** Index des produits phytosanitaires 11^e édition. ACTA, Paris, 355p.
17. **Ballschmiter, K. & Zell, M. (1980).** Baseline study of the global pollution: occurrence of organohalogens in pristine European and antarctic aquatic environments. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **8** :15-35.
18. **Base de données Biotox. INRS (2006).** Consultable sur le site <http://www.inrs.fr/biotox>, à la date de rédaction du présent mémoire.
19. **Batty, J., Pain, D. & Courant, F. (1996).** Metal concentrations in eels *Anguilla anguilla* from the Camargue Region of France. *Biol. Conserv.* **76**: 17-23.
20. **Bec, A., Desvillettes, C., Véra, A., Lemarchand, C., Fontvielle, D. & Bourdier, G. (2003a).** Nutritional quality of a freshwater heterotrophic nanoflagellate: trophic upgrading of its microalgal diet for *Daphnia*. *Aquat. Microb. Ecol.* **32**: 203-207.
21. **Bec, A., Desvillettes, C., Véra, A., Fontvielle, D. & Bourdier, G. (2003b).** Nutritional value of different food sources for the benthic daphnidae *Simocephalus vetulus*: role of fatty acids. *Arch. Hydrobiol.* **156**: 145-163.
22. **Bec, A., Martin-Creuzburg, D. and von Elert, E. (2006).** Trophic upgrading of autotrophic picoplankton by the heterotrophic nonaflagellate *Paraphysomonas* sp. *Limnol. Oceanogr.* **51**: 1699-1707.
23. **Beja, P.R. (1996).** An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *J. Appl. Ecol.* **33**: 1156-1170.
24. **Bernal, J.L, Del Nozal, M.J. & Jiménez, J.J. (1992).** Some observations on clean-up procedures using sulphuric acid and Florisil. *J. Chromatogr.* **607**: 303-309.
25. **Berny, P.J., Alves de Oliveira, L., Videmann, B. & Rossi, S. (2006).** Assessment of ruminal degradation, oral bioavailability, and toxic effects of anticoagulant rodenticides in sheep. *Am. J. Vet. Res.* **67**: 363-371.

26. Berny, P.J., Buronfosse, T., Buronfosse, F., Lamarque F. & Lorgue, G. (1997). Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* **8**: 1817–1829.
27. 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.
28. Berthoulat, A. (2003). Diagnostic du bassin versant de la Dore préalable à l'élaboration du projet de SAGE. Rapport de DESS Restauration des Milieux Aquatiques Continentaux, Université Blaise-Pascal, 55p.
29. Bininda-Emonds, O.P.R., Gittleman, J.L. & Purvis, A. (1999). Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant *Carnivora* (*Mammalia*). *Biol. Rev.* **74**: 143-175.
30. Birks, J.D.S. (1998). Secondary rodenticide poisoning risk arising from winter farmyard use by the European polecat *Mustela putorius*. *Biol. Cons.* **85**: 233-240.
31. Blanchet, M. (1994). Le castor et son royaume. Delachaux & Nieslté, Lausanne-Paris, 312 p.
32. Blus, L.J. (1995). Organochlorine pesticides. In: Offmann, D.J. Rattner, B.A.A, Burton, J.A.G. & Cairns, J.J. (Eds). Handbook of ecotoxicology. CRC Press, Boca Raton, 275-300.
33. Bodner, M. (1995). Fish loss in Austrian fish-pounds as a result of Otter (*Lutra lutra*) predation. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **12**: 3-10.
34. Boening, 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* **40**: 1335-1351.
35. Bo Madsen, A., Dietz, H.H., Henriksen, P. & Clausen, B. (2000). Survey of Danish free-living otters (*Lutra lutra*). A consecutive collection and necropsy of dead bodies. 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.
36. Bonesi, L., Chanin, P. & Macdonald, D.W. (2004). Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* **106**: 19-26.
37. Bonesi, L. & Macdonald, D.W. (2004a). Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. *Oikos* **106**: 9-18.
38. Bonesi, L. & Macdonald, D.W. (2004b). Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. *Oikos* **106**: 509-519.
39. Bonesi, L., Strachan, R., & Macdonald, D.W. (2006). Why are there fewer signs of mink in England? Considering multiple hypotheses. *Biol. Cons.* **130**: 268-277.
40. Boon, J.P., Van Der Meer, J., Allchin, C.R., Law, R.J., Killungsør, J., Leonards, P.E.G., Spliid, H., Storr-Hansen, E., Mackenzie, C. & Wells, D.E. (1997). Concentration-dependant changes of PCB patterns in fish-eating mammals: structural evidence for induction of cytochrome P450. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**: 298-311.
41. Bouchardy, C. (1984). La Loutre (*Lutra lutra*). Atlas des mammifères Sauvages de France. Ed SFEPM, 2p.
42. Bouchardy, C. (1986). La Loutre d'Europe. Sang de la Terre, Paris, 174p.
43. Bouchardy, C., Libois, R. & Rosoux, R. (1992). Charte déontologique de la réintroduction de la loutre (*Lutra lutra*) en France. *Ann. biol. Centre (Actes XIVème Coll. Mammal., SFEPM.)*, **4**: 128-129.
44. Bouchardy, C., Rosoux, R. & Boulade, Y. (2001). La Loutre d'Europe, histoire d'une sauvegarde. Catiche productions - Libris, 32p.
45. Bourand, M. (1988). La Loutre en Nivernais Morvan. *Station d'étude et de gestion des milieux naturels en Nivernais Morvan*, 118p.
46. Bourdier, G. & Amblard, C. (1987). Evolution de la composition en acides gras d'un phytoplancton lacustre (Lac Pavin, France). *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* **72**: 81-95.
47. Brett, M.T. & Müller-Navara, D.C. (1997). The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food web processes. *Freshwater. Biol.* **38**: 483-500.
48. Britton, J.R., Shepherd, J.S., Toms, S. & Simpson, V. (2005). Presence of Carp, *Cyprinus carpio*, in the diet of the Otter, *Lutra lutra*. *Fish. Manag. Ecol.* **12**: 221-223.
49. Brouwer, A., Morse, D.C., Lans, M.C., Schuur, A.G., Murk, A.J., Klasson-Wehler, E., Bergman, A. & Visser, T.J. (1998). Interactions of persistent environmental organohalogenes with the thyroid hormone system: mechanisms and possible consequences for animals and human health. *Toxicol. Indus. Health* **14**: 59-84.

50. **Camby, A., Le Gall, O. & Maizeret, C. (1984).** Atlas d'identification des restes alimentaires de la loutre (premiers éléments). Bulletin du Groupe Loutre, n°16, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères.
51. **Camby, A. (1990).** Le vison d'Europe (*Mustela lutreola*). In : Artois, M & Delattre, P. (Eds). Encyclopédie des Carnivores de France, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Nort/Erdre, n°14.
52. **Capber, F. (1997).** La loutre d'Europe (*Lutra lutra*) : reproduction et réintroduction. *Thèse de Doctorat vétérinaire de l'Université Claude Bernard*, Lyon, 201p.
53. **Carss, D.N., Elston, D.A. & Morley, H.S. (1998).** The effects of Otters (*Lutra lutra*) activity on spraint production and composition : implications for models which estimates prey size distribution. *J. Zool.* **244**: 295-302.
54. **Cassens, I., Tiedemann, R., Suchentrunk, F. & Hartl, G.B. (2000).** Mitochondrial DNA variation in the European otter (*Lutra lutra*) and the use of spatial autocorrelation analysis in conservation. *J. Hered.* **91**: 31-35.
55. **Cassereau, G (2001).** Contamination de loutres (*Lutra lutra*) de l'ouest de la France par quelques élément traces : Mercure, Cuivre, Selenium, Zinc. *Thèse de Doctorat Vétérinaire de la Faculté de médecine de Nantes*, 146 p.
56. **Catusse, M., Corti, R., Cugnasse, J.-M., Dubray, D., Gibert, P. & Michallet, J. (1996).** La grande faune de montagne. Hatier, Paris, 260p.
57. **Chanin, P. (2003a).** Ecology of the European Otter (*Lutra lutra*). Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series N°10, English Nature, Peterborough.
58. **Chanin, P. (2003b).** Monitoring the Otter (*Lutra lutra*). Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series N°10, English Nature, Peterborough.
59. **Chappuis P. & Favier A. (1995).** Les oligo-éléments en médecine et en biologie. Lavoisier, Tec & Doc, Paris, 474 p.
60. **Chen, C.Y., Hamm, J.T., Hass, J.R. & Birnbaum, L.S. (2001).** Disposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and non-ortho-polychlorinated biphenyls in pregnant long evans rats and the transfer to offspring. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **173**: 65-88.
61. **Christie, W.W. (1989).** Separation of *cis* and *trans* isomers of unsaturated fatty acids by high performance liquid chromatography in the silver ion mode. *J. Chromatogr.* **469**:261-269.
62. **Clavero, M., Prenda, J. & Delibes, M. (2003).** Trophic diversity of the Otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *J. Biogeog.* **30**: 761-769.
63. **Clark, R.B. (1997).** Marine Pollution, fourth edition. Clarendon Press, Oxford, 161 p.
64. **Clode, D. & Macdonald, D.W. (1995).** Evidence for food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. *J. Zool.* **237**: 435-444.
65. **Cluzeau, S., Paternelle, M.C., association de Coordination Technique Agricole (1998).** Index des produits phytosanitaires, 34^e édition. ACTA, Paris, 598p.
66. **Colas, C, Caurant, F., Rosoux, R. & De Bellefroid, M.D.N. (2005).** Contamination de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) par les polluants organiques (PCBs, OCPs) et métalliques (Cd, Hg, Se, Zn, Cu) dans l'ouest de la France. Synthèse des travaux 2005. *Rapport MEDD*, Région Poitou-Charentes, Ville de La Rochelle.
67. **Colby, R.H., Mattacks, C.A. & Pond, C.M. (1993).** The gross anatomy, cellular structure, and fatty acid composition of adipose tissue in captive polar bear (*Ursus maritimus*). *Zoo Biology* **12**: 267-275.
68. **Conde, B., Nguyen-Thi-Thu-Cuc, Vaillant, F. & Schauenberg, P. (1972).** Le régime alimentaire du chat forestier (*Felis silvestris*) en France. *Mammalia* **36**: 112-119.
69. **Conroy, J & Calder, D. (2000).** Otters (*Lutra lutra*) killing mountain hares (*Lepus timidus*). *UICN Otter Spec. Group Bull.* **17**: 36-38.
70. **Cook, H.W. (1991).** Fatty acid desaturation and chain elongation in eucaryotes. In: Biochemistry of lipids, lipoproteins and membranes. Eds. Vance, D.E. and Vance, J. pp: 141-169. Elsevier, New York.
71. **Copp, G.H. & Roche, K. (2003).** Range and diet of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in the catchment of river Lee (SE England) since re-introduction. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **13**: 65-76.
72. **Copp, G.H. & Kovač (2003).** Biometric relationships between body size and bone lengths in fish prey of Eurasian otter *Lutra lutra* : chub *Leuciscus cephalus* and perch *Perca fluviatilis*. *Folia Zool.* **52**: 109-112.

73. Cortez, Y., Fernandez-Salvador R., Garcia, F.J., Virgos, E. & Llorente, M. (1998). Changes in Otter (*Lutra lutra*) distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation* **86**: 179-183.
74. Cossa, D. & Lassus, P. (1989). La cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapport scientifique et technique de l'IFREMER, n°16, 111p.
75. Cugnasse, J.-M. & Riols, C. (1979). Contribution à la connaissance du régime alimentaire hivernal de la Genette, *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). *Bull. ONC* **59**: 37-40.
76. Cugnasse, J.-M. & Riols, C. (1984). Contribution à la connaissance de l'écologie de la Genette (*Genetta genetta* L.) dans quelques départements du sud de la France. *Gibier Faune Sauvage* **1**: 25-55.
77. Cunnane, S.C. (1996). Recent studies on the synthesis, β -oxydation, and deficiency of linoleate and α -linoleate: are essential fatty acids more aptly named indispensable or conditionally dispensable fatty acids? *Can. J. Physiol. Pharmacol.* **74**: 629-639.
78. Dallas, J.F., Marshall, F., Piertney, S.B., Bacon, P. & Racey, P.A. (2002). Spatially restricted gene flow and reduced microsatellite polymorphism in the Eurasian otter *Lutra lutra* in Britain. *Conserv. Genet.* **3**: 15-29.
79. De Bellefroid, M.-d.-N. & Rosoux, R. (2005). Le vison d'Europe. Belin Eveil Nature, 96p.
80. Debier, C., Ylitalo, G.M., Weise, M., Gulland, F., Costa, D.P., Le Boeuf, B.J., De Tillesse, T. & Larondelle, Y. (2005). PCBs and DDT in the serum of juvenile California sea lions: associations with vitamin A and E and thyroid hormones. *Environ. Poll.* **134**: 323-332.
81. Delibes, M. & Adrian, I. (1987). Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Donana National Park, SW Spain. *Biol. Cons.* **42**: 153-159.
82. Delibes, M., Macdonald, S.M. & Mason, C.F. (1991). Seasonal marking, habitat and organochlorine contamination in Otters (*Lutra lutra*) – a comparison between catchments in Andalusia and Wales. *Mammalia* **55**: 567-578.
83. Debrot, S., Fivaz, G., Mermod, C. & Weber, J.-M. (1982). Atlas des poils de mammifères d'Europe. Neuchâtel: Ed. Inst-Zool., Univ. Neuchâtel.
84. Desvillettes, C., Bourdier, G. & Breton, J.-C. (1997). Use of fatty acids for the assessment of zooplankton grazing on bacteria, protozoan and microalgae. *Freshwater Biol.* **38**: 629-637.
85. Dietz, R. Nørgaard, J. & Hansen, J.C. (1998). Have arctic marine mammals adapted to high cadmium levels? *Mar. Pollut. Bull.* **36** : 490-492.
86. Dohogne, R. & Leblanc, F. (2005). Actualisation de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en Limousin. Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, Limoges. 80p.
87. Durbin, L.S. (1998). Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. *Journal of zoology* **245**: 85-92.
88. Effenberger, S. & Suchentrunk, F. (1999). RFLP analysis of the mitochondrial DNA of otters (*Lutra lutra*) from Europe – Implications for the conservation of a flagship species. *Biol. Cons.* **90**: 229-234.
89. Elinder, C. & Järup, L. (1996). Cadmium exposure and death risk: recent findings. *Ambio* **25**: 370-373.
90. Elliot, S.E., Machmer, M.M., Henny, C.J., Wilson, L.K. & Norstrom, R.J. (1998). Contaminants in Ospreys from the Pacific Northwest: I. Trends and patterns in Polychlorinated Dibenzo-*p*-Dioxins and –Dibenzofurans in eggs and plasma. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **35**: 620-631.
91. Elliot, J.E., Henny, C.J., Harris, M.L., Wilson, L.K. & Norstrom, R.J. (1999). Chlorinated hydrocarbons in livers of American mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*) from the Columbia and Fraser river basins, 1990-1992. *Environ. Monit. Assess.* **57**: 229-252.
92. El Nemr, A., Said, T.O., Khaled, A., El Sikaily, A. & Abd-Allah, A.M.A. (2003). Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in Mussels collected from the Egyptian Mediterranean coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **71**: 290-297.
93. England, P.R., Osler, G.H.R., Woodworth, L.M., Montgomery, M.E., Briscoe1, D.A. & Frankham, R. (2003). Effects of intense versus diffuse population bottlenecks on microsatellite genetic diversity and evolutionary potential. *Conserv. Gen.* **4**: 595-604.
94. Erikson, M.D. (1997). Analytical chemistry of PCBs, second edition. CRC Press, Boca Raton, 667p.
95. Erlinge, S. (1967). Home range of the otter *Lutra lutra* L. in southern Sweden. *Oikos* **18**: 186-209.
96. Erlinge, S. (1972). The situation of the otter population in southern Sweden. *Viltrevy* **8**: 379-397.
97. Erlinge, S. (1978). The Status of the Otter population in Sweden. *Proceedings of the first working meeting of the Otter Specialist Group* (N. Duplaix-hall, ed.), UICN, Morges.

98. Evans, R.D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S. & Joachim, D.G. (1998). An examination of spatial variation in mercury concentrations in otter (*Lutra Canadensis*) in south-central Ontario. *Sci. Tot. Environ.* **213**: 239-245.
99. 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.
100. Faurie, C., Ferra, C., Médori, P. & Dévaux, J. (1998). *Ecologie. Une approche scientifique et pratique.* Tec et Doc, Paris, France, 339p.
101. Ferguson, S.H., Higdon, J.W. & Larivière, S. (2006). Does seasonality explain the evolution and maintenance of delayed implantation in the family *Mustelidae* (*Mammalia: Carnivora*)? *Oikos* **114**: 249-256.
102. Folch J.M., Less, M., & Stanley, G.H. (1957). A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *J. Biol. Chem.* **226**: 497-509.
103. Fonseca, F.R.D., Malm, O. & Waldemarin, H.F. (2005). Mercury levels in tissues of Giant Otters (*Pteronura brasiliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. *Env. Res.* **98**: 368-371.
104. Forbes, V. E., Forbes, T.L. & Rivière, J.-L. (1997). *Ecotoxicologie (théorie et applications).* INRA éditions, Paris, 256p.
105. Foster-Turley, P., Macdonald, S. & Mason, C. (1990). Otters. An action plan for their conservation. UICN/SSC, 126pp.
106. Fouchécourt, M.O., Berny, P. & Rivière, J.-L (1998). Bioavailability of PCBs to male laboratory rats maintained on litters of contaminated soils: PCB burden and induction of Alkoxyresorufil O-Dealkylase activities in liver and lung. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **35**: 680-687.
107. 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.
108. FREDON Auvergne (2004). Deux hôtes indésirables, le ragondin et le rat musqué. 6p.
109. Frontier, S. & Pichod-Viale, D. (1998). *Ecosystèmes : Structure, Fonctionnement, Evolution.* Dunod, Paris, 443p.
110. Garshelis, D.L. & Johnson, C.B. (2001). Sea otter population dynamics and the Exxon Valdez oil spill: disentangling the confounding effects. *J. Appl. Ecol.* **38**: 19-35.
111. Giesy, J.P. & Kannan, K. (1998). Dioxin-like and non-dioxin-like toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs): implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* **28**: 511-569.
112. 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.
113. Goszczynski, J. (1976). Composition of the food of martens. *Acta Theriol.* **21**: 527-534.
114. Grahl-Nielsen, O. Halvorsen, A.-K., Bodoev, N., Averina, L., Radnaeva, L., Pronin, N., Käkälä, R. and Petrov, E. (2005). Fatty acid composition of blubber of the Baikal seal *Phoca sibirica* and its marine relative, the ringed seal *P. hispida*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **305**: 261-274.
115. Grynkiewicz, M., Polkowska, Ż., Górecki, T. & Namieśnik, J. (2003). Pesticides in precipitation from an urban region in Poland (Gdańsk- Sopot- Gdynia Tricity) between 1998 and 2000. *Water, Air and Soil Pollut.* **49**: 3-16.
116. Guitart, R., Martinez, B., Pique, E., Mateo, R., Solar, M. & Rodriguez, M. (2005). Organochlorine residues in fishes from two rivers in Cantabria, Spain: Implications for a program of otter (*Lutra lutra*) reintroduction. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **75**: 143-148.
117. Gutiérrez-Yurrita, P. J. Sancho, G. Bravo, M. A. Baltanas, A. & Montes C. (1998). Diet of the Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* in Natural Ecosystems of the Donana National Park Temporary Fresh-Water Marsh (Spain). *J. Crust. Biol.* **18**: 120-127.
118. Gutleb, A.C. (2000). The role of pollutants in the decline of the otter. 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.
119. Gutleb, A.C., Appelman, J., Bronkhorst, M., van den Berg, J., Murk, A.J. (2000). Effects of oral exposure to polychlorinatedbiphenyls PCBs on the development and metamorphosis of two amphibian species (*Xenopus laevis* and *Rana temporaria*). *Sci Tot. Environ.* **262**: 147-154.
120. 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.

121. 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.
122. Gutleb, A.C. & Murk, A.J. (2000). Review of current knowledge of PHAH toxicity and vitamin homeostasis in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). 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.
123. Hainard, R. (1997). Mammifères sauvages d'Europe. Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 670p.
124. Halbrook, R.S., Jenkins, J.H., Bush, P.B. & Seabolt, N.D. (1994). Sublethal concentrations of mercury in river otters: monitoring environmental contamination. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **60**: 273-279.
125. Halbrook, R.S., Lewis, A., Aulerich, R.I. & Bursian, S.J. (1997). Mercury accumulation in Mink fed fish collected from streams on the Oak Ridge Reservation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**: 312-316.
126. 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.
127. 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.
128. Harper, R.J. & Jenkins, D. (1982). Moulting in the European otter (*Lutra lutra*). *J. Zool.* **197**: 298-299.
129. Hatakeyama, S., Shiraishi, H. & Uno, S. (1997). Overall pesticide effects on growth and emergence of two species of *Ephemeroptera* in a model stream carrying pesticide polluted river water. *Ecotoxicology* **6**: 167-180.
130. Hauer, S., Ansorge, H. & Zinke, O. (2002). Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from East Germany. *J. Zool.* **256**: 361 – 368.
131. Henderson, R.J. & Tocher, D.R. (1987). The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. *Prog. Lipid. Res.* **26**: 28-347.
132. Henry, C. (2001). Biologie des populations animales et végétales. Dunod, Paris, 702p.
133. Hill, W.R. & Napolitano, G.E. (1997). PCB congener accumulation by periphyton, herbivores, and omnivores. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32**: 449-455.
134. Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Scheunert, I. & Korte, F. (2001). Environmental Contaminants. In: Shore, F. & Rattner, B.A. (Eds), *Ecotoxicology of wild mammals*, John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 1-48.
135. Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* **11** : 332-351.
136. 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.
137. Hugla, J.-L., Phillipart, J.C., Kremers, P., Goffinet, G. & Thomé, J.P. (1995). PCB contamination of the common barbell, *Barbus barbus* (Pisces, Cyprinidae), in the river Meuse in relation to hepatic monooxygenase activity and ultrastructural liver change. *Neth J. Aquat. Ecol.* **29**: 135-145.
138. Hyvärinen, H., Tyni, P. & Nieminen, P. (2003). Effect of moulting, age, and sex on the accumulation of heavy metals in the otter (*Lutra lutra*) in Finland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **70**: 278-284.
139. IUCN Otter Specialist Group (1990). Otters, an action plan for their conservation. *Foster-Turley, MacDonald & Mason eds.*, 127p.
140. Iverson, S.J. (1993). Milk secretion in marine mammals in relation to foraging: can fatty acids predict diet? *Symp. Zool. Soc. London* **66**: 263-291.
141. Iverson, S.J., Frost, K. J. & Lowry, L. L. (1997). Fatty acid signatures reveal fine scale structure of foraging distribution harbor seals and their prey in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **151**: 255-271.
142. Iverson, S.J., MacDonald, J. and Smith, L. K. (2001). Changes in diet of free-ranging black bears in years of contrasting food availability revealed through milk fatty acids. *Canadian J. Zool.* **79**: 2268-2279.
143. Iverson, S.J., Field, C., Don Bowen, W. & Blanchard, W. (2004). Quantitative fatty acids signature analysis : a new method of estimating predator diets. *Ecol. Monogr.* **74**: 211-235.

144. **Jacobsen, L. (2004).** Otter (*Lutra lutra*) predation on stocked brown trout (*Salmo trutta*) in two Danish lowland rivers. *Ecol. Freshw. Fish* **14**: 59-68.
145. **Jacobsen, L. & Hansen, H.-M. (1996).** Analysis of otter (*Lutra lutra*) spraints: Part 1: Comparison of methods to estimate prey proportions; Part 2: Estimation of the size of prey fish. *J. Zool. Lond.* **238**: 167-180.
146. **Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (1998).** Predation in vertebrate communities. The Bialowieza Primeval Forest as a case study. *Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York.*
147. **Jedrzejewska, B., Sidorovich, V.E., Pikulik, M.M. & Jedrzejewski, W. (2001).** Feeding habits of the otter and the American mink in Białowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography* **24**:165-180.
148. **Jefferies, D.J. & Hanson, H.M. (2000).** The role of dieldrin in the decline of the otter (*Lutra lutra*) in Britain: the analytical data. 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.
149. **Jensen, S., Kihlstrom, J.E., Olsson, M., Lundberg, C. & Ordberg, J. (1977).** Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. *Ambio* **6**: 239.
150. **Jenssens, X. (2006).** Monitoring and predicting elusive species colonisation. Application to the otter in the Cévennes National Park (France). *Mémoire de these de l'Université catholique de Louvain, 250p.*
151. **Jung, R.E., Karasov, W.H. & Melancon, M.J. (2004).** Cytochrome P 450 activity in Green Frogs (*Rana clamitans melanota*) exposed to water and sediments in the Fox River and Green Bay, Wisconsin USA. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* **73**: 955-962.
152. **Kafafi, S.A., Afeefy, H.Y., Ali, A.H., Said, H.K. & Kafafi, A.G. (1993).** Binding of polychlorinated biphenyls on the aryl hydrocarbon receptor. *Environ. Health Perspect.* **101**: 422-438.
153. **Kainz, M., Arts, M.T. and Mazumber, A. (2004).** Essential fatty acids in the planktonic food web and their ecological role for higher trophic levels. *Limnol. Oceanogr.* **49**: 1784-1793.
154. **Käkelä, R., Ackman, R.G. and Hyvärinen, H. (1995).** Very long chain polyunsaturated fatty acids in the blubber of ringed seals (*Phoca hispida* sp.) from Saimaa, Lake Ladoga, the Baltic Sea and Spit-bergen. *Lipids* **30**: 725-731.
155. **Käkelä, R. and Hyvärinen, H. (1998).** Composition of polyunsaturated fatty acids in the liver of freshwater and marine ringed seals (*Phoca hispida* ssp.) differs largely due to the diet of seals. *Comp. Biochem. Physiol. B* **120**: 231-237.
156. **Käkelä, R., Käkelä, A., Hyvärinen, H., Asikainen, J. & Dahl, S.K. (1999).** Vitamins A1, A2, and E in minks exposed to polychlorinated biphenyls (arochlor 1252) and copper, via diet based on freshwater or marine fish. *Environ. Toxicol. Chem.* **18**: 2595-2599.
157. **Kannan, K., Grove, R.A., Senthilkumar, K., Henny & Giesy, J.P. (1999).** Butyltin compounds in River Otters (*Lutra canadensis*) from the Northwestern United States. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **36**: 462-468.
158. **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.
159. **Kannan, K., Thorsten, B., Reush, H., Petrick, G. & Duinker, J.C. (1995).** Chlorobiphenyls: Model Compounds for Metabolism in Food Chain Organisms and Their Potential Use as Ecotoxicological Stress Indicators by Application of the Metabolic Slope Concept. *Environ. Sci. Techno.* **29**: 1851-1859.
160. **Kato, Y., Haraguchi, K., Shibahara, T., Masuda, Y. & Kimura, R. (1998).** Reduction of thyroid hormone levels by methylsulfonyl metabolites of polychlorinated biphenyl congeners in rats. *Arch. Toxicol.* **72**: 541-544.
161. **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.
162. **Keck, G., Paubel, P. & Monneret, R.-J. (1982).** Organochlorine and mercury residues in Peregrine Falcon eggs in France. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **28**:705-709.
163. **Keith, P. & Allardi, J. (coord.) 2001.** Atlas des poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels*, **47** : 387 p.
164. **Koepfli, K.-P. & Wayne, R.K. (1998).** Phylogenetic relationships of otters (*Carnivora : Mustelidae*) based on mitochondrial cytochrome b sequences. *J. Zool.* **246**: 401-416.

165. Koepfli, K.-P. & Wayne, R.K. (2003). Type I STS markers are more informative than Cytochrome b in the phylogenetic reconstruction of the *Mustelidae* (*Mammalia: Carnivora*). *Systematic Biology* 52: 571-593.
166. Koussoroplis, A.-M. (2005). Influence du régime alimentaire sur la composition en acides gras de la loutre : comparaison avec d'autres mammifères carnivores. *Mém. Travaux d'Etudes et de Recherche*, Université Blaise-Pascal, 14p.
167. Kozena, I. (1990). Contribution to the food of wild cats (*Felis silvestris*). *Fol. Zool.* 39: 207-212.
168. Kruuk, H. (1972). Surplus killing in carnivores. *J. Zool.* 166: 233-244.
169. Kruuk, H. (1995). Wild Otters: Predation and Population. *Oxford University Press*, Oxford, UK, 286 pp.
170. Kruuk, H. (1997). The significance of PCBs in otters: a reply. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 14: 54-56.
171. Kruuk, H. (2002). Hunters and hunted, relationships between carnivores and people. *Cambridge University press*, Cambridge, 224p.
172. Kruuk, H. (2006). Otters. Ecology, behaviour and conservation. *Oxford University Press*, Oxford, 265p.
173. Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy J.W.H. and Durbin, L. (1993). Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symposium of the Zoological Society of London* 65: 171-191.
174. Kruuk, H. & Conroy, J.W.H. (1991). Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Appl. Ecol.* 28: 83-94.
175. 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.
176. Kruuk, H., Conroy, J.W.H., Glimmerveen, U. & Ouwkerk, E. J. (1986). The use of spraints to survey populations of otters (*Lutra lutra*). *Biological Conservation* 35: 187-194.
177. Kruuk, H., Conroy, J.W.H. & Webb, A. (1997). Concentrations of mercury in Otters (*Lutra lutra* L.) in Scotland in relation to rainfall. *Environ. Pollut.* 96: 13-18.
178. Kruuk, H. & Moorhouse, A. (1991). The spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Zool. Lond.* 224: 41-57.
179. Kubota, R., Kunito, T. & Tanabe, S. (2001). Arsenic accumulation in the liver tissue of marine mammals. *Env. Poll.* 115: 303-312.
180. Lafontaine, L. (1995). Contribution à la connaissance de la contamination des milieux aquatiques en France par les PCBs, les insecticides organochlorés et les métaux lourds, à partir d'un échantillon de 24 spécimens de loutre d'Europe (*Lutra lutra* L.) originaires des bassins Loire-Bretagne, Adour-Garonne et Seine-Normandie. Réseau SOS-loutres, Ministère de l'Environnement, Agence de l'eau Loire-Bretagne, 52 p.
181. Lafontaine, L. & De Alencastro, L.F. (1999). Statut de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) et contamination des poissons par les polychlorobiphényles (PCBs) : éléments de synthèse et perspectives. In : *L'Etude et la Conservation des Carnivores, SFEPM* : 113-119.
182. Lanszki, J., Kormendi, S., Hancz, C. & Martin, T.G. (2001). Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. *J. Zool.* 255 : 97-103.
183. Lanszki, J. & Molnár, T. (2003). Diet of otters in three different habitats in Hungary. *Folia Zool.* 52 : 378-388.
184. Lanszki, J., Molnár, M. & Molnár, T. (2006). Factors affecting the predation of otter (*Lutra lutra*) on European pond turtle (*Emys orbicularis*). *J. Zool.* 270: 219-226.
185. Larsson, P., Okla, L., Ryding, S.O., Westoo, B. (1990). Contaminated Sediment as a Source of PCBs in a River System. *J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 746-754.
186. Leblanc, F. (2003). Protecting fish farms from predation by the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Limousin region of central France: first results. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 20: 45-48.
187. Lee, R.G.M., Hung, H., Mackay, D. & Jones, K.C. (1998). Measurement and Modeling of the Diurnal Cycling of Atmospheric PCBs and PAHs. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2172 -2179.
188. LeJeune, A.-H., Charpin, M., Deluchat, V., Briand, J.-F., Lenain, J.-F., Baudu, M. & Amblard, C. (2006). Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquat. Toxicol.* 80: 267-280.
189. Lemarchand, C. (2005). Le retour de la Loutre : influence de la qualité de l'eau, de l'habitat et impact sur les communautés de poissons. In : Jacques, H., Leblanc, F. & Moutou, F. (Eds). La

- Conservation de la loutre, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, Paris, Limoges, pp. 93-99.
190. **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.
 191. **Leonards, P.E.G., Smit, M.D., De Jongh, A.W. & Van Hattum, B.G. (1994).** Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of Mink (*Mustela vison*). *Institute for environmental studies*, Vrije Universiteit, Amsterdam, 126 pp.
 192. **Leonards, P.E.G., De Vries, T.H., Minaard, W., Stuijzand, S., De Voogt, P., Cofino, W.P., Van Straalen, N.M. & Van Hattum, B. (1995).** Assessment of experimental data on PCB-induced reproduction inhibition in Mink, based on an isomer- and congener- specific approach using 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin toxic equivalency. *Environ Toxicol. Chem.* **14**: 639-652.
 193. **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.
 194. **Libois, R. (1995).** Régime et tactique alimentaire de la loutre (*Lutra lutra*) en France : synthèse. *Cahiers d'Ethologie* **15**: 251-274.
 195. **Libois, R. (1997).** Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) dans le massif central. *Vie et Milieu* **47**: 33-45.
 196. **Libois, R., Fellous, A., Rosoux, R., Fournier, P. & Siberchicot, O. (1998).** The diet of the European Mink, *Mustela lutreola*, in south-western France: preliminary results. *In*: S. Reg. (Ed.) Euro-American Mammal Congress. Santiago de Compostela, 19-24th July 1998, 172p.
 197. **Libois, R.M. & Hallet-Libois, C. (1988).** Eléments pour l'identification des restes crâniens des poissons dulçaquicoles de Belgique et du nord de la France. 2.Cypriniformes. *Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie*, série A., **4** : 1-24.
 198. **Libois, R.M., Hallet-Libois, C. & Rosoux, R. (1987).** Eléments pour l'identification des restes crâniens des poissons dulçaquicoles de Belgique et du nord de la France. 1.Anguilliformes, Gastérostéiformes, Cyprinodontiformes et Perciformes. *Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie*, série A., **3** : 1-15.
 199. **Libois, R.M. & Rosoux, R. (1989).** Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais poitevin. I. Etude de la consommation d'anguilles (*Anguilla anguilla*). *Vie Milieu* **39**: 191-197.
 200. **Libois, R.M. & Rosoux, R. (1991).** Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais poitevin. II. Aperçu général du régime alimentaire. *Mammalia* **55**: 35-47.
 201. **Libois, R.M., Rosoux, R. & Delooz, E. (1991).** Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais poitevin. III. Variations du régime et tactique alimentaire. *Cahiers Ethol.* **11**: 31-50.
 202. **Libois, R. & Waechter, A. (1991).** La fouine (*Martes foina*). *In* : Artois, M & Delattre, P. (Eds). Encyclopédie des Carnivores de France, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Nort/Erdre, n°10.
 203. **Liles, G. (2003).** Otter breeding sites. Conservation and management. *Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series N°5*, English Nature, Peterborough.
 204. **Lodé, T. (1993).** The decline of the Otter (*Lutra lutra*) populations in the region of the Pays de Loire, western France. *Biol. Conserv.* **65**: 9-13.
 205. **Lodé, T. (1995).** Variations de la fréquence de marquage de *Lutra lutra* dans l'ouest de la France. *Cahiers d'Ethologie* **15**: 245-250.
 206. **Ma, W.C. (1989).** Effects of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **18**:617-622.
 207. **Macdonald, S.M. (1983).** The status of the otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. *Mammal Review* **13**: 11-23.
 208. **Macdonald, S.M. (1995).** Otter distribution in Europe. *Cahiers d'éthologie* **15**: 143-148.
 209. **Macdonald, S.M. & Mason, C.F. (1992).** Statut et besoins de conservation de la loutre (*Lutra lutra*) dans le paléarctique occidental. *Conseil de l'Europe T-PVS (92)* **43**, 48p.
 210. **Magalhaes, M.F., Beja, P., Canas, C. & Collares-Peirera, M.J. (2002).** Fonctionnal heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Fresh. Biol.* **47**: 1919-1934.

211. **Maizeret, C. (1990).** Le vison d'Amérique (*Mustela vison*). In : Artois, M & Delattre, P. (Eds). Encyclopédie des Carnivores de France, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Nort/Erdre, n°13.
212. **Malainey, M.E., Przybylski, R. & Sherriff (1999).** Fatty acid composition of native food plants and animals of Western Canada. *J. Archaeol. Sci.* **26** : 83-94.
213. **Marmi, J., Lopez-Giraldez, J. F. & Domingo-Roura, X. (2004).** Phylogeny, evolutionary history and taxonomy of the Mustelidae based on sequences of the cytochrome *b* gene and a complex repetitive flanking region. *Zoologica Scripta* **33**: 481–499.
214. **Martoja, R. & Berry, J.P. (1980).** Identification of tienmanite as a probable product of demethylation of mercury by selenium in cetaceans: a complement to the scheme of the biological cycle of mercury. *Vie Milieu* **30**: 7-10.
215. **Mason, C.F. (1995).** Impact of pollution on the European Otter. *Cahiers d'Ethologie* **15**: 307-320.
216. **Mason, C.F. (1998).** Decline in PCB levels in otters (*Lutra lutra*). *Chemosphere* **36**: 1969-1971.
217. **Mason, C.F., Last, N.I. & Macdonald, S.M. (1986).** Mercury, cadmium and lead in British Otters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **37**: 844-849.
218. **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.
219. **Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1986).** Otters, Ecology and Conservation. Cambridge University Press, 240 pp.
220. **Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1987).** The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: An evaluation. *Biol. Cons.* **41**: 167-177.
221. **Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1993a).** Impacts of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters (*Lutra lutra*): a study from western Britain. *Sci. Total Environ.* **138**: 127-145.
222. **Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1993b).** Impacts of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters (*Lutra lutra*) in eastern Britain. *Sci. Total Environ.* **138**: 147-160.
223. **Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1993c).** PCBs and organochlorine pesticides residues in otter (*Lutra lutra*) spraints from Welch catchment and their significance to otter conservation strategies. *Aquat. Conserv.* **3**: 43-51.
224. **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.
225. **Mason, C.F., Macdonald, S.M., Bland, H.C. & Ratford, J. (1992).** Organochlorine pesticide and PCB contents in otter (*Lutra lutra*) scats from western Scotland. *Water, Air and Soil Pollut.* **64**: 617-626.
226. **Mason, C.F. et Madsen, A.B. (1992).** Mercury in Danish otters (*Lutra lutra*). *Chemosphere* **25**: 865-867.
227. **Mason, C.F. & O'Sullivan, W.M. (1992).** Organochlorine pesticide residues and PCBs in Otters (*Lutra lutra*) from Ireland. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* **48**: 387-393.
228. **Mason, C.F. & Stephenson, A. (2001).** Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere* **44**: 351-353.
229. **Mason, C.F. & Rowerowe, D.T. (1992).** Organochlorine pesticide-residues and PCBs in Otters scats from Natal. *South. Afr. J. Wild. Res.* **22**: 29-31.
230. **Mason, C.F. & Wren, C.D. (2001).** Carnivora. In: Shore, R.F. & Rattney, B.A.(Eds). Ecotoxicology of wils mammals. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 315-370.
231. **Mateo, R., Saavedra, D., & Guitart, R. (1999).** Reintroduction of the otter (*Lutra lutra*) into Catalan Rivers, Spain: assessing organochlorine residue exposure trough diet. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **63**: 248-255.
232. **Mathevet, V. (2005).** Utilisation de la biologie et de l'écologie d'espèces dans l'évaluation de la qualité et du fonctionnement des milieux : l'exemple de la loutre d'Europe *Lutra lutra*. *Mém. Diplôme Professionnel Universitaire*, Université Blaise-Pascal, 25pp. + ann.
233. **Matilainen, T. & Verta, M. (1995).** Mercury methylation and demethylation in aerobic surface waters. *Can. j. fish. aquat. sci.* **52**: 1597-1608.
234. **Matz, G. & Weber, D. (2002).** Guide des amphibiens et reptiles d'Europe. Delachaux et Niestlé, 292p.
235. **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.

236. 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.
237. McCafferty, D.J. (2005). The dietary response of otters (*Lutra lutra*) to introduced ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in Loch Lomond, Scotland. *J. Zool.* **266**: 255–260.
238. McDonald, R.A. (2002). Resource partitioning among British and Irish mustelids. *J. Animal Ecol.* **71**: 185-200.
239. McDonald, R.A., Harris, S., Turnbull, G., Brouwn, P. & Fletcher, M. (1998). Anticoagulants rodenticides in stoats (*Mustela herminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. *Environ. Poll.* **103**: 17-23.
240. Mercier, L. (2004). Bilan de la réintroduction de la loutre *Lutra lutra* (Linné, 1758) en Alsace (France). *Bull. Soc. Hist. Nat. Ethnogr. Colmar*, **65**: 117-134.
241. Monneret, R.-J. (1987). Le faucon pèlerin. Le Point Vétérinaire, Maisons-Alfort, 126p.
241. Monod, G. & Keck, G. (1982). PCBs in Lake Geneva (Lake Lemman) fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **29**: 570-576.
243. Morris R.J., (1984). The endemic faunae of Lake Baikal: their general biochemistry and detailed lipid composition. *Proc. R. Soc. Biol. Sci. Ser. B* **222**: 51-78.
244. Mudge, S.M. & Norris, C.E. (1997). Lipid biomarkers in the Conwy estuary (North Wales, UK): a comparison between fatty alcohols and sterols. *Mar. Chem.* **57**: 61-84.
245. Müller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Park, S., Chandra, S., Ballantine, A.P., Zorita, E. & Goldman, C.R. (2004). Unsaturated fatty acid content in seston and tropho-dynamic coupling in lakes. *Nature* **427**: 69-71.
246. Murphy, E.C., Clapperton, B.K., Bradfield, P.M.F. & Speed, J. (1998). Brodifacoum residues in target and non-target animals following large-scale poison operations in New Zealand podocarp-hardwood forests. *N. Zeal. J. Zool.* **25**: 307-314.
247. Mustonen, A.-M. and Nieminen, P. (2006). Fatty acid composition in the central and peripheral adipose tissues of the sable (*Martes zibellina*). *J. Thermal Biol.* **31**: 617-625.
248. Nakata, H., Kannan, K., Jing, L., Thomas, N., Tanabe, S. & Giesy, J.P. (1998). Accumulation pattern of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found stranded along coastal California, USA. *Environ. Poll.* **103**: 45-53.
249. Napolitano, G.E. (1998). Fatty acids as trophic and chemical markers in freshwater ecosystems. In: Arts, M.T. & Wainman, B.C. eds. Lipids in freshwater ecosystems. Springer-Verlag, New York, pp. 21-44.
250. Noblet, J-F. (2001). Sauvons le campagnol amphibie. Nature et Humanisme / Fondation Nature et Découvertes, 23p.
251. O'Connor, D.J. & Nielsen, S.W. (1980). Environmental survey of methylmercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the Northeastern United States and experimental pathology of methylmercurialism in the otter. In: Proceedings of World Furbearer Conference (3; 1980-8-3/11: frostburg, Maryland, USA), ed. Chapman, J.A. & Pursley, D.: 1728-1745.
252. Olsen, Y. (1998). Lipids and essential fatty acids in aquatic food webs: what can freshwater ecologists learn from mariculture ? In: Arts, M.T. & Wainman, B.C. eds. Lipids in freshwater ecosystems. Springer-Verlag, New-York, pp. 161-202.
253. 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. Proceed. Of the Royal Irish Ac.* **93**: 55-57.
254. Ottino, P. & Giller, P. (2004). Distribution, density, diet and habitat use of the Otter in relation to land use in the Araglin Valley, Southern Ireland. *Biology and Environment: proceedings of the Royal Irish Academy* **104**: 1-17.
255. Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R., Van de Bogert, M.C., Bade, D.L., Kritzberg, E.S. & Bastviken, D. (2004). Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature* **427**: 240-243.
256. Pain, D.J. (1995). Lead in the environment. In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A. & Cairns, J. (Eds.). Handbook of Ecotoxicology, Lewis publishers, CRC Press Inc., Florida, 356-391.
257. Pereira, E. & Salotti, M. (2000). *Cynolutra castiglionis*, une nouvelle forme de loutre (*Mustelidae*, *Lutrinae*) dans un dépôt du Pléistocène moyen « Castiglione 3CG » (Oletta, Haute-Corse). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes* **331**: 45-52.

258. **Pertoldi, C., Loeschcke, V., Braun, R., Madsen, A.B. & Randi, E. (2000).** Craniometrical variability and developmental stability. Two useful tools for assessing the population viability of Eurasian otter (*Lutra lutra*) populations in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* **70**: 309-323.
259. **Pfeiffer, P. & Culik, B.M. (1998).** Energy metabolism of underwater swimming in river otters (*Lutra lutra* L.). *J. Comp. Physiol. B* **168**: 143-148.
260. **Philcox, C.K., Grogan, A.L. & Macdonald, D.W. (1999).** Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. Appl. Ecol.* **36**: 748-762.
261. **Philippart, J.-C. (1975).** Dynamique des populations de poissons d'eau douce non exploitées. In : Lamotte, M. et Bourlière, F. (Eds). Problèmes d'écologie : la démographie des populations de vertébrés. Masson, Paris, 291-394.
262. **Phillips, P.K. & Heath, J.E. (1995).** Dependency of surface temperature regulation on body size in terrestrial mammals. *J. Therm. Biol.* **20**: 281-289.
263. **Pond, C.M., Mattacks, C.A., Gilmour, I., Johnston M.A., Pillinger, C.T. & Prestrud, P. (1995).** Chemical and carbon isotopic composition of fatty acids in adipose tissue as indicators of dietary history in wild arctic foxes (*Alopex lagopus*) on Svalbard. *J. Zool. Lond.* **236** : 611-623.
264. **Pond, C.M. & Ramsay, M.A. (1992).** Allometry of the distribution of adipose tissue in Carnivora. *Can. J. Zool.* **70**: 342-347.
265. **Poole, K.G., Elkin, B.T. & Bethke, R.W. (1995).** Environmental contaminants in wild mink in the Northwest Territories, Canada. *Sci Tot. Environ.* **160/161**: 473-486.
266. **Poole, K.G., Elkin, B.T. & Bethke, R.W. (1998).** Organochlorine and Heavy Metal Contaminants in wild Mink in Western Northwest territories, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **34**: 406-413.
267. **Prigioni, C., Fumagali, R., Schirru, L. & Carugati, C. (1995).** Sprainting activity of captive otters: its relationship with breeding cycle and number of animals. In: Proc. II It. Symp. On Carnivores, 297-301.
268. **Pruit, N.L. (1990).** Adaptations to temperature in the cellular membranes of crustacea-membrane structure and metabolism. *J. of Thermal Biol.*, 15-18.
269. **Pulliam, H.R. (1988).** Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* **132**: 652-661.
270. **Ramade, F. (1992).** Précis d'écotoxicologie. Masson, Paris, 300p.
271. **Randi, E., Davoli, F., Pierpaoli, M., Pertoldi, C., Bo Madsen, A. & Loeschcke, V. (2003).** Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. *Anim. Conserv.* **6**:1-10.
272. **Randi, E., Mucci N., Arrendal, J., Ansoerge, H., Bailey, M., Bodner, M., Dallas, J., Delibes, M., Domingo-Roura, X., Ferrando, A., Fournier, P., Godoy, A., Hajkova, P., Hauer, S., Heggberget, T.M., Heidecke, D., Jansman, H., Krueger, H., Kvaløy, K., Lafontaine, L., Lemarchand, C., Liukko, U.M., Madsen, A.B., Mercier, L., Ozolins, J., Paunovic, M., Pertoldi, C., Piriz, A., Prigioni, C., Suchentrunk, F., Teubner, J. & Zinke, O. (sous presse).** Assessing the patterns of genetic diversity in Otter populations in Europe. *Hystrix (It. J. Mammal.)*
273. **Raydelet, P. (2006).** Le lynx boréal. Delachaux et Niestlé, 192p.
274. **RBDE (Réseau de bassin de données sur l'eau) (2002).** La qualité des rivières dans le sous-bassin Loire amont – Allier (1997-1999). 47p.
275. **Reuther, C., Dolch, D., Green, R., Jahrl, J., Jefferies, D., Krekemeyer, A., Kucerova, M., Madsen, A.B., Romanowski, J., Roche, K., Ruiz-Olmo, J., Teubner, J. & Trinidad, A. (2000).** Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Guidelines and evaluation of the standard methods for surveys as recommended by the European section of the UICN/SSC Otter Specialist Group. *Habitat* **12**: 1-148.
276. **Richard-Mazet, A. (2005).** Etude écotoxicologique et environnementale de la rivière Drôme : application à la survie de la loutre. *Thèse de Doctorat de l'Université Joseph Fourier, Grenoble*, 228 p.
277. **Robitaille, J.-F. & Laurence, S. (2002).** Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and relation to landscape characteristics. *Anim. Conserv.* **5**: 337-344.
278. **Roger, M., Delattre, P. & Herrenschmidt, V. (1988).** Le putois d'Europe (*Mustela putorius*). In : Artois, M & Delattre, P. (Eds). Encyclopédie des Carnivores de France, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Nort/Érdre, n°15.
279. **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.

280. **Rosoux, R. (1995).** Cycle journalier d'activités et utilisation des domaines vitaux chez la Loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans le Marais Poitevin (France). *Cahiers d'Ethologie* **15** : 283-306.
281. **Rosoux, R. (1998).** Etude des modalités d'occupation de l'espace et d'utilisation des ressources trophiques chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans le marais poitevin. *Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes I*, Rennes, 186p.
282. **Rosoux, R. & Bouchardy, C. (1990).** Problématique de la réintroduction de la loutre d'Europe en France. Colloque de Saint-Jean-du-Gard : « Réintroductions et renforcements de populations animales en France – 6/8 déc. 1988 – *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, suppl. **5**, pp. 212.
283. **Rosoux, R. & Bouchardy, C. (2002).** Répartition de la loutre en France. *In* : Zones Humides Infos **38** : 23-25.
284. **Rosoux, R. & De Bellefroid, M.-d.-N. (2007).** La Loutre. Portraits Sauvages, Artémis, 64p.
285. **Rosoux, R. & Green, J. (2004).** La Loutre. Belin Eveil Nature, 96p.
286. **Rosoux, R. & Libois, R. (1996).** Use of day resting places by the european otter (*Lutra lutra*) in the Marais Poitevin (France); a radiotracking study. *In*: European Mammals: Proceedings of the 1st European congress of Mammalogy, Ed M.L. Mathias, M. Santos-Reis, G. Amori, R. Libois, A. Mitchell-Jones & M.C. Saint Girons, Museu Nacional de Historia Natural, Lisboa, pp. 199-212.
287. **Rosoux, R. & Tournebize, T. (1993).** Causes de mortalité chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans le Centre-Ouest atlantique (France). *Cahiers d'Ethologie*, **15** (2-3-4) : 337-350.
288. **Rostain, R., Ben-David, M., Groves, P. & Randall, J. (2004).** Why do river otters scent-mark? An experimental test of several hypotheses. *Animal behaviour*, **68** : 703-711.
289. **Rouvinen, K. & Kiiskinen (1989).** Influence of dietary fat source on the body fat composition of mink (*Mustela vison*) and blue fox (*Alopex lagopus*). *Acta Agric. Scand.* **39**: 279-288.
290. **Ruiz-Olmo, J., Jimenez, J., Palazon, S. & Lopez-Martin, J.M. (1999).** Ecologie et conservation de la loutre (*Lutra lutra*) et du vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en milieu méditerranéen. *In* : *L'Etude et la Conservation des Carnivores, SFPEM* : 104-112.
291. **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.
292. **Ruiz-Olmo, J., Lopez-Martin, J.M. & Palazon, S. (2001).** The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *J. Zool.* **254** : 325-336.
293. **Samuel, A. M. & Worthy, G. A.J. (2004).** Variability in fatty acid composition of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) blubber as a function of body site, season, and reproductive state. *Can. J. Zool.* **82**: 1933-1942.
294. **Sargent, J.R., Bell, J.G., Bell, M.V., Henderson, R.J. & Tocher, D.R. (1995).** Requirement criteria for essential fatty acids. *J. Appl. Ichthyol.* **11**: 183-193.
295. **Sargent, J.R., Parkes, R.J., Muler-Harvey, I. & Henderson, R.J. (1988).** Lipids biomarkers in marine ecology. *In*: M.A. Sleigh (Ed.), *Microbes in the sea*. Ellis Horwood, Chichester, UK, p. 119-138.
296. **Short, J., Kinnear, J.E. & Robley, A. (2002).** Surplus killing by introduced predators in Australia – evidence for ineffective anti-predator adaptations in native prey species? *Biological Conservation* **103**: 283-301.
297. **Schulz, D.E., Petrick, G. & Duinker, J.C. (1989).** Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Arochlor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography – electron capture detection. *Environ. Sci. and Tech.* **23**: 852-859.
298. **Sidorovich, V. & Anisimova, E.I.E. (1999).** Comparative analysis of helminthocenoses of the native semiaquatic mustelids (*Lutra lutra*, *Mustela lutreola*), in connection with the food spectra. *UICN Otter Spec. Group Bull.* **16**: 16-17.
299. **Sidorovich, V., Kruuk, H., Macdonald, D.W. & Maran, T. (1998).** Diets of semi-aquatic carnivores in northern Belarus, with implications for population changes. *Symp. Zool. Soc. Lond.* **71**: 177-190.
300. **Simpson, V.R. (1997).** Health status of otters (*Lutra lutra*) in South-West England based on post-mortem findings. *Vet. Rec.* **141**:191-197.
301. **Simpson, V.R. (2000).** Diseases of Otters in Britain. *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.

302. Simpson, V.R., Bain, M.S., Brown, R., Brown, B.F. & Lacey, R.F. (2000). A long-term study of vitamin A and polychlorinated hydrocarbon levels in otters (*Lutra lutra*) in south west England. *Environ. Pollut.* **110**: 267-275.
303. Simpson, V.R., Gibbons, L.M., Khalil, L.F. & Williams, J.L.R. (2005). Cholecystitis in otters (*Lutra lutra*) and mink (*Mustela vison*) caused by the fluke *Pseudoamphistomum truncatum*. *Vet. Rec.* **157**: 49-52.
304. Sjoasen, T. (1995). Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters *Lutra lutra* in Sweden. *Biol. Conserv.* **76**: 161-165.
305. Skjervold, H. (1992). Lifestyle diseases and the human diet. How should the new discoveries influence the food production ? Collection of articles printed in The Journal of Dairy Industry of Norway. *Norway: Ås-Trykk*; p. 48.
306. 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.
307. Smit, M.D., Leonards, P.E.G., Van Hattum, B.G. & De Jongh, A.W. (1994). PCB in European Otter (*Lutra lutra*) populations. *Institute for environmental studies, Vrije Universiteit, Amsterdam*, 138p.
308. Smith, A.G. (1991). Chlorinated Hydrocarbon Insecticides. *In*: Hayes, W.J., Lawes, E.R. (Eds). Handbook of pesticides toxicology. Volume 2. Classes of pesticides. Academic Press, San Diego, California, 731-915.
309. Smith, R.J., Hobson, K.A., Koopman, H.N. & Lavigne D.M. (1996). Distinguishing between populations of fresh- and salt-water harbour seals (*Phoca vitulina*) using stable-isotopes ratios and fatty acid profiles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 272-279.
310. Spillman, C.-J. (1961). Poissons d'eau douce. *Féd. Fr. Soc. Hist. Nat.* **65**, 303p.
311. Srivastava, S., Sinha, R. & Roy, D. (2003). Toxicological effects of malachite green. *Aquat. Toxicol.* **66**: 319-329.
312. Stahl, P. & Léger, F. (1992). Le Chat forestier (*Felis sylvestris*). *In* : Artois, M & Delattre, P. (Eds). Encyclopédie des Carnivores de France, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, Nort/Erdre, n°17.
313. Sushchik, N.N., Gladyshev, M.I., Moskvichova, A.V., Makhutova, O.N. & Kalachova, G.S. (2003). Comparison of fatty acid composition in major lipid classes of the dominant benthic invertebrates of the Yenisei River. *Comp. Biochem. Physiol. B* **134**: 111-122.
314. Taastrøm, H.-M. & Jacobsen, L. (1999). The diet of otters (*Lutra lutra* L.) in Danish freshwater habitats: comparison of prey fish populations. *J. Zool. Lond.* **248** : 1-13.
315. 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.
316. Tarja, N., Kristi, E., Marja, L. & Kari, E. (2003). Thermal and metabolic factors affecting bioaccumulation of triazine herbicides by rainbow trout (*Onchorynchus mykiss*). *Environ. Toxicol.* **18**: 219 – 226.
317. Thijssen, H.H.W. (1995). Warfarin-based rodenticides : mode of action and mechanism of resistance. *Pesticide Science* **43**: 73-78.
318. Torres, J., Modry, D., Fernandez, J., Slapeta, J.R. & Koudela, B. (2000). *Isospora lutrae* n. sp. (Apicomplexa : Eimeriidae), a new coccidium from the European otter *Lutra lutra* (L.) (Carnivora: Mustelidae) from Spain. *System. Parasitol.* **47**: 59-63.
319. Veerhiest, G., Clement, B. & Blake, G. (2001). Single and combined effects of sediment associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology* **6**: 167-180.
320. Véra, A. Stratégies de développement du copépode calanoïde *Mixodiaptomus laciniatus* dans un lac de montagne : approche par les biomarqueurs lipidiques et pigmentaires. *Thèse de Doctorat de l'Université BlaisePascal*, Clermont-Ferrand, 303p.
321. Volkman, J.K., Barrett, S.M., Blackburn, S.I., Mansour, M.P., Sikes, E.L. & Gelin, F. (1998). Microalgal biomarkers: a review of recent research developments. *Org. Geochem* **29**: 1163-1179.
322. Waechter, A. (1975). Ecologie de la fouine en Alsace. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* **29**: 399-457.
323. Wallace, J.B. & Webster, J.R. (1996). The Role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.* **41**: 115-139.
324. Wamberg, S. Olesen, C.R. & Hansen, H.O. (1992). Influence of dietary sources of fat on lipid synthesis in mink (*Mustela lutreola*) mammary tissue. *Comp. Chem. Physiol.* **103**: 199-204.

325. Wang, S.L., Lin, C.Y., Guo, Y.L., Lin, L.Y., Chou, W.L. & Chang, L.W. (2001). Infant exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls (PCDD/Fs, PCBs) – correlation between prenatal and postnatal exposure. *Chemosphere* **54**: 1459-1473.
326. Wayre, P. (1979). *The private life of the Otter*. Batsford, London.
327. White, P.L.C., Gregory, K.W., Lindley, P.J. & Richards, G. (1997). Economic values of threatened mammals in Britain: a case study of the Otter *Lutra lutra* and the water vole *Arvicola terrestris*. *Biol. Conserv.* **82**: 345-354.
328. White, P.L.C., McLean, C.J., Woodroffe, G.L. (2003). Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biol. Conserv.* **112**: 363-371.
329. Williams, T.M., Ben-David, M., Noren, S., Rutishauser, M., McDonald, K. & Heyward, W. (2002). Running energetics of the North American river otter: do short legs necessarily reduce efficiency on land? *Comp. Biochem. Physiol.* **133**: 203–212.
330. Williams, D.L., Flindall, A. & Simpson, V. (2000). Ocular pathologies in wild otters. *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.
331. Wise, M.H. (1980). The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. *J. Zool., Lond.* **192**: 25-31.
332. Wren, C.D. (1983). Distribution of metals in tissues of beaver, racoon and otter from Ontario, Canada. *Sci. Tot. Environ.* **34**: 177-184.
333. Wren, C.D, Harris, S., Harttrup, N. (1995). Ecotoxicology of mercury and cadmium. *In*: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A. & Cairns, J. (Eds.). Handbook of Ecotoxicology, Lewis publishers, CRC Press Inc., Florida, 392-423.
334. Yamaguchi, N., Gazzard, D., Scholey, G. & Macdonald, D.W. (2003). Concentration and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential effects on top predators. *Chemosphere* **50**: 265-273.

Valorisation des Résultats

Une partie des résultats de ce travail de thèse a fait l'objet de publications scientifiques et/ou de communications orales ou affichées dans des congrès scientifiques nationaux ou internationaux. Ils sont cités ici chronologiquement, à la date d'édition du présent mémoire (avril 2007). Les articles parus sont disponibles auprès des différentes revues, ceux soumis ou encore en préparation le seront après leur acceptation, le cas échéant.

PUBLICATIONS

- **LEMARCHAND, C.** (2005). Le retour de la Loutre : influence de la qualité de l'eau, de l'habitat et impact sur les communautés de poissons. *In* : Actes du XXVII^e colloque francophone de mammalogie, Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, pp. 93-99.

- RANDI, E., MUCCI, N., ARRENDAL, J., ANSORGE, H., BAILEY, M., BODNER, M., DALLAS, J., DELIBES, M., DOMINGO-ROURA, X., FERRANDO, P., FOURNIER, P., GODOY, A., HAJKOVA, P., HAUER, S., HEGGBERGET, T.M., HEIDEKE, D., JANSMAN, H., KRUEGER, H., KVALOY, K., LAFONTAINE, L., **LEMARCHAND, C.**, LIUKKO, U.M., MADSEN, A.B., MERCIER, L., OZOLINS, J., PAUNOVIC, M., PERTOLDI, C., PIRIZ, A., PRIGIONI, C., SUCHENTRUNK, F., TEUBNER, J. & ZINKE, O. (sous presse). Assessing the patterns of genetic diversity in Otter populations in Europe. *Hystrix (Italian Journal of Mammalogy)*.

- **LEMARCHAND, C.**, AMBLARD, C., SOUCHON, Y. & BERNY, P. Organochlorine pesticides and PCBs contents in scats from actual expanding French Otter (*Lutra lutra*) populations. Soumis à *Water, air and Soil Pollution*.

- **LEMARCHAND, C.**, KOUSSOROPLIS, A.-M., BEC, A., DESVILLETES, C., BOURDIER, G., RUETTE, S., FOURNIER, P., BERNY, P. & AMBLARD, C. From Aquatic to Terrestrial Food webs: Decrease of DHA/LA ratio among carnivorous mammals. Soumis à *Oikos*.

- **LEMARCHAND, C.**, MATHEVET, V., AMBLARD, C., BERNY, P. & BOUCHARDY, C. Diet of European Otter (*Lutra lutra*) in three different habitats in France. *En préparation*.

- **LEMARCHAND, C.**, AMBLARD, C. & BERNY, P. Organochlorine pesticides and PCBs contents in tissues from European Otter (*Lutra lutra*) population in France. *En préparation*.

- **LEMARCHAND, C.**, AMBLARD, C. & BERNY, P. Heavy metals and rodenticides contamination of European Otter (*Lutra lutra*) in France. *En préparation*.

PARTICIPATION AUX COLLOQUES

- **LEMARCHAND, C.**, BERNY, P. & AMBLARD, C. (2006). Impacts potentiels de la présence de composés toxiques dans les réseaux trophiques aquatiques sur la loutre d'Europe (*Lutra lutra*). Communication affichée présentée à la 8^e Conférence Internationale des Limnologues d'Expression Française (CILEF). 17-21 mars 2006, Hammamet, Tunisie. Prix du 2^e Meilleur Poster, décerné par l'Association Française de Limnologie.

- **LEMARCHAND, C.**, BERNY, P. & AMBLARD, C. (2006). Potential impacts of toxic compounds in aquatic food webs on the European Otter (*Lutra lutra*). Communication affichée présentée au cours de l'Analytical Chemistry and Ecotoxicology workshop, Geneva, Switzerland, February 15th, 2006.

- RANDI, E., ..., **LEMARCHAND, C.**, ...& ZINKE, O. (2005). Assessing the patterns of genetic diversity in Otter populations in Europe. European Otter Workshop: Research advances and

otter conservation in Europe. Teggiano Padula (Salerno, Italy) 20-23 October 2005. (Participation à la préparation du colloque).

- **LEMARCHAND, C.**, BERNY, P. & AMBLARD, C. (2005). Relations entre la qualité chimique et microbiologique de l'eau et la dynamique de la population de Loutre d'Europe (*Lutra lutra*). Communication affichée présenté aux Journées de l'Ecole Doctorale Sciences de la Vie et de la Santé, Université Blaise-Pascal, 7 et 8 avril 2005.

- **LEMARCHAND, C.** (2004). XXVII^e colloque francophone de mammalogie de la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères (SFEPM), Limoges (France), 8 au 10 octobre 2004. Communication orale : Le retour de la Loutre : influence de la qualité de l'eau, de l'habitat et impact sur les communautés de poissons.

- **LEMARCHAND, C.**, BERNY, P. & AMBLARD, C. (2004). Le retour de la loutre : un phénomène durable ? Communication affichée présentée au cours du Festival de l'eau du Massif Central, 19 au 24 juillet 2004.

Annexes



MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

AUTORISATION MINISTERIELLE RELATIVE A DES ESPECES
soumises au titre 1er du Livre IV du code de l'environnement

04/ 394 /AUT

Nom ou dénomination et forme juridique du bénéficiaire de l'autorisation	M.Charles LEMARCHAND
Nom du (ou des) mandataire(s)	
Adresse	Université Blaise Pascal Laboratoire de Biologie des Protistes
Code postal - Commune	63177 AUBIERE cedex

EST AUTORISE A

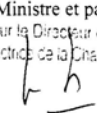

TRANSPORTER

	DE	A
Nom		Laboratoire de Toxicologie de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon
Adresse	Région Auvergne	RHONE

LES SPECIMENS MORTS

DE L'ESPECE (NOM SCIENTIFIQUE)	NOM COMMUN	QUANTITE	DESCRIPTION
LUTRA LUTRA	LOUTRE d'Europe	indéterminée	

CONDITIONS PARTICULIERES : UN RAPPORT d'ETUDES SERA ENVOYE A LA DIRECTION DE LA NATURE ET DES PAYSAGES

⇨ Original conservé à la Direction de la Nature et des Paysages <input type="checkbox"/> ⇨ Copie à la D.I.R.E.N. <input type="checkbox"/> ⇨ Copie à la D.D.A.F. <input type="checkbox"/> ⇨ Copie à la D.S.V. <input type="checkbox"/> ⇨ Copie à l'O.N.C. <input type="checkbox"/> ⇨ Ampliation à l'intéressé <input type="checkbox"/>	Fait à PARIS le 23 août 2004 Pour le Ministre et par délégation Pour le Directeur de la Nature et des Paysages La Sous-Directrice de la Chasse, de la Faune et de la Faune Sauvage  Catherine CARO	AUTORISATION VALABLE JUSQU'AU 30 avril 2007 Pour ampliation  Sceau du Ministère (encre rouge)
--	--	--

CONVENTION CNERA PAD 2005-02

ENTRE

- L'OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE. Etablissement public à caractère administratif, dont le siège social est à Paris – 85 bis, avenue de Wagram – 75822 cedex 17, représenté par le chef du CNERA-PAD, Monsieur Michel CATUSSE, désigné dans la suite du texte par le sigle ONCFS.

d'une part.

ET

- L'Université Blaise-Pascal, Laboratoire de Biologie des Protistes, UMR CNRS 6023 (63117 AUBIERE), représenté par son Directeur, Monsieur Christian AMBLARD, désigné dans la suite du texte par le UMR CNRS 6023.

d'autre part.

Il est convenu ce qui suit :

PREAMBULE

Le CNERA-PAD de l'ONCFS, dans le cadre des missions qui lui sont confiées, suit l'évolution de la répartition des petits carnivores en France et est amené à récolter des cadavres de petits carnivores en vue d'examen divers (génétiques, morphométriques, pathologiques, toxicologiques...).

M. Charles LEMARCHAND, Doctorant en Hydrobiologie, à l'UMR CNRS 6023, effectue une thèse en biologie et écotoxicologie sur les mammifères carnivores. Il sollicite dans ce cadre l'ONCFS, afin de récolter des prélèvements de foie et de tissu adipeux sur certaines espèces dont le chat forestier, *Felis sylvestris*, la martre, *Martes martes* et la fouine, *Martes foina*, de préférence dans la région Auvergne-Limousin.

L'objectif de cette convention est de définir les termes de la collaboration entre l'ONCFS et l'UMR CNRS 6023.

ARTICLE 1- OBJET DE LA CONVENTION

Le détail des travaux menés par M. Lemarchand est présenté succinctement en annexe 1. L'ONCFS sollicite ses services départementaux afin de récolter des cadavres de chats forestiers, de martes et de fouines partout en France et donc en région Auvergne-Limousin, région prioritaire pour M. Lemarchand dans le cadre de sa thèse. Les cadavres sont acheminés par des agents de l'ONCFS, à Brieux (01330) en vue d'autopsies et de prélèvements. Une vingtaine de prélèvements de chaque espèce serait souhaitable.

Les prélèvements de tissus adipeux et de foie seront transmis à l'UMR CNRS 6023 qui effectue les analyses toxicologiques et écotoxicologiques. Le transport des prélèvements est réalisé par M. Lemarchand ou, occasionnellement après accord, par un agent de l'ONCFS. Une fiche de commémoratifs et un protocole explicitant les modes de conservation et de transport des prélèvements sera élaborée par M. Lemarchand.

Cette collaboration s'inscrit dans un cadre expérimental et sur une durée de 2 ans. Un bilan sera réalisé à l'issue de ce travail et un rapport sera fourni aux partenaires, précisant notamment les résultats des analyses.

ARTICLE 2 – RESPONSABILITE DU SUIVI DE LA COLLABORATION

Le suivi des actions définies à l'article 1 est confié au titre de l'ONCFS à Madame Sandrine RUETTE, chargée d'études au CNERA Prédateurs-Animaux Déprédateurs, au titre de l'UMR CNRS 6023 à Monsieur Charles Lemarchand, Doctorant à l'UMR CNRS 6023.

ARTICLE 3 – DATE D'EFFET DE LA CONVENTION ET DUREE DE LA COLLABORATION

La présente convention prend effet à partir du 1^{er} mai 2005 pour une durée de 2 ans. Selon la pertinence des résultats obtenus par rapport aux objectifs fixés, elle pourra, d'un commun accord et par avenant, être :

- amendée pendant la période d'exécution,
- prolongée au-delà de la période d'exécution.

ARTICLE 4 – DISPOSITION PARTICULIERES

Les communications ou les publications utilisant les acquis scientifiques et techniques des études effectuées dans le cadre de cette convention seront réalisées en associant des agents des organismes contractants et, le cas échéant, des agents des organismes associés à ces études. La contribution de l'ONCFS et de l'UMR CNRS 6023 sera mentionnée.

Les données brutes issues des prélèvements seront analysées par Charles Lemarchand dans le cadre de sa thèse et pourront être réutilisées par chacune des deux parties, sous réserve de l'accord expresse des deux organismes contractants.

Fait à GIERES , le 06 avril 2005

**Le Chef du CNERA-PAD
de l'Office national de la chasse et
de la faune sauvage**



Michel CATUSSE

**Le Directeur
de l'UMR CNRS 6023**



Christian AMBLARD



PREFECTURE DE LA REGION AUVERGNE

Direction Régionale
de l'Environnement
AUVERGNE

**ARRETE PREFECTORAL D'AUTORISATION DE CAPTURES TEMPORAIRES
D'ESPECES PROTEGEES**

N° 2006 - 115

**Le Préfet de la Région Auvergne
Préfet du Puy De Dôme
Officier de la Légion d'Honneur
Officier de l'Ordre National du Mérite**

- Vu** les articles L 411-1 et L 411-2 du code de l'Environnement ;
Vu le décret 97-34 du 15 janvier 1997 modifié relatif à la déconcentration des décisions administratives individuelles ;
Vu le décret n° 97-1204 du 19 décembre 1997 pris pour application du 1° de l'article 2 du décret n°97-34 du 15 janvier 1997 ;
Vu l'arrêté ministériel du 22 juillet 1993 fixant la liste des amphibiens et reptiles protégés sur l'ensemble du territoire ;
Vu la circulaire du 10 février 1999 relative à la déconcentration des autorisations exceptionnelles portant sur les espèces protégées,
Vu l'arrêté du 22 décembre 1999 fixant les conditions de demande et d'instruction des autorisations exceptionnelles (d'opérations) portant sur des spécimens d'espèces protégées,
Vu la circulaire DNP n° 00-02 du 15 février 2000 modifiée le 25 juin 2001 relative à la déconcentration de décisions individuelles relevant du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable dans le domaine de la chasse, de la faune et de la flore sauvages ;
Vu l'arrêté n°B.R.H.L.06/243 du 10 juillet 2006 portant délégation de signature à M.Emmanuel DE GUILLEBON, Directeur Régional de l'Environnement Auvergne ;
- Vu** la demande officielle présentée par Monsieur Charles LEMARCHAND, complétée le 20 juin 2006 ;
Vu l'avis du Conseil National de la Protection de la Nature daté du 25 juillet 2006;

Sur proposition de Monsieur le Directeur Régional de l'Environnement ;

ARRETE

Article 1^{er} : Monsieur **Charles LEMARCHAND** – Université Blaise-Pascal - 24, avenue des Landais - 63177 AUBIERE Cedex – est autorisé, dans le cadre de travaux de recherche liés à une thèse, à procéder à des **captures d'espèces animales (amphibiens et reptiles)** sur le territoire du département du Puy de Dôme. Les prélèvements s'effectueront sur les rivières suivantes : Dore, Allier, Couze Pavin, Sioule, Litroux. L'autorisation concerne également le **transport** des espèces capturées, à destination de l'Ecole vétérinaire de Lyon.



Ministère de l'Ecologie
et du Développement Durable

Direction Régionale de l'Environnement - AUVERGNE
65, boulevard François Mitterrand - BP 163 - 63004 Clermont-Ferrand Cedex 1
Tél : +33 (0)4 73 34 46 80 - Fax : +33 (0)4 73 34 46 81 - www.auvergne.ecologie.gouv.fr

L'autorisation est donnée pour l'espèces suivantes :

- **Bufo bufo** (crapaud commun), **5-10**
- **Rana temporaria** (grenouille rousse), **5-10**
- **Rana pelophylax sp** (grenouille verte), **5-10**
- **Natrix natrix** (couleuvre à collier), **5-10**

Article 2 : Cette autorisation est nominative et valable **jusqu'au 31 décembre 2006**.

L'administration se réserve le droit de mettre fin à cette autorisation par lettre de notification en cas de difficultés rencontrées sur l'application de l'arrêté .

Article 3 : Les résultats de l'opération devront faire l'objet d'un rapport à remettre aux services de l'Etat : Direction Régionale de l'Environnement Auvergne et Direction de la Nature et des paysages (Ministère de l'écologie et du développement Durable). En cas contraire, il constituerait un motif d'annulation de l'autorisation.

Article 4 : Délais et voie de recours

La présente décision est soumise à un contentieux de pleine juridiction. Elle peut être déférée à la juridiction administrative :

par les demandeurs ou exploitants dans un délai de 2 mois qui commence à courir du jour où ledit arrêté a été notifié

par les tiers, personne physique ou morale, les communes intéressées ou leur groupement dans un délai de 4 ans à compter de la publication ou de l'affichage dudit acte.

Article 5 : Monsieur le Secrétaire Général de la Préfecture, Monsieur le Directeur Régional de l'Environnement, Monsieur le Directeur Départemental de l'Agriculture et de la forêt, Monsieur le Colonel Commandant de Groupement de Gendarmerie, la garderie de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (63) sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, dont une ampliation :

- sera notifiée à **Monsieur Charles LEMARCHAND**, au DIREN, au DDAF, au Commandant de Gendarmerie du Puy-de-Dôme, à la garderie de l'ONCFS,
- sera publiée au recueil des actes administratifs du département.

Clermont Ferrand, le 07 AOUT 2006

Pour le Préfet,
Par délégation,
Le Directeur Régional de
l'Environnement Auvergne
E. Guillebon
Emmanuel de GUILLEBON

Pour ampliation
pour le Préfet et par délégation,
Le Directeur administratif du SGAR - Auvergne



Jean-Pierre MACHETEAU

Epilogue

24 octobre 2006, Chalinargues, Cantal. La délégation départementale de l'ONCFS m'a téléphoné ce matin, pour me prévenir qu'une loutre était disponible pour mes analyses. Voilà plusieurs semaines que j'ai entamé la phase finale de cette thèse, achevé la phase expérimentale pour me consacrer à la rédaction.

Je décide d'aller tout de même chercher l'animal, pour le valoriser au mieux. La collecte d'épreintes, de cadavres, de poissons, d'amphibiens, de crustacés et de reptiles est achevée depuis plusieurs mois. Cette brève sortie sur le terrain est donc la toute dernière concernant l'étude, le symbole est assez fort.

Après le premier examen de l'animal, une femelle subadulte en excellent état, je descends au bord de l'Allanche, me débarrasser les mains du sable et des poils humides qu'elle m'a laissé. Il est 9h30, le soleil arrive au fond de la vallée. Accroupi les mains dans la rivière, j'entends un bruissement dans les fourrés à ma droite. Pensant à un chien, ou peut-être un renard en maraude, je tourne la tête. Une loutre, bien vivante celle-là, est à 10 mètres de moi, éclairée par le soleil !!

De surprise, je lâche un « *ben merde alors* » à voix basse. Je tente d'abord de me dissimuler, puis de mieux l'observer, elle se détourne d'un bond agile et s'éloigne sans bruit. J'ai le temps de voir que son poil est sec, elle a la taille adulte, j'ai dû la déranger dans son repos diurne. L'observation dure environ 5 secondes, je la perds ensuite de vue. Aucune trace derrière elle, je ne distingue même pas la couche où je l'ai surprise.

J'aime à penser depuis, très subjectivement, qu'elle s'est montrée ainsi, exprès, le jour de la dernière sortie, quelques secondes à peine, comme un clin d'œil à ce temps passé sur ses traces. C'était en effet ma première observation de l'espèce, et la seule à ce jour, si l'on excepte la longue rencontre avec 4 de ses cousines américaines, un matin d'août 2005 dans le paradis du Yellowstone National Park.

Merci à cette loutre pour le clin d'œil, qu'elle prenne garde en traversant les routes.