

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : *Biotechnologies Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement*

Structure de Recherche : *Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome*

Discipline : *Biologie*

Spécialité : *Ecotoxicologie, Biodiversité, et Environnement*

Présentée et soutenue le 28/12/2021 par :

Loubna TIFAROUINE

Utilisation intégrée des micromammifères comme bioindicateurs pour la surveillance des écosystèmes terrestres : Approche Morphométrique, Ecotoxicologique et Phylogénie

JURY

Ouafae BERRADA RKHAMI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Présidente
Hamid RGUIBI IDRISSE	Directeur de l'Ecole Supérieure de Technologie – Laâyoune, Doyen par Interim de la Faculté Polydisciplinaire-Es Smara	Rapporteur/ Examineur
Hocein BAZAIRI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Rapporteur/ Examineur
Abdeljebbar QNINBA	PES, Université Mohammed V, Institut Scientifique - Rabat	Rapporteur/ Examineur
Lahcen CHILLASSE	PES, Université Moulay Ismail, Faculté des Sciences – Meknes	Rapporteur/ Examineur
Mohamed FEKHAOUI	Directeur de l'Institut Scientifique – Rabat	Co-Directeur de Thèse
Abdellah EL ABIDI	Expert Ecotoxicologue – Rabat	Co-Directeur de Thèse
Abdelaziz BENHOUSSA	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Directeur de Thèse

Année universitaire : 2020-2021

Remerciements

Le présent travail a été réalisé, au Laboratoire Biodiversité, Ecologie et Génome de la Faculté des Sciences de Rabat, sous la direction du Professeur **Abdelaziz BENHOUSSA** et du Professeur **Mohammed FEKHAOUI**. Quelques travaux de recherches effectuées dans le cadre de cette thèse ont bénéficié du soutien du Centre des études sahariennes sous le cadre d'un projet scientifique intitulé "*Impact des changements climatiques globaux sur la biodiversité des zones humides sahariennes*" accordé au Professeur **BENHOUSSA Abdelaziz** et du Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (UNEP-PAM-CAR/ASP, Tunis) dans le cadre du projet *MedKeyHabitats "Programme d'inventaire, de cartographie et de suivi des principaux habitats méditerranéens"* sous la supervision du Professeur **Hocein BAZAIRI**.

Par ces quelques lignes, je tiens à adresser ma gratitude et mes remerciements à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette thèse, en espérant n'avoir oublié personne...

Je voudrais tout d'abord exprimer ma profonde estime et reconnaissance au Professeur **REGRAGUI Mohammed**, Doyen de la Faculté des Sciences de Rabat pour les efforts déployés pour promouvoir la recherche scientifique et surtout pour le soutien qu'il accorde aux chercheurs de cet établissement.

Je tiens à remercier mon directeur de thèse Professeur **Abdelaziz BENHOUSSA**, directeur du Laboratoire Biodiversité, Ecologie et Génome de la Faculté des Sciences de Rabat, je lui suis redevable pour la confiance qu'il m'a témoignée en acceptant la direction scientifique de mes travaux, je lui suis reconnaissante d'avoir assuré un encadrement rigoureux tout au long de ces années, tout en me donnant la possibilité de trouver par moi-même mon cheminement personnel et pour sa disponibilité malgré ces nombreuses occupations, je lui suis grée de m'avoir conseillé et dirigé dans mes recherches. Je lui suis également reconnaissante pour sa dévotion, pour sa patience, ses qualités humaines et ses précieux conseils. Puisse ce travail être le témoignage de ma profonde reconnaissance.

J'adresse mes vifs et sincères remerciements au Professeur **Mohamed FEKHAOUI**, Directeur de l'Institut Scientifique de Rabat pour son encadrement de grande qualité et sa disponibilité, aussi pour l'aide qu'il a toujours su m'apporter avec enthousiasme lors de ma thèse. Sa gentillesse, son immense compétence, sa simplicité et sa disponibilité ont été un atout majeur dans la réalisation de ce travail.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à Monsieur **Abdellah EL ABIDI**, Ex directeur du laboratoire d'Hydrologie, de la Toxicologie et d'Hygiène Industrielle et Environnementale à l'Institut National d'Hygiène de Rabat, qui m'a initiée à la Recherche Scientifique depuis mon travail de Master, et qui m'a accordée du temps et de la patience afin de mener à terme ce travail.

Je remercie Madame **Ouafae BERRADA RKHAMI**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat de m'avoir fait l'honneur de présider le jury de la thèse. Qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

C'est avec un profond respect que je tiens à remercier le Professeur **Hamid RGUIBI IDRISSE**, Directeur de l'Ecole Supérieure de Technologie- Laâyoune, Doyen par Interim de la Faculté Polydisciplinaire Ess-Smara. Je lui suis reconnaissante pour tout le temps qu'il m'a accordé, ses qualités pédagogiques et scientifiques, sa sympathie. J'ai beaucoup appris à ses côtés et je lui adresse ma gratitude pour tout cela. Sa participation au jury est pour moi un grand honneur, qu'il trouve ici ma profonde reconnaissance.

Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur **Hocein BAZAIRI**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat de m'avoir permis d'obtenir des vacances afin de réaliser des enseignements au cours de la thèse. J'ai toujours apprécié ses qualités humaines, ses compétences pédagogiques, sa gentillesse et pour avoir accepté d'être rapporteur, sa participation au jury m'honore amplement.

Mes remerciements les plus sincères vont aussi à Monsieur **Abdeljebbar QNINBA**, Professeur à l'Institut Scientifique de Rabat, d'avoir accepté d'être rapporteur, malgré vos nombreuses occupations. Je lui adresse mes sentiments les plus respectueux.

J'adresse mes sincères remerciements à Monsieur **Lahcen CHILLASSE**, Professeur à la faculté des Sciences de Rabat pour avoir accepté d'évaluer cette thèse au tant que rapporteur. Je vous remercie également pour le temps consacré à la lecture de ce rapport.

Je suis spécialement reconnaissante envers Monsieur **Bouabid BADAOU**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat pour m'avoir généreusement transmis son savoir en Bio-informatique et en Génétique. Je le remercie pour son aide, son temps accordé et sa bonne humeur.

Je remercie tous les membres du laboratoire d'Hydrologie, de la Toxicologie et d'Hygiène Industrielle et Environnementale de l'Institut National d'Hygiène de Rabat, pour leur collaboration et la disponibilité qu'ils m'ont témoigné, durant ma période de stage.

Je voudrais remercier particulièrement mon collègue **Oussama Bouarakia** pour les sorties de terrains que nous avons faites ensemble, son aide, partage et échanges d'informations.

Je remercie également les taxidermistes **Mataame Abderahmane** et **Hicham Brini**, pour leur aide dans la collecte des échantillons sur le terrain.

Merci à toute l'équipe des **Travaux pratiques de Biologie des Organismes vivants** avec lesquelles j'ai pu travailler au cours des années.

Je tiens également à remercier chaleureusement mon oncle **Mohammed TAZI**, Consultant en technologie des semences et développement à l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), pour ses conseils pertinents qui ont contribué à améliorer la qualité de ce travail. Qu'il trouve ici ma profonde gratitude et reconnaissance.

Je tiens à remercier tous mes collègues du laboratoire avec qui j'ai passé des journées entières, et qui ont contribué à travailler dans la bonne humeur tout au long de la thèse : Asmae Benabbou, Imane Rahmouni, Halima Louizi, Loubna Boutahar, Salma Benmokhtar, Keltoum Ouassal, Feirouz Touhami, Mouna El Quendouci, Hala Ainou, Zineb Sahi, Oussama Bououarour, Soilam Boutoumit, Reda El Kamcha...

Je remercie toute ma famille, pour leur soutien tout au long des ces années, je tiens enfin à remercier très sincèrement mes parents et mes deux frères qui m'ont toujours soutenu dans mes choix d'orientation. Je ne pourrais jamais suffisamment les remercier pour toutes les valeurs qu'ils ont su m'inculquer, pour leur soutien et leur encouragement dans les moments de doute.

Un neveu est le plus beau cadeau qu'un frère puisse vous faire, **SAADOU** aucune dédicace ne pourrait exprimer mon amour et mon attachement à toi. Je t'aime mon ange.

*Cette thèse est dédiée à l'être le plus cher dans
ma vie, la personne qui m'a submergée de son
amour puis partie loin au ciel, Ma Sœur Najat*

Utilisation intégrée des micromammifères comme bioindicateurs pour la surveillance des écosystèmes terrestres : Approche Morphométrique, Ecotoxicologique et Phylogénie

Résumé

L'inventaire taxonomique des micromammifères du Maroc fait ressortir l'existence de 21 Taxons sur 23 sites, soit un effort de piégeage de 3413 nuits-pièges et un succès de piégeage de 9,87%. Les valeurs de la diversité de Shannon et d'Equitabilité sont différents d'un site à l'autre, elles semblent suivre deux gradients : un gradient latitudinal et un gradient anthropique. En effet, elles sont les plus faibles au centre (Guercif, Sour El Az et Oualidia) avec 2 espèces maximum. Elles sont les plus élevées au niveau des zones Humides/SIBE (entre 5 à 8 espèces). Les mesures morphométriques effectuées sur nos spécimens (n=337) sont similaires à ceux déjà publiées par des travaux divers, puis confirmées par des analyses génétiques en utilisant le gène Cytb. Cinq éléments traces métalliques ont été quantitativement analysés par spectroscopie d'absorption atomique Varian AA 240 dans trois organes provenant de spécimens d'âge et de sexe différents. Dans la région méditerranéenne d'Oued Siad/Jbel Moussa, les plus fortes concentrations de Pb, Cu, Fe et Zn ont été détectés dans le foie de *Rattus norvegicus*, tandis que celle du Cr sont détectées dans les reins du *Rattus rattus*. A la Meja Zerga, la teneur maximale en éléments traces des *Apodemus sylvaticus* analysés a été enregistrée chez les adultes et était limitée à 46,62 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb et 35,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cu, alors qu'elle atteignait 22,69 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; 7,59 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et 6,78 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cr, le Zn et le Fe, respectivement. La concentration de Cu dans le foie des *Mus spretus* a été enregistrée chez les femelles adultes de la Merja Zerga avec un maximum de 60 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; à Dayet Erroumi, elle était d'environ 14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Bien que ces espèces aient une répartition continue ou discontinue en Afrique du Nord, leurs statuts de Conservation (UICN) devraient au moins être rectifiés sur la liste des mammifères du Maroc. Des facteurs physiologiques et écologiques modulent la bioaccumulation et les réponses au stress induit. Nos travaux soulignent aussi la nécessité des suivis à long terme et du développement des outils écotoxicologiques « non létaux » dans le cadre d'une approche de conservation multicritère.

Mots-clés : Inventaire taxonomique, Micromammifères, Mesures morphométriques, Analyses génétiques, Cytb, Eléments traces métalliques, Spectroscopie d'absorption atomique.

Integrated use of micromammals as bioindicators for monitoring terrestrial ecosystems: Morphometric, Ecotoxicological and Phylogeny approach

Abstract

Inventory taxonomic of micromammals in Morocco highlights the existence of 21 taxa at 23 sites, both a trapping effort of 3413 trap-nights and a trapping success of 9.87%. The values of Shannon diversity and Equitability are different from one site to another, they seem to follow two gradients: a latitudinal gradient and an anthropic gradient. Indeed, they are the weakest in the center (Guercif, Sour El Az and Oualidia) with a maximum of 2 species. They are highest in Wetlands/SIBE (between 5 and 8 species). The morphometric measurements performed on our specimens (n=337) are similar to those already published by various works, then confirmed by genetic analyzes using the Cytb gene. Five metallic trace elements were quantitatively analyzed by Varian AA 240 atomic absorption spectroscopy in three organs from specimens of different age and sex. In the Mediterranean region of Oued Siad/Jbel Moussa, the highest concentrations of Pb, Cu, Fe and Zn were detected in the liver of *Rattus norvegicus*, while those of Cr were detected in the kidneys of *Rattus rattus*. At Meja Zerga, the maximum trace element content of the analyzed *Apodemus sylvaticus* was recorded in adults and was limited to 46.62 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Pb and 35.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cu, whereas that it reached 22.69 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; 7.59 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 6.78 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cr, Zn and Fe, respectively. The concentration of Cu in the liver of *Mus spretus* was recorded in adult females of the Merja Zerga with a maximum of 60 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; at Dayet Erroumi, it was around 14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Although these species have a continuous or a discontinuous distribution in North Africa, their conservation Status (IUCN) should at least be rectified on the list of mammals of Morocco. Physiological and ecological factors modulate bioaccumulation and responses to induced stress. Our work also highlighted the need for a long-term monitoring and the development of "non-lethal" ecotoxicological tools as part of a multi-criteria conservation approach.

Keywords: Taxonomic inventory, Micromammals, Morphometric measurements, Genetic analyzes, Cytb. Metallic trace elements, Atomic absorption spectroscopy.

Sommaire

Liste des figures	13
Liste des tableaux	16
Introduction générale.....	17
Chapitre I : Etat de l'Art.....	20
I. Contexte général	21
I.1- Historique et objectifs de l'écotoxicologie	21
I.2- De l'écotoxicologie vers l'écologie du stress	23
I.3- Les animaux et le stress	26
I.4- La pollution aux éléments traces métalliques (ETMs)	27
I.4.1- Généralités sur les éléments traces.....	27
I.4.2- Profil toxicologique du cuivre.....	28
I.4.3- Profil toxicologique du plomb	30
I.4.4- Profil toxicologique du zinc	32
I.4.5- Profil toxicologique du fer	33
I.4.6- Profil toxicologique du Chrome.....	34
I.5- Transferts des ETMs dans les écosystèmes	36
I.5.1- Exposition	36
I.5.2- Biodisponibilité	38
I.5.3- Transfert des ETMs dans les réseaux trophiques.....	39
I.5.4- Interactions entre différents stress.....	40
I.6- Bioindicateurs	41
I.6.1- Utilisation des rongeurs en écotoxicologie	41
I.6.2- Classification - Phylogénie	42
I.6.3- Traits d'histoire de vie	45
I.6.4- Systématique	47
I.6.4.1- Muridae.....	47
I.6.4.1.1- Murinae	47
a. <i>Mus spretus</i> Lataste, 1883.....	47
b. <i>Mus musculus domesticus</i> Linnaeus, 1758	49

c.	<i>Apodemus sylvaticus</i> Linnaeus, 1758	51
d.	<i>Lemniscomys barbarus</i> Linnaeus, 1766.....	53
e.	<i>Rattus rattus</i> Linnaeus, 1758	54
f.	<i>Rattus norvegicus</i> Berkenhout, 1769	55
I.6.4.1.2-	Gerbillinae.....	57
a.	<i>Gerbillus campestris</i> Loche, 1867	58
b.	<i>Gerbillus gerbillus</i> Olivier, 1801	59
c.	<i>Gerbillus tarabuli</i> Thomas, 1902.....	60
d.	<i>Gerbillus henleyi</i> Winton, 1903.....	62
e.	<i>Gerbillus simoni</i> Lataste, 1881	63
f.	<i>Meriones shawi</i> Duvernoy, 1842	64
g.	<i>Meriones crassus</i> Sundevall, 1842	65
h.	<i>Gerbillus occiduus</i> Lay, 1975	66
i.	<i>Gerbillus pyramidum</i> Geoffroy, 1825.....	67
I.6.4.2-	Gliridae	68
I.6.4.2.1-	Leithiinae.....	68
a.	<i>Eliomys melanurus</i> Wagner, 1840	69
b.	<i>Eliomys munbyanus</i> Pomel, 1856	69
I.6.4.3-	Soricidae	70
a.	<i>Crocidura russula</i> Hermann, 1780	71
b.	<i>Crocidura tarfayensis</i> Vesmanis, 1980.....	72
Chapitre II :	Matériel & Méthodes	74
II-1-	Présentation de la zone d'étude.....	75
II.1.1-	zone d'étude	75
II.1.2-	Choix des stations d'étude	76
II.1.2.1-	Palmeraie	76
a.	Tata	77
b.	Zagora	77
c.	Errachidia	78
d.	Foum Zguid.....	78
e.	Amtoudi	78

II.1.2.2- Zone humide.....	79
a- Oualidia	79
b- Merja Zerga	80
c- Sebkha d'Imlili	81
d- Khnifiss / Akhfenir	81
II.1.2.3- Zone SIBE.....	82
a- Oued Siad	82
b- Dayet erroumi	83
c- Dakhla.....	83
II.1.2.4- Zone anthropisé/ Maroc Septentrional	84
a- Ain Beni Mathar	84
b- Bouaarfa.....	85
c- Guercif	86
d- Oued Cherrat.....	86
e- Boutroubaye localité-grotte	86
f- Ouelad Boughadi	87
g- Sour El Az	87
h- Benslimane	88
i- Oum Azza	88
j- Sid El Mokhtar.....	89
II.2- Méthodologie sur terrain	89
II.2.1- Échantillonnage des rongeurs	89
II.2.2- Méthodes de captures.....	90
a- La méthode des quadras	90
b- L'échantillonnage en ligne-transects	90
II.2.3- Type de piège.....	90
a- Pièges Sherman.....	91
b- Besançon Technologie Système (BTS)	91
II.2.4- Appâts	92
II.2.5- Technique de pose des pièges	92
II.2.5.1- Identification du sexe	92

II.2.5.2- Critères morphométriques	92
II.2.5.3- Identification des rongeurs	93
II.2.5.4- Effort de piégeage	93
II.2.5.5- Exploitation des résultats par les indices écologiques	94
a- Indices écologiques de composition	94
b- Indices de structure	95
II.3- Etude moléculaire.....	96
II.3.1- Généralités sur la phylogénie.....	96
II.3.2- Extraction de l'ADN.....	96
II.3.3- Amplification de l'ADN	97
II.3.4- Séquençage de l'ADN	98
II.3.5- Correction et alignement des séquences	98
II.4- Analyses des éléments traces métalliques	98
II.4.1- Prélèvement des organes.....	98
II.4.2- Préparation et nettoyage du matériel	98
II.4.3- Minéralisation	99
II.4.4- Méthodes d'analyses.....	99
a- Limite de détection	99
b- Précision	99
c- Sensibilité	100
II.5- Tests statistiques.....	100
Chapitre III : Résultats sur l'inventaire et la phylogénie des rongeurs recensés au Maroc	102
III.1- Introduction.....	103
III.2- Matériels & Méthodes.....	103
III.3- Résultats	105
a- Succès de piégeage	107
b- Mesures morphométriques	108
a- Analyse moléculaire	117
b- Analyses statistiques.....	120
III.4- Discussion	123
III. 5 – Conclusion.....	125

Chapitre IV : Étude de l'accumulation des éléments traces métalliques dans certains tissus de petits mammifères (Muridae) du nord marocain : Oued Siad/Jbel Moussa.....	127
VI.1- Introduction.....	128
IV.2- Matériels & Méthodes	129
IV.3- Résultats.....	131
a- Mesures morphométriques	131
b- Analyse des ETMs.....	131
IV.4- Discussion.....	135
IV.5- Conclusion	136
Chapitre V : Influence de l'âge sur la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez <i>Apodemus sylvaticus</i> de la Merja Zerga, Maroc.....	137
V.1- Introduction.....	138
V.2- Matériels et méthodes	139
V.2.1- Modèle biologique.....	139
a- Zone d'étude	139
b- Paramètres morphométriques et analyses chimiques	140
c- Analyses statistiques.....	142
V.3- Résultats	142
V.3.1- Paramètres morphométriques	142
V.3.2- Bioaccumulation des éléments traces par âge et sexe	144
V.3.3- Corrélations entre paramètres (morphométriques et ETMs)	146
V.4- Discussion	149
V.5- Conclusion	151
Chapitre VI : Evaluation de la bioconcentration des éléments traces chez la souris d'Afrique du Nord (<i>Mus spretus</i>) sur deux sites marocains	153
VI.1- Introduction.....	154
VI.2- Matériels et méthodes.....	155
VI.2.1- Sites d'étude	155
VI.2.2- Techniques d'échantillonnage.....	156
VI.2.3- Analyse des éléments traces	157
VI.2.4- Analyse statistique	157
VI.3- Résultats	157

VI.3.1- Caractérisation morphologique.....	157
VI.3.2- Eléments traces métalliques.....	159
VI.4- Discussion.....	165
VI.4.1- Bioaccumulation des ETMs par site.....	165
VI.4.2- Bioaccumulation des ETMs par âge et par sexe	166
VI.4.3- Bioaccumulation des ETMs par les tissus.....	167
VI.5- Conclusion	168
Conclusion générale	169
Références bibliographiques	174
Annexes.....	201
Annexe 1	202
Annexe 2 :	204
Annexe 3 :	205
Annexe 4:	206
.....	206
Annexe 5 :	207
Annexe 6 :	208
Annexe 7 :	209

Liste des figures

Figure 1 : Niveaux d'organisation biologiques étudiés en écotoxicologie	22
Figure 2 : Médiateurs biologiques des réponses de stress.....	26
Figure 3 : Schéma de l'action d'un stress sur l'équilibre homéostatique.....	27
Figure 4 : Fonction de quelques éléments dans l'organisme	28
Figure 5 : Modèle conceptuel pour l'exposition directe et indirecte des récepteurs écologiques aux contaminants présents dans les sols (McGeer et al, 2004)	38
Figure 6 : les deux facettes d'une évaluation opérationnelle de la biodisponibilité (la disponibilité environnementale et la biodisponibilité environnementale)	39
Figure 7 : Relation entre la performance (P : croissance, fécondité, survie) et les concentrations des éléments essentiels (Ce) et non essentiels (Cne) dans l'alimentation des animaux (Walker et al, 2012).....	40
Figure 8 : Illustration de l'espèce <i>Mus spretus</i>	49
Figure 9 : Illustration de l'espèce <i>Mus domesticus</i>	50
Figure 10 : Illustration de l'espèce <i>Apodemus sylvaticus</i>	51
Figure 11: Illustration de l'espèce <i>Lemniscomys barbarus</i>	53
Figure 12 : Illustration de l'espèce <i>Rattus rattus</i>	55
Figure 13 : Illustration de l'espèce <i>Rattus norvegicus</i>	56
Figure 14: Illustration de l'espèce <i>Gerbillus campestris</i> (nobis).....	58
Figure 15 : Illustration de l'espèce <i>Gerbillus gerbillus</i>	60
Figure 16: Illustration de l'espèce <i>Gerbillus tarabuli</i>	61
Figure 17 : Illustration de l'espèce <i>Gerbillus henleyi</i>	62
Figure 18 : Illustration de l'espèce <i>Gerbillus simoni</i>	63
Figure 19 : Illustration de l'espèce <i>Meriones shawi</i> (Juvénile, embryon et adulte).....	65
Figure 20 : Illustration de l'espèce <i>Meriones crassus</i> (nobis).....	66
Figure 21: Illustration de l'espèce <i>Gerbillus occiduus</i>	67
Figure 22 : Illustration de l'espèce <i>Gerbillus pyramidum</i>	68
Figure 23 : Illustration de l'espèce <i>Eliomys melanirus</i> (photo Benhoussa A.).....	69
Figure 24 : Illustration de l'espèce <i>Eliomys munbyanus</i>	70
Figure 25 : Illustration de l'espèce <i>Crocidura russula</i>	72
Figure 26: Illustration de l'espèce <i>Crocidura tarfayensis</i> (Photo Chevalier F.).....	73
Figure 27 : Zones prospectées et/ou échantillonnées	76
Figure 28 : Localités échantillonnées dans la zone de Tata	77
Figure 29 : Localités échantillonnées dans la zone de Zagora.....	77
Figure 30 : Localités échantillonnées dans la zone d'Errachidia	78
Figure 31 : Localités échantillonnées dans la zone de Fom Zguid	78
Figure 32 : Localités échantillonnées dans la zone d'Amtoudi	79
Figure 33 : Localités échantillonnées dans d'Oualidia	80

Figure 34: Localités échantillonnées dans la zone de la Merja Zerga	81
Figure 35 : Localités échantillonnées dans la Sebkhha d'Imlili.....	81
Figure 36: Localités échantillonnées dans la zone de Khenifiss	82
Figure 37 : Localités échantillonnées dans la zone d'Oued Siad	83
Figure 38: Localités échantillonnées dans la zone de Dayet Erroumi	83
Figure 39 : Localités échantillonnées dans la zone de Dakhla.....	84
Figure 40 : Localités échantillonnées dans la zone d'Ain Beni Mathar.....	85
Figure 41 : Localités échantillonnées dans la zone de Bouaarfa.....	85
Figure 42 : Localités échantillonnées dans la zone de Guercif	86
Figure 43 : Localités échantillonnées dans la zone d'Oued Cherrat	86
Figure 44 : Localités échantillonnées dans la zone de Boutroubaye localité-grotte	87
Figure 45 : Localités échantillonnées dans la zone d'Ouelad Boughadi.....	87
Figure 46: Localités échantillonnées dans la zone de Sour El Az	88
Figure 47: Localités échantillonnées dans la zone de Benslimane	88
Figure 48: Localités échantillonnées dans la zone d'Oum Azza	89
Figure 49: Localités échantillonnées dans la zone de Sid El Mokhtar.....	89
Figure 50 : Techniques de capture des rongeurs	90
Figure 51 : piège de type sherman	91
Figure 52 : piège de type grillagé.....	91
Figure 53: Mesures morphométriques des rongeurs (Duplantier & Granjon, 1993)	93
Figure 54 : Zones prospectées et/ou échantillonnées	104
Figure 55: Arbre phylogénétique obtenu par l'analyse bayésienne	118
Figure 56: Résultats de l'analyse hiérarchique ascendante basée sur l'analyse des abondances transformées en racine carré et utilisant l'indice de similarité de Bray Curtis.....	120
Figure 57 : Analyse MDS réalisées sur les abondances (transformation racine carré préalable) des petits mammifères de diverses stations prospectées	121
Figure 58: Localisation des lieux de capture.....	130
Figure 59 : Valeurs moyennes \pm ET des éléments traces (Zn, Fe, Cu, Pb et Cr) dans le foie, les reins et le cœur des Muridés (* p 0,05 ; ** p 0,01).....	133
Figure 60 : Analyse en composantes principales appliquée aux concentrations des éléments traces chez les Muridés	134
Figure 61: Localisation géographique des points d'échantillonnage.....	140
Figure 62: Mesures morphométriques effectuées sur des rongeurs	141
Figure 63: Analyse en composantes principales appliquée aux moyennes morphométriques des <i>Apodemus sylvaticus</i> du Maroc, de France, d'Allemagne, de Turquie, de Tunisie et du Moyen-Orient.....	143
Figure 64 : Carte établie en fonction des concentrations des ETMs (Zn, Pb, Cr, Cu et Fe) dans les organes (Foie, Rein et Cœur) des différents individus capturés (MA: mâle adulte, MJ: mâle juvénile, FA: femelle adulte et FJ: femelle juvénile)	144

Figure 65 : Corrélations entre les variables morphométriques et les teneurs en éléments traces dans les organes (Foie : LZn, LPb, LCr, LCu, LFe; Rein: KZn, KPb, KCr, KCu, KFe; Coeur: HZn, HPb, HCr, HCu, HFe).....	147
Figure 66 : Analyse en composantes principales appliquée à la concentration des éléments traces d' <i>Apodemus sylvaticus</i> capturé.....	148
Figure 67: Localisation géographique de la zone d'étude.....	156
Figure 68: Mesures corporelles (poids: W, longueur tête-corps: TL, longueur des oreilles: E et longueur des pattes postérieures: PL) de <i>Mus spretus</i> capturé à la Merja Zerga et à Dayet Erroumi (A: Mâle Merja Zerga et B: Femelle Merja Zerga; C: Mâle Dayet Erroumi et D: Femelle Dayet Erroumi).....	159
Figure 69 : Concentrations des éléments traces ($\mu\text{g} / \text{g}$) dans le foie, les reins et le cœur de <i>Mus spretus</i> de la Merja Zerga et de Dayet Erroumi (A: mâle Merja Zerga et B: femelle Merja Zerga; C: mâle Dayet Erroumi et D: femelle Dayet Erroumi)	160
Figure 70: Cercle de corrélation obtenu par l'analyse en composantes principales (ACP) des variables morphométriques et des concentrations des ETMs dans les organes de <i>Mus spretus</i> dans l'espace des facteurs (F1 et F2)	162
Figure 71 : Répartition des individus selon F1/F2 de l'ACP réalisée. Les couleurs représentent les catégories d'âge des spécimens (Adulte : bleu; Juvénile: jaune moutarde)	163
Figure 72: Répartition des individus selon les deux premières composantes principales identifiées dans l'ACP. Les quatre couleurs représentent les différents groupes selon le sexe et la zone (Mâle Merja Zerga : bleu ; Femelle Merja Zerga : jaune moutarde ; Mâle Dayet Erroumi : gris et Femelle Dayet Erroumi : rouge bordeaux).....	164
Figure 73: Corrélations entre les différentes variables morphométriques (W, TL, PL, E) et les concentrations des éléments traces dans les trois organes (Foie : LZn, LPb, LCr, LCu, LFe; Rein: KZn, KPb, KCr, KCu, KFe; Coeur: HZn, HPb, HCr, HCu, HFe) de <i>Mus spretus</i> étudiées	165

Liste des tableaux

Tableau 1 : Propriétés physicochimiques du cuivre.....	28
Tableau 2 : Propriétés physicochimiques du plomb.....	30
Tableau 3 : Propriétés physicochimiques du zinc	32
Tableau 4 : Propriétés physicochimiques du Fer.....	33
Tableau 5 : Propriétés physicochimiques du Chrome	35
Tableau 6 : Grands traits de la classification des Rongeurs, d'après Musser & Carleton (2005)	43
Tableau 7: Inventaire des espèces de micromammifères capturés.....	106
Tableau 8: Effort de piégeage (Nuits pièges : NP ; Nombre de captures : NC ; Ratio NC/NP= rendement de piégeage en pourcentage) par localité et biotopes (Z : zone)	107
Tableau 9: Comparaison des mensurations corporelles (mm) de nos spécimens capturés au Maroc à celles établies par d'autres auteurs au Nord d'Afrique et d'Europe	108
Tableau 10 : Les distances génétiques (p) entre les paires de séquences calculées par le logiciel	119
Tableau 11 : Moyenne de Sex-ratio des espèces capturées par Cluster de localités	121
Tableau 12 : Pourcentage de contribution des espèces pilotes dans la similarité des peuplements des différents groupes identifiés par la CAH et la MDS	122
Tableau 13 : Diversité et équitabilité des espèces de rongeurs capturés dans les stations d'étude	122
Tableau 14: Moyenne des Mesures biométriques effectuées sur les Muridae (Pds=Poids, LTC = longueur tête+corps, Q = longueur de la queue, Pp = longueur de la patte postérieure, Gr=Griffe, Or = longueur de l'oreille)	131
Tableau 15: Valeurs moyennes \pm ET des éléments traces (Zn, Fe, Cu, Pb et Cr) dans les tissus des espèces de Muridae en $\mu\text{g/g}$	132
Tableau 16: Comparaison des concentrations moyennes des éléments traces des espèces de Muridae par le test Duncan-Waller (Les moyennes avec la même lettre ne sont pas significativement différentes).....	133
Tableau 17 : Résultats de l'ANOVA à deux facteurs pour déterminer les effets du sexe et de l'âge chez <i>Apodemus sylvaticus</i> (foie, rein et cœur) et interactions sur les concentrations tissulaires métalliques (Zn, Pb, Cr, Fe et Cu).....	145
Tableau 18: Répartition des spécimens capturés selon l'âge et le sexe (σ , φ)	158
Tableau 19 : Résultats du test t de Student pour la variation des concentrations des ETMs spécifiques aux tissus pour chaque site et la comparaison entre les deux sexes	161

Introduction générale

Depuis une vingtaine d'années, il y a eu une augmentation générale de la préoccupation des populations pour l'environnement, principalement en raison des preuves évidentes que les actions humaines provoquent des changements environnementaux visibles et importants. Parmi ceux-ci la pollution chimique semble la plus évidente et la plus préoccupante. En effet, par la nature et l'étendue de son impact, la contamination chimique menace non seulement l'être humain, mais aussi la pérennité de la biosphère toute entière. Les dégradations de plus en plus étendues qui résultent de la pollution de l'écosphère compromettent la stabilité des écosystèmes affectés et en conséquence le renouvellement des ressources naturelles biologiques.

C'est pourquoi les recherches consacrées à résoudre, ou au moins à atténuer, ces problèmes se sont intensifiées et sont regroupées dans une discipline dénommée Ecotoxicologie (Ramade, 2007). Cette science pluridisciplinaire relativement récente est fondée sur un rapprochement de deux domaines de recherches majeurs, l'écologie et la toxicologie (Shore & Rattner, 2009). Elle a pour objet l'étude du comportement et du devenir des polluants dans les écosystèmes, ainsi que leurs effets sur la structure et le fonctionnement des communautés et des écosystèmes (Walker *et al*, 2014). L'émergence des problématiques de protection de la biodiversité depuis les années 1970, et plus encore actuellement avec la prise de conscience mondiale des effets anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes, place l'écotoxicologie au centre de questionnements et d'attentes scientifiques, sociales, économiques et politiques (Forbes *et al*, 1997 ; Ramade, 2007). Si les principaux impacts qui entraînent la destruction de la biodiversité sont la perte d'habitat, les changements climatiques, les espèces invasives, la sur-exploitation et l'eutrophisation, les pollutions locales et diffuses d'agents chimiques organiques et métalliques n'en sont pas moins un problème majeur pour la santé humaine et environnementale.

Pour répondre aux questionnements scientifiques émergents, les enjeux actuels de l'écotoxicologie sont de poursuivre conceptuellement la multi-disciplinarité intrinsèque de la discipline en utilisant conjointement les différentes approches et en intégrant les nouveaux outils développés dans d'autres champs disciplinaires (Van Straalen, 2003; Kapustka, 2006).

Parmi ces polluants, les éléments traces métalliques et les métalloïdes représentent une source importante de la dégradation des écosystèmes, certains ayant une toxicité élevée d'autant plus qu'ils ne sont pas biodégradables. Il a été constaté un transfert de ces polluants vers les écosystèmes et vers les organismes vivants, dans lesquels ils se concentrent le long de l'ensemble de la chaîne trophique.

Pour mieux améliorer la compréhension du transfert et de l'impact des polluants métalliques dans les écosystèmes terrestres, plusieurs animaux sentinelles ont été utilisés à savoir : Les rongeurs, les lérots et les musaraignes.

L'étude de ces micromammifères constitue un moyen rapide d'évaluer le bien-être ou le déséquilibre d'un écosystème donné (Dickman, 2003). Avec plus de 2000 espèces, les rongeurs constituent plus de 40 % des mammifères (Wilson *et al*, 2005 ; Pimsai *et al*, 2014) et leur capacité d'adaptation extraordinaire leur permet d'occuper des niches écologiques très diversifiées. Les micromammifères ont une importance primordiale du point de vue écologique car ils ont un impact sur la composition, la structure, et la succession de la végétation des milieux dans lesquels ils vivent, soit par le recyclage des nutriments, soit par la dissémination des grains et des spores des végétaux présents. Ils sont un des maillons intermédiaires entre les producteurs primaires et les consommateurs secondaires (Avenant & Cavallini, 2007).

Plusieurs travaux concernant l'accumulation des éléments traces métalliques ont été publiés sur les rongeur en Europe (Vogel *et al*, 1990 ; Abt *et al*, 1998 ; Sanchez-Chardi *et al*, 2007 ; Chardi *et al*, 2007 ; Cuenca-Bescos *et al*, 2010 ; Blagojevic *et al*, 2012 ; Tête *et al*, 2014 ; Ziętara *et al*, 2018) et en Afrique du Nord, notamment par Tongo *et al*, 2018 ; Shouta Nakayama *et al*, 2013. A part la présente étude, aucune information concernant la contamination des petits mammifères par les métaux au Maroc n'est disponible. A cet effet, et pour identifier les espèces qui pourraient être utilisées comme indicatrices de la dégradation des écosystèmes dans le pays, un inventaire taxonomique a été entrepris. Une étude comparative nous permettra de déceler les principales différences entre les communautés de petits mammifères des zones anthropiques et celles qui colonisent les sites ayant un statut particulier de conservation (sites RAMSAR, et zones SIBE). Notre mémoire de thèse s'articule donc autour de quatre parties distinctes :

- ✓ La première, introductive, présente l'état actuel des connaissances et les besoins identifiés qui ont orienté la définition des objectifs de ce travail ;
- ✓ La seconde partie est dédiée à la présentation du matériel et des méthodes utilisés pour mener à bien cette étude ;
- ✓ La troisième partie présente, analyse et discute les principaux résultats obtenus. Elle est structurée en 4 chapitres correspondant à des articles publiés, soumis ou en préparation ;
- ✓ Enfin, une conclusion générale et des perspectives qui sont un ensemble de réflexion, achèvent ce travail.

Chapitre I : Etat de l'Art

I. Contexte général

I.1- Historique et objectifs de l'écotoxicologie

Depuis la fin des années 1970, on s'inquiète de plus en plus pour l'environnement à cause du comportement humain qui engendre des changements environnementaux remarquablement dangereux. Dans cette perspective, le toxicologue français René Truhaut a soulevé la question d'un risque croissant pour la santé et l'environnement lié au développement de l'industrie chimique, qui apparaissait au milieu du 20^{ème} siècle comme la clé de l'amélioration des conditions de vie. Il soulignait les besoins de connaissances et de recherche sur le devenir et les effets des produits chimiques dans l'environnement. En 1969, Truhaut a introduit le terme « écotoxicologie » comme une extension logique de la toxicologie, et il l'a décrit comme une science qui s'intéresse à l'étude des effets des facteurs chimiques, physiques et biologiques sur l'ensemble des êtres vivants (micro-organismes, végétaux et animaux). Son étude se voulait, en effet, une démonstration de l'impact des polluants sur les écosystèmes (Truhaut, 1977). Cependant, Newman en 2001 a décrit l'écotoxicologie comme une science des contaminants dans la biosphère et ces effets sur leurs constituants, y compris les humains. Cette science récente et pluridisciplinaire, est située à l'interface entre deux domaines de recherches majeurs, à savoir l'écologie et la toxicologie (Rattner, 2009).

Le développement de l'écotoxicologie a été accéléré, notamment au cours du XX^{ème} siècle, par la survenue d'accidents industriels et écologiques majeurs ayant entraîné des intoxications humaines dramatiques (Rattner, 2009). Parmi les catastrophes écologiques les plus tristement célèbres, nous pouvons citer, entre autres exemples, la fusion du réacteur nucléaire de Chernobyl en 1986 qui exposa l'atmosphère et l'environnement autour du réacteur aux radioéléments, ainsi que le naufrage pétrolier Erika en 1999, lequel a été à l'origine de la mort de 150 000 à 300 000 oiseaux marins dont 80% de guillemots de Troïl (Albers, 2003 ; Jessup et Leighton, 1996). Aujourd'hui, grâce aux outils dont elle dispose, l'écotoxicologie cherche également à prévoir les impacts potentiels d'une pollution sur un écosystème donné ou sur des espèces non ciblées (Hoffman *et al*, 1995).

Les points clés en développement dans la recherche en écotoxicologie concernent les changements d'échelles spatiales et temporelles et les relations des processus entre niveaux d'organisation biologique (Figure 1) (Carlsen *et al*, 2004 ; Hope, 2005 ; Knopper & Mineau, 2004 ; Tannenbaum, 2001 ; Fairbrother *et al*, 2007 ; Kapustka, 2006). Ces changements d'échelles, en amenant une approche holistique et fonctionnelle, permettent une compréhension globale des processus gouvernant le transfert et les effets des polluants dans les écosystèmes.

L'utilisation des outils employés en écologie fonctionnelle et évolutive, en écologie du paysage et en biostatistiques dans le cadre d'études en écotoxicologie, améliorent la compréhension des mécanismes qui régissent le devenir et les effets des polluants dans l'environnement en les plaçant dans leur contexte écologique (Ares, 2003 ; Van Straalen, 2003 ; Carlsen et al, 2004). Ce type de démarche a montré son intérêt dans l'étude des transferts de contaminants biologiques et la prédiction des risques de transmission en éco-épidémiologie (Kitron *et al*, 2006 ; Danson *et al*, 2008 ; Pleydell *et al*, 2008 ; Yang *et al*, 2008 ; Johnson *et al*, 2009).

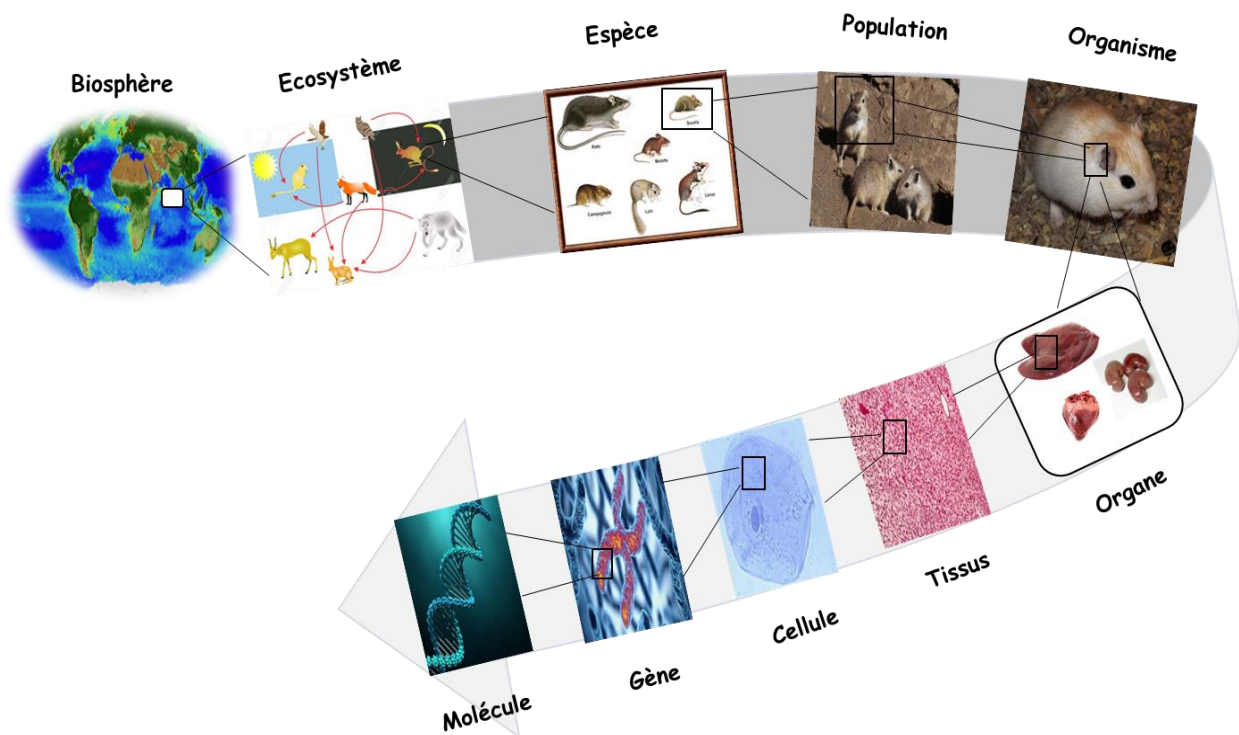


Figure 1 : Niveaux d'organisation biologique étudiés en écotoxicologie

En raison de son origine historique liée à la toxicologie, l'étude des effets des polluants en écotoxicologie dans le milieu terrestre a surtout été menée à des niveaux biochimiques, cellulaires, tissulaires, et individuels. Pourtant, parmi les besoins actuels identifiés pour l'évaluation du risque environnemental lié aux polluants, la nécessité de lier les effets à différents niveaux d'organisation biologique et l'extrapolation des résultats obtenus en conditions contrôlées aux situations de terrain sont soulignés (Lagadic et al, 1997 ; Tannenbaum, 2001, 2005 ; Dobson and Shore, 2002 ; Mineau, 2005). Depuis les années 1990, de nombreux auteurs ont souligné la nécessité et l'intérêt de considérer les impacts des polluants d'un point de vue aussi bien écologique plutôt que toxiques. Ainsi, l'écotoxicologie devient une

écologie du stress, et les polluants sont considérés comme des stressseurs environnementaux au même titre que les autres contraintes écologiques (Van Straalen, 2003 ; Van den Brink, 2008). Pour évaluer la toxicité des nombreux polluants présents dans l'environnement, cette science se sert de multiples mesures d'exposition et paramètres d'effets (Shore et Rattner, 2001). L'ensemble de ces marqueurs se situent à différents niveaux d'organisations biologiques allant de l'échelle moléculaire, avec par exemple, l'étude des effets des radiations ionisantes sur l'ADN, jusqu'à l'échelle de la communauté, avec les études de dynamique et de structure des communautés. Le choix du niveau d'organisation sera donc dépendant des hypothèses scientifiques à tester. Les différents niveaux d'organisation biologique impliquent également des niveaux différents d'organisation spatiale et temporelle qu'il faut rendre en compte en écotoxicologie (Lidicker, 2007).

I.2- De l'écotoxicologie vers l'écologie du stress

L'intérêt de l'écotoxicologie, comme vu précédemment, est d'étudier les mécanismes conduisant les toxiques à altérer le fonctionnement des individus, ainsi que les conséquences potentielles à l'échelle populationnelle, communautaire et/ou écosystémique. Pour ce faire, la prédiction du risque se fonde sur deux volets, d'une part l'évaluation de l'exposition des organismes aux substances chimiques et d'autre part l'évaluation du danger biologique. Dans les deux cas, elle repose sur des données issues de modèles, qu'il s'agisse de modèles physicochimiques (transports, transformations, transferts...) ou de modèles biologiques (récepteurs moléculaires, cellules, organismes...) qui conduisent au calcul d'une concentration prédite dans l'environnement et d'une concentration prédite sans effet toxique. L'évaluation du risque issue de ces modèles est censée s'appliquer à toutes les situations de milieux, habitats et biocénose, mais avec d'importants facteurs d'incertitude, liés aux conditions particulières de chaque milieu et leur diversité biologique.

La transformation des substances, via des réactions chimiques ou biologiques, contrôle en partie le risque toxique pour les milieux récepteur. Elle détermine en effet leur rémanence, et le danger souvent associé à l'accumulation dans les organismes, voire au sein des réseaux trophiques. Du reste, elle est l'un des critères de classification des substances dangereuses utilisé dans les méthodologies européennes et internationales, apprécié par leur temps de $\frac{1}{2}$ vie, et qui peut être mesuré dans l'eau ou des matrices solides (sédiment, sol).

Dans cette perspective, de nombreuses études de laboratoire ont été réalisées en conditions contrôlées. Ces études ont permis d'évaluer les effets d'un polluant ou d'un groupe de polluants à divers niveaux d'organisation biologique. Ces tests, appelés « tests d'écotoxicité »,

comprennent un large éventail de méthodes qui dépendent du niveau d'organisation considéré ou de la durée d'exposition, lesquels permettent de relier la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants à des effets toxiques sur une espèce (tests monospécifiques) ou plusieurs (tests plurispécifiques) (Shore et Rattner, 2001). Les paramètres écotoxicologiques issus de ces tests, EC50 peuvent ensuite être utilisés afin d'extrapoler les risques liés à la présence de contaminants sur des sites pollués. Les résultats de l'ensemble des tests réalisés sur différents taxons peuvent également être utilisés afin de modéliser et prédire la proportion de taxons à risque au sein d'un réseau trophique en fonction des concentrations d'un polluant. En d'autres termes, ces méta-analyses permettent de déterminer des concentrations seuils afin d'assurer la survie d'une partie des taxons du réseau trophique (généralement 90% ou 95% des taxons).

Cependant, l'extrapolation des résultats de tests d'écotoxicité, fiables et reproductibles en conditions contrôlées, à des contextes environnementaux complexes, peut poser problème (van Gestel et van Straalen, 2008). Une étude récente a, par exemple, mis en évidence certaines différences de sensibilité chez des animaux d'une même espèce soumis à une contamination en cadmium (Cd), dont une partie de la population provenait d'un élevage en laboratoire et l'autre partie était prélevée sur le terrain (Salinska et al, 2013). Les auteurs ont montré que les campagnols roussâtres (*Clethrionomys glareolus*) sauvages, ramenés en laboratoire, étaient plus sensibles aux concentrations de Cd contenues dans la nourriture que les individus qui provenaient de l'élevage. De même, les campagnols sauvages présentaient plus d'altérations histologiques dans le foie et les reins (Salinska et al, 2013). Ce phénomène peut être expliqué par le fait que dans leur milieu naturel, les animaux sont soumis à de multiples sources de stress. En effet, les contaminants potentiellement non toxiques peuvent le devenir dans des conditions environnementales dégradées ; l'altération de l'habitat ou les quantités de ressources alimentaires peuvent notamment jouer un rôle important sur la toxicité des polluants (Shore et Rattner, 2001).

Dans des conditions environnementales réalistes, certains stress, selon leurs origines, peuvent être considérés comme naturels. Nous appellerons « stress naturels » l'ensemble des stress qui ne sont pas directement induits par l'activité humaine : fluctuation de ressources alimentaires, prédation, climat, parasitisme... dans ce document, d'autres stress, induits par l'impact direct des sociétés humaines sur l'environnement, seront appelés « stress anthropiques » : pollution, fragmentation du paysage, changement d'occupation du sol, surexploitation des ressources... Des analogies entre effets des polluants et perturbations naturelles sont possibles car les réponses des organismes face à ces deux types de stress peuvent être similaires (Forbes *et al*, 1994). Il est donc primordial, en écotoxicologie, d'évaluer d'une manière plus réaliste possible

les effets de la pollution sur les écosystèmes dans des conditions « environnementales pertinentes ». Cette approche dérive de l'approche « systémique » qui se propose d'étudier les écosystèmes dans leur ensemble, de façon interdisciplinaire, à différents niveaux d'organisation biologique et à plusieurs échelles de temps et d'espace (Giraudoux *et al*, 2007). Les études de terrain permettent d'obtenir, par rapport aux expériences réalisées sous conditions contrôlées, des données plus pertinentes mais qui sont également souvent plus difficiles d'interprétation en raison de la variabilité importante de la contamination des milieux, de l'exposition des organismes et de leurs multiples réponses biologiques. Cette approche consiste donc à étudier *in situ* la biodisponibilité, le transfert et/ou les effets des polluants sur les organismes en intégrant un certain nombre de facteurs pouvant interagir. Il est donc fondamental de considérer le système étudié dans son ensemble et d'étudier les variables potentiellement impliquées les phénomènes observés. Ceci suppose l'étude des animaux dans leur milieu naturel, en prenant en compte l'état initial du système (état physiologique des animaux étudiés et état initial de l'environnement), afin de discriminer les effets liés aux polluants des effets imputables aux stress ou aux fluctuations naturels. C'est le principe de l'approche globale, aussi appelée par certains auteurs évaluation « intégrée » du risque, ou encore « écologie du stress » (Van den Brink, 2008; Van Gestel et Van Straalen, 2008; Van Straalen, 2003).

En parallèle de ces approches « intégratrices », il est également primordial d'intégrer la notion temporelle dans l'étude de l'exposition et des effets des polluants sur les écosystèmes. En effet, les tests de toxicité en laboratoire permettent une évaluation fiable des effets néfastes des polluants dans le cas de toxicités aiguës ou sub-aiguës, mais ne rendent pas compte des effets écotoxiques liés à des contaminations chroniques (notamment à cause des contraintes techniques et financières liées aux manipulations de laboratoire). Dans le cadre des expérimentations de terrain, les prélèvements d'animaux pour des études écotoxicologiques est létal dans la majorité des cas, et ne permet pas le suivi temporel des effets néfastes des polluants sur la santé des organismes étudiés. De même, la capture létale d'un certain nombre d'individus peut perturber la dynamique des populations étudiées, surtout si les prélèvements sont réalisés de manière répétée (mensuellement ou saisonnièrement par exemple) sur les mêmes sites. Ces prélèvements peuvent potentiellement provoquer des effets biologiques sur les populations étudiées qui peuvent se conjuguer de manière complexe avec les effets des contaminants, rendant hasardeuse l'interprétation des résultats au regard de la pollution. Les perspectives de recherches en écotoxicologie doivent donc intégrer le besoin croissant de suivis de long terme pour l'évaluation de la santé des écosystèmes.

I.3- Les animaux et le stress

Chez tout être vivant, l'équilibre des interactions sujet-environnement est global. Il n'y a pas un équilibre « social, émotionnel, psychique, cognitif » d'un côté, et un équilibre « somatique, biologique, cérébral » de l'autre, séparés et autonomes. Ces considérations sont essentielles pour celui qui aborde les relations entre stressseurs-individus et pathologies. Le concept de stress est un concept biologique, il est aussi l'un des plus intégratifs de la biologie et la médecine. Lors d'un stress, tout l'organisme est mobilisé pour des réponses physiologiques et comportementales, parallèlement, les conditions intrinsèques et environnementales et les caractéristiques propres à l'individu sont parties prenantes, souvent causales, du processus. Le stress met en jeu le système nerveux sympathique et le complexe hypothalamo-hypophysaire.

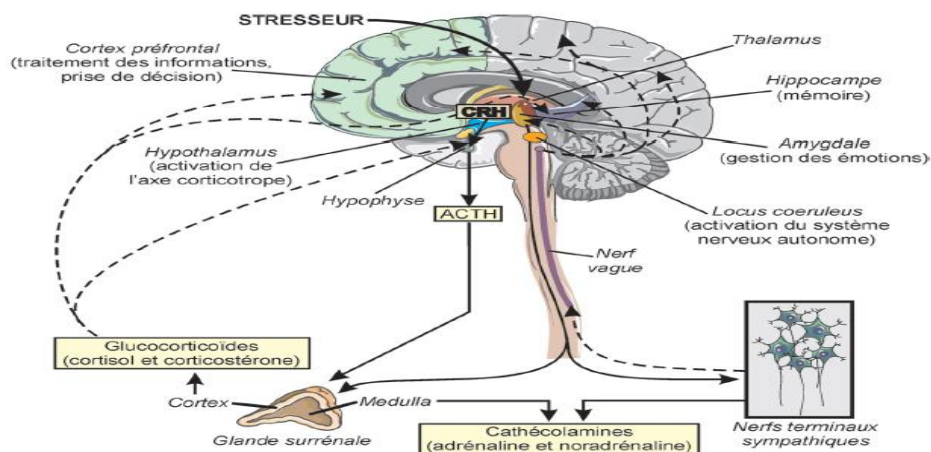


Figure 2 : Médiateurs biologiques des réponses de stress

D'un point de vue biologique, le stress est une réaction d'adaptation de l'organisme pour maintenir l'équilibre de l'état intérieur (l'homéostasie). Il s'agit donc d'une réponse de l'organisme. Le corps induit une cascade de réactions biologiques, qui ont pour conséquence la sécrétion d'hormones du stress : tels l'adrénaline et le cortisol... Si le stress dépasse les capacités de retour à l'équilibre dynamique, l'individu rentre dans un état de détresse. Cet état est particulièrement rencontré en milieu naturel dans le cas de stress dits « non physiologiques », pour lesquels, la mobilisation des ressources métaboliques est importante (protection de territoire, résistance au parasitisme...). Dans ce cas, si le stress perdure, une atteinte des fonctions biologiques primaires est observée, induisant des effets potentiels sur la santé de l'organisme.

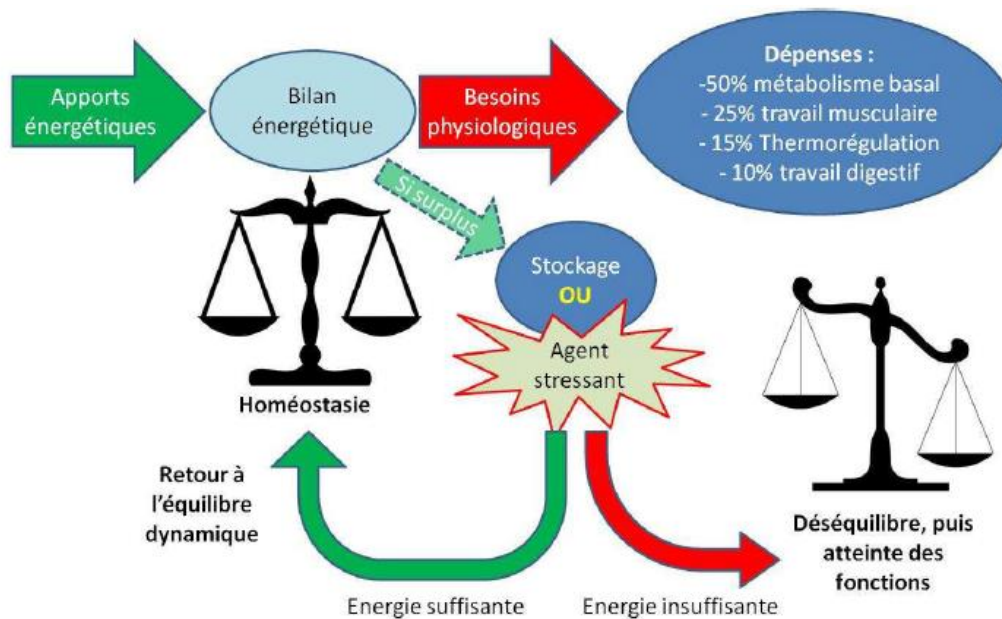


Figure 3 : Schéma de l'action d'un stress sur l'équilibre homéostatique

I.4- La pollution aux éléments traces métalliques (ETMs)

I.4.1- Généralités sur les éléments traces

Les « éléments traces métalliques » (ETMs) ou métalloïdes sont présents en faibles concentrations dans la croûte terrestre. Ils désignent des oligo-éléments indispensables aux processus biologiques, mais toxiques à des teneurs élevées (zinc, cuivre, sélénium, chrome, molybdène, nickel, arsenic qui est un métalloïde). D'autres ETM, tels que plomb, cadmium et mercure, dont le caractère essentiel pour les êtres vivants n'est pas démontré, sont considérés comme des contaminants stricts et sont toxiques pour les êtres vivants à de très faibles concentrations.

Les métaux sont les éléments du tableau de classification périodique situés à gauche de la diagonale définie par le bore, le silicium, le germanium, l'antimoine, et le polonium, à l'exception de l'hydrogène. Ils ont en commun les propriétés suivantes :

- Structure cristalline à température ambiante, à l'exception du mercure qui est liquide,
- Aspect brillant,
- Ductilité, malléabilité,
- Électrons de conduction faiblement liés, d'où une propension à former des cations et des liaisons ioniques,
- Bonne, voire excellente conductivité thermique et électrique.

Parmi ces éléments, ceux que l'on désigne sous le terme de métaux lourds sont ceux dont la masse volumique est supérieure à 6 g/cm^3 . Signalons que certains éléments sont nécessaires à la vie en très faible quantité : ce sont les oligo-éléments. À trop faible dose ils provoquent des carences dans l'organisme, mais ils deviennent toxiques à haute dose. Ils sont en particulier nécessaires à la synthèse de certaines protéines ou enzymes, comme le fer dans l'hémoglobine par exemple. Les oligo-éléments font partie du cercle plus large des micro-éléments, c'est-à-dire ceux que l'on trouve dans les organismes vivants à des concentrations inférieures à

0.01 % (par rapport à la matière sèche), par opposition aux macroéléments, indispensables au fonctionnement du vivant en grande quantité. Ces éléments sont le calcium, le potassium, le sodium et le magnésium ; ils sont présents dans l'organisme sous forme ionique en solution aqueuse et permettent la conduction de signaux électriques. La Fig.3 récapitule ces différentes définitions.

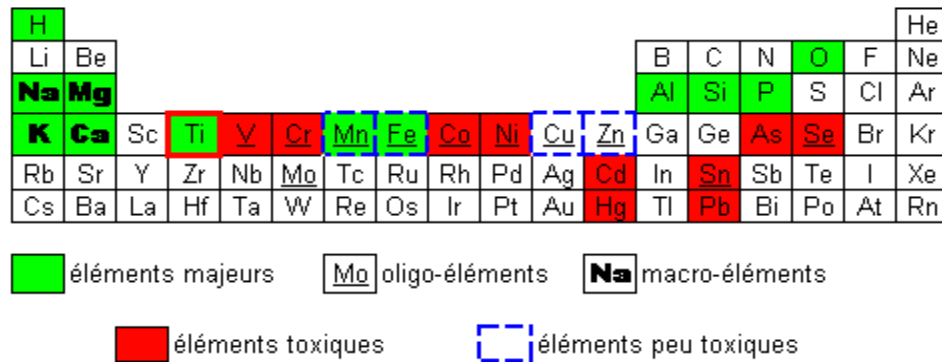


Figure 4 : Fonction de quelques éléments dans l'organisme

La concentration des ETMs varie selon le fond géochimique, mais dépend aussi des retombées atmosphériques d'origine naturelle (volcanisme, poussières d'érosion) ou anthropique (industries, transports) et des apports par l'homme (engrais, produits phytosanitaires, déjections animales, boues urbaines, etc.). Les ETM entrent dans la chaîne alimentaire notamment en raison de leur absorption. Leur présence dans la chaîne de production animale peut résulter des productions végétales et des matières premières minérales utilisées pour l'alimentation des animaux. Au final, l'homme est exposé à ces contaminants par voie alimentaire en consommant les produits végétaux et animaux, ou par l'usage du tabac.

I.4.2- Profil toxicologique du cuivre

Le cuivre est un métal dont les conductibilités thermique et électrique sont particulièrement élevées : Il est, comme la majorité des métaux, ubiquitaire, non seulement dans la croûte terrestre à des niveaux variant entre 5 mg/kg et 70 mg/kg (ATSDR, 2004), mais également à titre d'oligo-éléments chez tous les animaux et dans toutes les plantes. Le cuivre métallique (Cu⁰) peut être retrouvé dans l'environnement, mais demeure néanmoins relativement rare (Barbalace inc., 2012) ; il s'y trouve surtout sous ses formes Cu(II) et Cu(III). Sous sa forme métallique, le cuivre n'est pas soluble, mais certains de ces complexes le sont, notamment ceux issus de Cu (II). Le tableau1, présente les principales propriétés physicochimiques du cuivre (J.K. Barbalace inc., 2012).

Tableau 1 : Propriétés physicochimiques du cuivre

Propriétés	Valeurs
Masse molaire	63,546 g/mol

Pression de vapeur	0,0505 Pa à 1085 °C
Solubilité dans l'eau	Non soluble à 20 °C
Etats d'oxydation	5 (0, +1, +2, +3 et +4)

- **Principaux usages**

Le cuivre est utilisé depuis très longtemps en raison de ses propriétés exceptionnelles. La *Copper Development Association* (CDA) estimait qu'en 2010, les secteurs de la construction, des produits électriques et électroniques et des produits généraux de consommation occupaient respectivement 45 %, 23 %, 12 % et 12 % du marché étasunien (CDA, 2011). En plus, il est utilisé à des fins agricoles comme fongicide, bactéricide et herbicide, principalement sous la forme Cu²⁺.

- **Transport dans l'environnement**

Comme la plupart des métaux, le cuivre ne peut être dégradé, mais peut toutefois changer de forme en se complexant à certains halogénures ou à des ions carbonates et des ions sulfates. Le cuivre relâché dans les sols s'adsorbe généralement à la matière organique ou inorganique (argile, sable, etc.), il est relativement peu mobile (ATSDR, 2004). Par le lessivage des sols, la percolation de l'eau ou l'érosion éolienne, les différentes formes de cuivre peuvent atteindre les cours d'eau. Ses formes solubles peuvent être transportées dans l'eau où elles se lient fréquemment à des particules en suspension pour se déposer ultimement au fond et sédimenter. Le cuivre peut également être transporté via l'atmosphère par l'érosion éolienne et y restera généralement jusqu'à la prochaine précipitation.

- **Voies d'exposition**

L'exposition au cuivre est normale, car il s'agit d'un élément essentiel à la majorité des cellules eucaryotes ; son entrée dans l'organisme peut se faire par l'ingestion d'aliments ou d'eau, par l'inhalation d'air chargé de particules contenant du cuivre et par contact cutané. Il n'existe aucune étude sur le taux d'absorption par inhalation chez l'humain. Quant à celles qui portent sur les animaux, elles sont imprécises. Néanmoins, du cuivre a été observé dans les capillaires alvéolaires de rats à la suite d'une exposition à de la poussière de cuivre pur (*ibid.*). La principale voie d'absorption est l'ingestion où de 55 % à 75 % du cuivre ingéré est absorbé ; principalement par le duodénum (Liu *et al*, 2008). En temps normal, la concentration systémique en cuivre est relativement stable. Le stockage se fait principalement à l'aide de métallothionéines hépatiques et l'excrétion, chez les mammifères du moins, et passe majoritairement par la bile. Enfin, la demi-vie biologique du cuivre a été calculée chez des humains en santé et varie entre 18 jours et 32 jours (Johnson *et al*, 1992).

- **Toxicité générale**

L'inhalation excessive de poussières contenant du cuivre peut mener à des irritations nasales et oculaires ainsi que des maux de tête, des nausées et des diarrhées. En ce qui concerne l'ingestion, les symptômes sont

principalement liés au système gastro-intestinal comme des douleurs abdominales et des vomissements. L'ingestion d'eau dont la teneur excède 3 mg Cu/L entraîne l'apparition de nécroses hépatiques (Liu *et al*, 2008). La toxicité hépatique serait expliquée par la saturation des lysosomes où le cuivre est complexé avec des métallothionéines. Ces organites ne pouvant en métaboliser davantage, l'excès de cuivre migrerait au noyau où il causerait des dommages oxydatifs accrus (ATSDR, 2004). Dans cette perspective, il faut signaler que les études de toxicité du cuivre ont été effectuées chez des animaux de laboratoire et que l'applicabilité des données obtenues pour l'homme n'est pas connue (*ibid.*). Son potentiel cancérigène a été classé dans le groupe 3 puisque les données pour l'humain et l'animal sont absentes ou inadéquates (IARC, 2012b).

I.4.3- Profil toxicologique du plomb

Le plomb est un métal gris-bleu grisant à l'air humide, facilement malléable, et qui résiste à la corrosion. Sa présence dans la croûte terrestre est ubiquitaire (entre 15 mg/kg et 20 mg/kg). Il y est relativement accessible bien qu'il y soit peu présent sous sa forme métallique (Pb0). En effet, parmi ses trois états d'oxydation, le Pb (II) est le plus fréquent ; le Pb (IV) étant presque inexistant sous des conditions normales (ATSDR, 2007). Le plomb métallique n'est pas soluble dans l'eau, mais plusieurs de ses composés le sont tels le bromure et le chlorure de plomb ainsi que le nitrate de plomb. Le tableau 2 qui suit donne un aperçu des principales propriétés physicochimiques du plomb (Barbalace, 2012).

Tableau 2 : Propriétés physicochimiques du plomb

Propriétés	Valeurs
Masse molaire	207,2 g/mol
Pression de vapeur	4,21x10 ⁻⁷ Pa à 327,6 °C
Solubilités dans l'eau	Non soluble à 20 °C
Etats d'oxydation	3 (0, +2, et +4)

- **Principaux usages**

La facilité de sa fusion, sa grande malléabilité sous forme solide, sa haute densité et sa réaction électrochimique avec l'acide sulfurique expliquent l'importance du plomb dans le marché (ATSDR, 2007). Aujourd'hui, il est utilisé dans une proportion de 86 % pour la fabrication de batteries acide-plomb destinées aux véhicules. Il a également déjà été utilisé comme pigment et comme additif antidétonant dans l'essence sous forme de tétraéthylplomb. Or, depuis le début des années 90, ces deux utilisations ont été proscrites au Canada (Santé Canada, 2007a). Enfin, il a été employé pour de nombreuses autres fonctions dont certaines, notamment celle de la tuyauterie résidentielle, son raccord au réseau d'aqueduc ou encore la soudure, demeurent toujours aujourd'hui une problématique de santé publique.

- **Transport dans l'environnement**

La concentration du plomb dans l'eau est relativement faible comparativement à celles présentes dans l'air et le sol où il peut y être acheminé par le dépôt de particules aéroportées ou par le lessivage. Son comportement dans le milieu aquatique est relativement complexe en raison de ses multiples formes. De

manière générale, il tend à former des complexes peu solubles avec les anions et la matière organique dans l'eau douce à pH supérieur à 7,5 (ATSDR, 2007). Par contre, lorsque l'eau est plus acide, le plomb a tendance à se retrouver sous sa forme libre Pb^{2+} . Dans le sol, la majorité des différents complexes de plomb sont transformés chimiquement ou biologiquement en des formes s'adsorbant à la matière organique ou à de l'argile. Ainsi, seule une petite fraction se présente sous une forme soluble. Enfin, bien que le plomb puisse se bioaccumuler dans la faune et la flore aquatique et terrestre, il le fait de manière moins importante que le mercure (Olivier *et al*, 2009). Son pouvoir de bioamplification dans les chaînes alimentaires est faible, voire infime (ATSDR, 2007).

- **Voies d'exposition**

La grande différence de sensibilité au plomb entre les enfants et les adultes est un fait bien documenté. De fait, le comportement dit « pica » (tendance à tout mettre en bouche) chez l'enfant entraîne une exposition accentuée au plomb. De plus, l'absorption de ce métal par ingestion chez l'enfant est d'environ 50 % alors qu'elle est réduite à 5 % à 10 % chez l'adulte. Ceci s'explique par la demande accrue en calcium lors de la croissance qui favorise son absorption intestinale surtout lors d'une diète pauvre en calcium ou en fer (Gilbert, 2010). En ce qui concerne l'exposition par inhalation, Morrow *et al*, ont calculé que la quasi-totalité (95 %) du plomb inorganique ayant atteint les alvéoles a été absorbée (ATSDR, 2007). Quant à l'exposition par contact cutané, elle est relativement très faible en comparaison avec les deux voies précédentes. Il faut souligner que le plomb inorganique est davantage absorbé que le plomb organique. En outre, puisque les os contiennent 95 % du plomb corporel absorbé chez l'adulte et que sa demi-vie à cet endroit est d'approximativement 25 ans (Santé Canada, 2007a), le plomb est considéré comme un métal possédant une demi-vie très longue. L'excrétion d'un apport de plomb inférieur à 5 µg/kg de poids corporel (p.c.)/j (*ibid.*) passe principalement par les voies urinaires et fécales.

- **Toxicité générale**

Le plomb est un métal dont les concentrations requises pour qu'un effet indésirable chez l'homme apparaisse s'avèrent très basses et l'adoption par plusieurs agences d'une concentration seuil de 40 µg/dl de sang en témoigne (Gilbert, 2010). Les effets toxiques du plomb peuvent se manifester à plusieurs endroits dans l'organisme, bien que le système nerveux y soit plus sensible, et ce, particulièrement chez le fœtus et le jeune enfant dont le cerveau et le système nerveux sont en développement. Chez eux, et à de fortes concentrations, il peut causer une encéphalopathie (gonflement du cerveau) et même la mort. Lorsque les doses sont plus faibles, soit entre 5 µg/dL et 35 µg/dL, chaque augmentation de 10 µg/dL de la plombémie entraîne une diminution du quotient intellectuel. Ce phénomène s'observe également chez les adultes à une plombémie supérieure (*ibid.*). L'effet toxique du plomb peut également se manifester par une anémie en inhibant des enzymes responsables de la synthèse d'un des constituants de l'hémoglobine (Van Coillie *et al*, 2011). Comme la plupart des métaux, le plomb peut aussi induire différentes pathologies au niveau des reins bien que cette forme de toxicité soit aujourd'hui plus rare (Gilbert, 2010).

Les données et les études étant insuffisantes chez l'humain, mais suffisantes chez l'animal de laboratoire, l'IARC a classé le plomb inorganique dans le groupe 2A comme étant probablement cancérogène pour

l'homme (IARC, 2012b). Or, vu qu'il existe une évidence de cancérogénicité du plomb chez les animaux de laboratoire, il est plausible et prudent de considérer le plomb comme cancérogène pour l'homme (*ibid.*).

I.4.4- Profil toxicologique du zinc

Le zinc est l'un des métaux les plus abondants de la croûte terrestre, soit entre 0,9 mg/kg et 169 mg/kg (ATSDR, 2005). Sous sa forme métallique, il possède un aspect blanc bleuté, résiste bien à la corrosion et reste insoluble dans l'eau bien que plusieurs de ses formes, notamment celles complexées avec du soufre, le soient (*ibid.*). La structure chimique et physique du zinc ressemblant beaucoup à celle du cadmium, ce dernier est pratiquement toujours présent sous forme d'impuretés dans les gisements de zinc. Le tableau ci-dessous (Tableau 3) expose les principales propriétés physicochimiques du zinc (Barbalace inc., 2012).

Tableau 3 : Propriétés physicochimiques du zinc

Propriétés	Valeurs
Masse molaire	65,39 g/mol
Pression de vapeur	19,2 Pa à 419,73 °C
Solubilité dans l'eau	Non soluble à 20 °C
Etats d'oxydation	2 (0 et +2)

- **Principaux usages**

Aujourd'hui, la majorité du zinc est utilisée dans le processus de la galvanisation de l'acier, du fer et de plusieurs autres métaux afin de rendre ceux-ci résistants à la corrosion. Aux États-Unis, cette industrie représente 55 % de son utilisation totale, le reste étant attribué à la formation d'alliages de toutes sortes (37 %) ainsi qu'à l'ajout dans les peintures, la pharmacologie, la chimie et la médecine (8 %) (USGS, 2012).

- **Transport dans l'environnement**

En milieu aquatique, la concentration en zinc dissous sous sa forme libre (Zn^{2+}) est relativement faible et varie, entre autres, en fonction de l'acidité du milieu : plus le pH diminue, plus la concentration en zinc dissous augmente. Il y est surtout retrouvé adsorbé dans la matière organique ou dans des particules en suspension. Dans les sols, les composés du zinc sont normalement peu mobilisés sauf dans des circonstances particulières (composition du sol, pH, etc.) et peuvent atteindre les eaux souterraines (ATSDR, 2005). Sa concentration naturelle dans les sols est de l'ordre de 75 mg/kg. Au niveau atmosphérique, sa faible concentration est issue de l'industrie et de l'érosion éolienne. Son temps de séjour y est de quelques jours et la plupart des particules finissent généralement par se déposer au sol ou dans l'eau (*ibid.*). Le zinc n'est pas reconnu comme un métal qui se bioamplifie dans la chaîne alimentaire.

- **Voies d'exposition**

La voie privilégiée d'exposition au zinc est son ingestion où entre 20 % et 30 % du zinc ingéré est absorbé (Liu *et al.*, 2008). Son exposition par inhalation a fait l'objet de peu d'études et les données quantitatives

disponibles concernent surtout son niveau de rétention dans les poumons. Chez le cochon d'Inde et le lapin, ce niveau est respectivement de 19,8 % et 11,5 %. Le taux d'absorption du zinc par les poumons dépend de la taille et de l'hydrosolubilité des particules inhalées. De plus, comme les autres particules entrant dans l'appareil respiratoire, une partie de celles-ci y est expulsée par l'action des cils vibratiles et est ensuite déglutie dans l'oesophage (ATSDR, 2005). Quant à l'exposition au zinc par contact cutané, peu d'études quantitatives ont été réalisées bien qu'elle ait été constatée chez l'humain. Une recherche a cependant été faite chez des rats dont la fourrure avait été rasée ; les niveaux d'absorption déterminés ont varié entre 12 % et 65 % en fonction de la nature du composé de zinc (*ibid.*). Enfin, l'excrétion du zinc a lieu principalement par les voies urinaires et fécales.

- **Toxicité générale**

L'intoxication aiguë par ingestion de zinc est relativement rare ; elle provoque des problèmes gastro-intestinaux et des diarrhées. L'inhalation chronique de zinc peut mener à une diminution de l'absorption du cuivre diététique et à des problèmes liés à une carence cuivrique se manifestant par une diminution du nombre d'érythrocytes (Liu *et al.*, 2008). Une inhalation aiguë d'oxyde de zinc peut occasionner les symptômes associés à une fièvre des métaux : douleurs thoraciques, fièvre, nausées, toux, grelottements et une leucocytose. Le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été démontré jusqu'à ce jour. Par ailleurs, une carence peut s'avérer néfaste chez l'humain (*ibid.*).

I.4.5- Profil toxicologique du fer

Le fer est le sixième élément le plus présent dans l'Univers. Il s'y trouve comme élément final de fissions nucléaires. A l'échelle terrestre, il représente 5 % de la croûte terrestre et le noyau de la Terre est composé d'un alliage de fer et de nickel, ce qui porte à 35 % la masse de fer dans la totalité de la masse de notre planète. C'est le quatrième élément le plus abondant à la surface de la Terre, il est blanc argenté de symbole Fe et de numéro atomique 26 (Tableau 4). Des petites quantités de fer sont présentes sous forme combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang.

Le fer métallique se trouve à l'état libre, dans les météorites en général alliées au nickel. Le fer rejeté dans la mer est dû aux activités industrielles et la fabrication des engrais. D'autre part, le fer est un oligoélément indispensable à la vie, il entre dans la composition de l'hémoglobine.

Tableau 4 : Propriétés physicochimiques du Fer

Propriétés	Valeurs
Masse molaire	55,8 g/mol
Énergie de vaporisation	349,6 KJ.mol ⁻¹
Solubilités dans l'eau	8.10 ⁻¹⁹ à 25°C (FeS)
Etats d'oxydation	+2 , +3 , +4 , +6

- **Principaux usages**

C'est le métal le plus utilisé, il représente 95 % de la production mondiale de métaux ferreux. Le fer a été déterminant dans la révolution industrielle en tant que matériau de base pour la fabrication des machines. Aujourd'hui, les usages les plus courants du fer sont la fabrication de métal, d'instruments, de machines ou encore de véhicules de transport. Le seul problème du fer est qu'il rouille, d'où son utilisation en alliages.

- **Transport dans l'environnement**

Le fer est le métal de transition le plus abondant dans l'environnement. Il est présent dans les roches, dans les sols, dans le compartiment aquatique (complexe soluble ou bien suspension d'oxydes insolubles) et dans l'atmosphère (nuages). Il est nécessaire à la vie de nombreuses espèces et il joue un rôle très important dans la biosphère vis-à-vis de l'activité des protéines et des enzymes (Pehkonen *et al*, 1992).

Le fer en phase solide (majoritairement du fer (III)) est essentiellement lié à l'oxygène pour former des hydroxydes et des oxydes de fer amorphes qui jouent un rôle très important dans le cycle naturel du fer dans les systèmes biologiques. Il existe de nombreux oxyhydroxydes de fer et les plus courants sont l'hématite (α -Fe₂O₃), la maghémite (γ -Fe₂O₃), la goethite (α -FeOOH) et la lépidocrocite (γ -FeOOH). La goethite est la forme cristalline la plus stable thermodynamiquement (Goldberg *et al*, 1993). Ils sont peu solubles dans l'eau mais ils absorbent fortement la lumière jusqu'à 700 nm et peuvent subir des réactions de photodissolution. Parallèlement, il existe de nombreuses réactions thermiques qui peuvent réduire le fer (III).

- **Voies d'exposition**

L'intoxication résulte en général de l'ingestion accidentelle de sels de fer à usage médicinal (enfants). Les symptômes consistent en une irritation sévère des muqueuses gastro-intestinales, avec nausées, vomissements, diarrhées, crampes abdominales et hématuries assez fréquentes. Ces sels sont particulièrement bien résorbés chez l'enfant. Les effets systémiques comprennent l'acidose, l'état de choc, l'encéphalopathie aiguë avec confusion, délire, céphalées, convulsions et finalement coma.

- **Toxicité générale**

Le fer est toxique pour le tube digestif, le système cardiovasculaire et le SNC. Les mécanismes en cause dans cette toxicité sont mal connus, mais un excès de fer libre peut perturber des mécanismes enzymatiques dont la phosphorylation oxydative, entraînant une acidose métabolique. Le fer catalyse par ailleurs la formation de radicaux libres, se comportant comme un agent oxydant, et, dès que la fixation aux protéines plasmatiques est saturée, se combine avec l'eau pour former de l'hydroxyde de fer et des ions H⁺ libres, ce qui aggrave l'acidose métabolique. Une coagulopathie peut apparaître aux stades précoces de l'intoxication par perturbation de la cascade de la coagulation et, ultérieurement, du fait des lésions hépatiques.

La toxicité dépend de la quantité de fer élément ingérée. Le fer élément n'est pas toxique jusqu'à 20 mg/kg, il est légèrement à modérément toxique entre 20 et 60 mg/kg, et > 60 mg/kg peut entraîner des symptômes sévères et être cause de morbidité.

I.4.6- Profil toxicologique du Chrome

Le chrome est un métal d'origine naturelle très répandu dans la croûte terrestre sous forme d'oxydes (CrO₃, FeO), PbCrO₄ et FeCr₂O₄. Il existe sous deux formes : trivalent ou Cr (III) et hexavalent ou Cr (VI). La

majorité du chrome provient de minerais dont le plus important et le plus abondant dans la croûte terrestre est la chromite ferreuse FeCr_2O_4 où il se trouve sous la forme trivalente (Tableau 5). Il fait parti du groupe chimique VIB comprenant également le molybdène et le tungstène qui se caractérisent par des corps simples métalliques qui ont des points de fusion élevés, des pressions de vapeur parmi les plus basses, des faibles coefficients de dilatation thermique. Toutes ces propriétés physiques et chimiques font du chrome l'un des métaux les plus utilisés dans l'industrie (Torres Rodríguez *et al*, 2015).

Tableau 5 : Propriétés physicochimiques du Chrome

Propriétés	Valeurs
Masse molaire	51,996 g/mol
Énergie de vaporisation	344,3 KJ.mol ⁻¹
Solubilités dans l'eau	Insoluble
Etats d'oxydation	+2 , +3 , +6

- **Principaux usages**

Les composés du chrome VI ont un large champ d'application dans divers secteurs industriels. Les plus importants sont : le secteur de la métallurgie, de la chimie, du traitement de surface et des matériaux réfractaires. Le chrome pur est peu employé dans l'industrie, il est surtout employé dans les industries de l'acier inoxydable et dans la production d'autres alliages. Les alliages à base de chrome tels que les superalliages (fer, zinc, nickel, molybdène) sont très utilisés dans l'aéronautique pour leur grande capacité à conserver des propriétés mécaniques très stables. Le minerai de chromite est employé dans la synthèse du chromate de sodium et du dichromate de sodium, à partir desquels la plupart des autres produits chimiques de chrome sont préparés. Les sels de chrome hexavalent sont très solubles dans l'eau et sont utilisés en galvanoplastie pour le traitement de surface sous forme d'acide chromique et de chromate, dans la tannerie, comme fongicide, dans le traitement du bois et comme pigments de peintures très employés dans les peintures spéciales anticorrosion dans l'aéronautique.

- **Transport dans l'environnement**

Les composés du chrome VI ont un large champ d'application dans divers secteurs industriels. Les plus importants sont : le secteur de la métallurgie, de la chimie, du traitement de surface et des matériaux réfractaires. Le chrome pur est peu employé dans l'industrie, il est surtout employé dans les industries de l'acier inoxydable et dans la production d'autres alliages. Les alliages à base de chrome tels que les superalliages (fer, zinc, nickel, molybdène) sont très utilisés dans l'aéronautique pour leur grande capacité à conserver des propriétés mécaniques très élevées. Le minerai de chromite est employé dans la synthèse du chromate de sodium et du dichromate de sodium, à partir desquels la plupart des autres produits chimiques de chrome sont préparés.

Les sels de chrome hexavalent sont très solubles dans l'eau et sont utilisés en galvanoplastie pour le traitement de surface sous forme d'acide chromique et de chromate, dans la tannerie, comme fongicide, dans le

traitement du bois et comme pigments de peintures très employés dans les peintures spéciales anticorrosion dans l'aéronautique.

- **Voies d'exposition**

Les dérivés inorganiques du Cr (III) sont, de façon générale, quelle que soit la voie d'exposition, plus faiblement absorbés que les dérivés du Cr (VI) (Hoet, 2015).

En cas d'exposition professionnelle, l'absorption se fait de façon prédominante par inhalation et éventuellement par voie cutanée (ANSES, 2017). De nombreux facteurs influencent l'absorption du chrome inhalé parmi lesquels la taille des particules, l'état d'oxydation, la solubilité dans les milieux biologiques, l'activité des macrophages alvéolaire et l'interaction avec des biomolécules faisant suite à leur dépôt dans les poumons.

Une toxicité systémique est observée en cas d'exposition cutanée aux composés solubles du Cr (VI), essentiellement l'acide chromique, indiquant une absorption cutanée significative de ce type de composés. L'absorption cutanée du chrome, en particulier sur peau lésée, a été mise en évidence chez l'homme et l'animal par des mesures dans les urines ou dans le sang (ANSES, 2017). Ce passage transcutané est particulièrement mis en évidence pour le Cr (VI) qui présente une meilleure pénétration cutanée que le Cr(III), ce dernier ne semblant pas être absorbé de façon significative par la peau intacte.

- **Toxicité générale**

Les effets néfastes connus du chrome hexavalent sur la santé sont la nécrose du foie, les allergies cutanées et le cancer des poumons (Leonard *et al*, 1980 ; Adamson *et al*, 1978). Ces maladies résultent souvent de l'ingestion des sels de chrome par voie orale, d'une simple dose de chrome hexavalent à 10mg/kg de poids corporel.

Les composés hexavalents du chrome sont absorbés plus facilement que les composés trivalents. Les données chez l'animal suggèrent une absorption pulmonaire de 53 à 85 % et de 5 à 30 % pour les particules inhalables de chrome (VI) et de chrome (III) respectivement (Barceloux, 1999).

I.5- Transferts des ETMs dans les écosystèmes

I.5.1- Exposition

L'exposition d'un organisme est définie au sens strict comme le contact avec un agent chimique ou physique. Il est donc le processus par lequel l'organisme acquiert une dose du contaminant (USEPA, 1992 ; Suter II, 1993). Ainsi, l'exposition peut être définie comme la quantité d'un agent particulier qui atteint un organisme, système ou population cible à une fréquence spécifique pendant une durée définie (IPCS, 2004). L'exposition permet donc de décrire et quantifier le contact entre une cible (organisme) et un agent (polluant) et ainsi la possibilité et l'intensité du transfert du polluant (biotique ou abiotique) vers l'organisme par transfert non trophique ou trophique.

Les organismes sont exposés aux polluants lorsque le récepteur (organisme) et l'agent (polluant) coexistent dans le temps et l'espace et interagissent (Smith *et al*, 2007). Cependant, la co-occurrence est une condition nécessaire mais pas suffisante pour assurer l'exposition, en effet les interactions entre polluant et récepteur sont essentielles. Pour évaluer l'exposition passée, présente ou future d'un récepteur, il convient de caractériser l'intensité de l'exposition (souvent exprimée par la concentration de l'agent dans la ou les sources d'exposition pertinentes), la définir temporellement (fréquence et durée du contact...) et spatialement (usage de la zone, proximité de la source, surface exploitée...) (Fairbrother *et al*, 2007 ; Smith *et al*, 2007).

Les sources d'exposition sont les médias (compartiments biotiques et abiotiques) dans lesquels se trouve le polluant : l'eau, l'air, le sol ou les sédiments et la biomasse. Les voies d'absorption sont les voies par lesquelles le polluant pénètre dans le milieu intérieur. Le point d'exposition caractérise le lieu du contact entre polluant et cible. Enfin, la voie d'exposition peut être définie comme la voie de passage d'un polluant de la source vers une cible. Elle intègre donc la source d'exposition, le point d'exposition et la voie d'absorption, il s'agit de la description de la voie empruntée par le polluant depuis la source jusqu'à la cible (Fairbrother *et al*, 2007). Ainsi, lorsque l'on cherche à quantifier l'intensité de l'exposition d'un organisme, il convient de caractériser la voie d'exposition de l'organisme au polluant, en identifiant les quantités de polluant concernées dans la ou les sources pour chacune des voies d'exposition, à l'endroit où l'organisme et le polluant coexistent.

Par ailleurs, il convient de différencier la dose potentielle (quantité de polluant dans l'environnement aux lieux et temps d'exposition), la dose appliquée (quantité de polluant réellement en contact avec l'organisme), la dose interne (quantité de polluant qui traverse les barrières physiologiques et pénètre dans l'organisme) et enfin la dose biologique effective (quantité de polluant qui peut exercer un effet toxicologique).

Sur le terrain, il est en général possible de mesurer la dose potentielle (concentrations en polluant dans l'environnement) et la dose interne (quantité de polluant accumulé dans un organisme), des polluants persistants ou des polluants dont les mécanismes et les produits de dégradation sont connus. L'évaluation de la dose appliquée et de la dose effective est plus compliquée, en raison des nombreuses variables environnementales et biologiques qui les influencent. En effet, de nombreux facteurs biologiques et écologiques modulent l'exposition des organismes en modifiant l'intensité, la durée et/ou la fréquence du contact avec le polluant (Peakall et Burger, 2003 ; Smith *et al*, 2007). Ils sont notamment liés au mode de vie (milieu de vie, exploitation de l'habitat, taille du domaine vital...), au nourrissage (régime alimentaire, et comportement de nourrissage) et à différents traits d'histoire de vie (développement, reproduction).

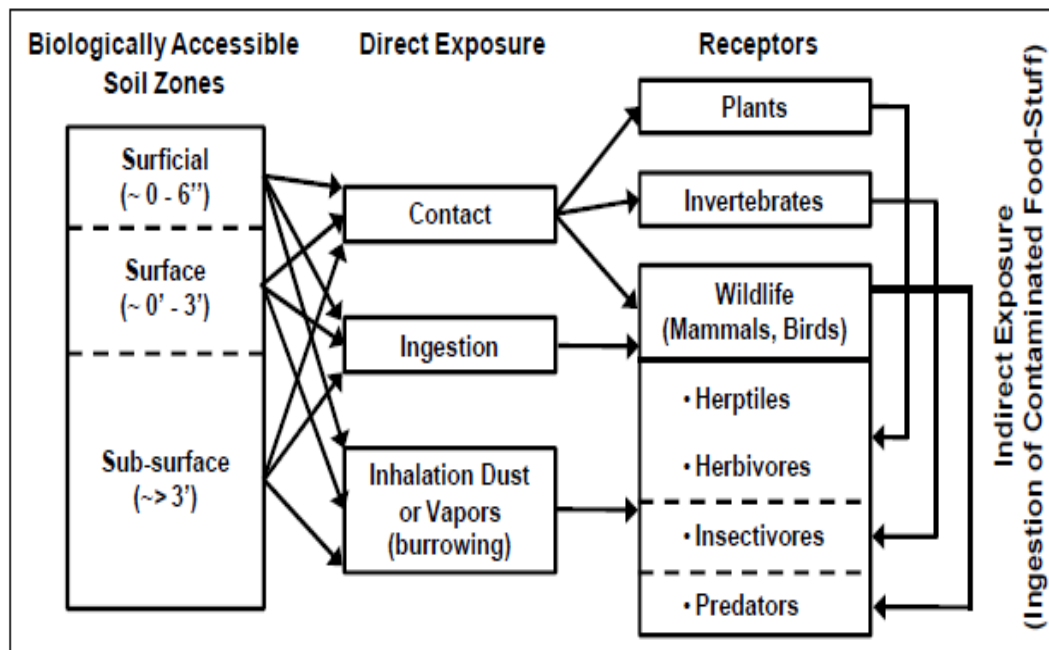


Figure 5 : Modèle conceptuel pour l'exposition directe et indirecte des récepteurs écologiques aux contaminants présents dans les sols (McGeer et al, 2004)

I.5.2- Biodisponibilité

Il n'y a pas de consensus clair sur la définition du terme de biodisponibilité (Semple *et al*, 2004). Plusieurs définitions, dépendantes du champ scientifique dans lequel le terme est utilisé (biodégradation, absorption par les plantes, toxicologie humaine, écotoxicologie), existent dans la littérature. Ainsi, pour définir la biodisponibilité, il est important de préciser le domaine dans lequel celle-ci est étudiée. Dans un cadre général, le concept de biodisponibilité peut se définir comme étant un mélange complexe de processus chimiques, biologiques et physiques qui agissent de telle façon que seulement une fraction du composé présent dans une matrice environnementale pourra être disponible pour un organisme (Semple *et al*, 2004). Dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine, la définition qui est généralement retenue mentionne que la biodisponibilité est la fraction de contaminant (ingéré dans le cadre de l'étude) qui est absorbée, atteint la circulation systémique et qui pourra ainsi exercer un effet toxique sur l'organisme (Ruby *et al*, 1999 ; Kelley *et al*, 2002).

La biodisponibilité peut être définie comme la fraction de la quantité totale de polluant présent dans un compartiment (sol, sédiment, item alimentaire...) qui, au cours d'une durée donnée (durée d'exposition), est disponible ou peut être rendue disponible pour l'absorption par les organismes et y causer des effets (Peijnenburg et Jager, 2003 ; Fairbrother *et al*, 2007 ; Denys *et al*, 2009) (Figure 6). Cette définition reflète un processus dynamique qui implique 4 conditions majeures conditionnant le transfert et les effets dans les organismes : la disponibilité environnementale, la biodisponibilité environnementale, la bioaccessibilité et la biodisponibilité toxicologique. La disponibilité environnementale traduit la libération du polluant par le média, donc sa partition physico-chimique dans le média. La biodisponibilité environnementale concerne la proportion de polluant pouvant être absorbée et fait intervenir les caractéristiques biologiques et

physiologiques de l'organisme qui peuvent moduler l'absorption. Dans le cadre de la biodisponibilité environnementale, lorsque l'absorption a lieu par voie digestive, la bioaccessibilité exprime la fraction absorbable du polluant présent dans le média pouvant pénétrer dans le milieu intérieur de l'organisme et atteindre la circulation systémique en traversant les membranes biologiques du tube digestif (Peijnenburg et Jager, 2003). Enfin, la biodisponibilité toxicologique traduit la fraction du polluant présent dans l'organisme pouvant exercer des effets toxiques, donc la redistribution du polluant dans l'individu au niveau tissulaire et cellulaire.

La pénétration des polluants à travers les membranes biologiques peut s'opérer par diffusion passive ou facilitée ou encore via des mécanismes de transport actifs (Peijnenburg et Jager, 2003 ; McGeer *et al*, 2004). La bioaccessibilité dépend des capacités physicochimiques du polluant à traverser les membranes biologiques et des caractéristiques physiologiques de l'organisme.

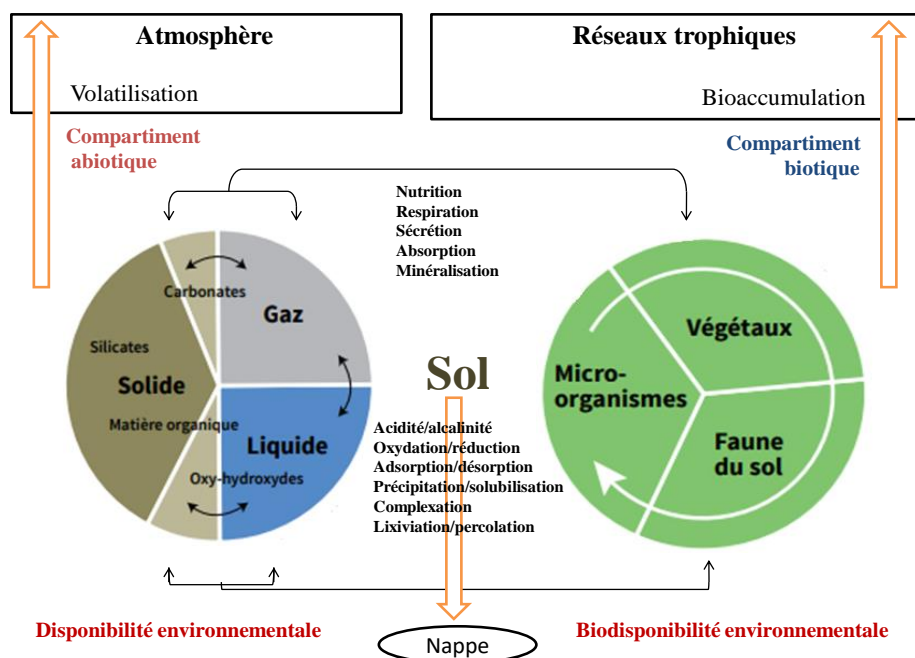


Figure 6 : les deux facettes d'une évaluation opérationnelle de la biodisponibilité (la disponibilité environnementale et la biodisponibilité environnementale)

La fraction bioaccessible, ou bioaccessibilité orale d'un polluant présent dans une matrice (nourriture, sol, eau etc.), est la fraction de ce polluant qui est extraite de cette matrice (mise en solution) par les fluides digestifs et par la salive, dans le tractus gastro-intestinal. La fraction bioaccessible peut se définir comme le ratio de la quantité extraite sur la quantité ingérée. N'étant pas déterminée par rapport à une référence, elle est appelée bioaccessibilité absolue.

I.5.3- Transfert des ETMs dans les réseaux trophiques

Les ETMs peuvent être classés en fonction de leur caractère essentiel pour les organismes vivants. Les éléments essentiels (comme Cu, Zn, Co, Se, Mo, etc.) ont une fenêtre d'essentialité

(Fig. 7) dans laquelle les concentrations dans l'alimentation des animaux ou dans le sol doivent être maintenues pour permettre un développement et une reproduction normale des organismes. Si les teneurs sont trop élevées, des mécanismes de toxicité peuvent se développer. Les éléments non essentiels tels que Cd ou Pb, en plus d'être toxiques pour les êtres vivants, peuvent induire des déficiences en éléments essentiels, au travers de la compétition pour les sites actifs des molécules importantes dans la physiologie des organismes (Walker *et al*, 2012).

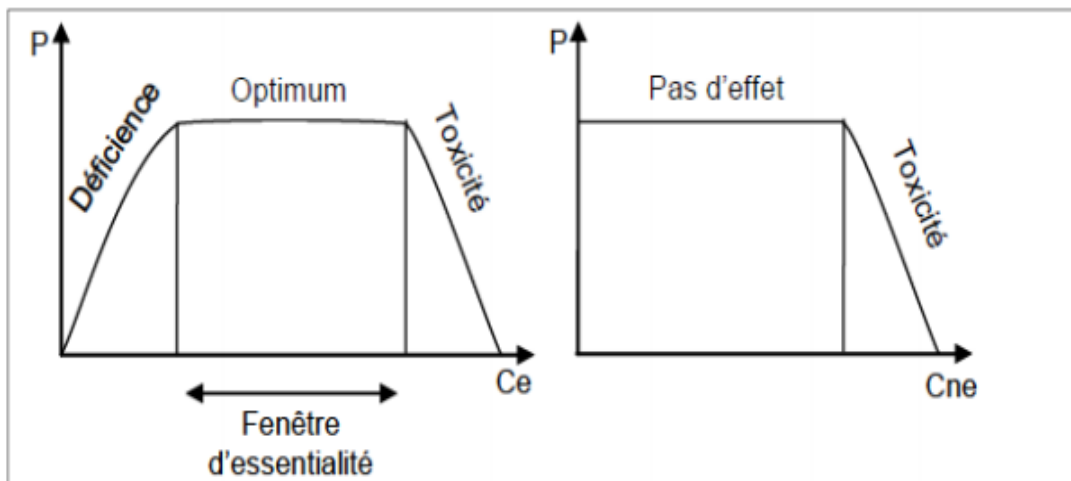


Figure 7 : Relation entre la performance (P : croissance, fécondité, survie) et les concentrations des éléments essentiels (Ce) et non essentiels (Cne) dans l'alimentation des animaux (Walker *et al*, 2012)

En outre, les facteurs de concentration des ETMs dans les organismes et la rétention dans les écosystèmes contribuent au transfert de ces éléments dans la chaîne trophique et à l'expression de leurs effets toxiques. Les producteurs primaires (plantes par exemple) peuvent accumuler de fortes concentrations en métaux via l'eau. Ils sont ensuite consommés par des organismes du second niveau trophique (animaux par exemple). Les ETM sont bioaccumulés le long de la chaîne trophique si, d'un niveau à un autre, ils sont biodisponibles. Si les métaux sont biochimiquement actifs, ils seront absorbés et accumulés au niveau trophique supérieur, mais s'ils sont insolubles, ils transiteront dans le tractus digestif et seront excrétés dans les fèces.

I.5.4- Interactions entre différents stress

Au fur et à mesure des découvertes scientifiques sur le sujet, le stress se définit plus précisément. Ainsi, Broom et Johnson (1993) définissent le stress comme étant « un effet de l'environnement sur l'individu qui se surimpose à ses systèmes de contrôle et induit des réactions adverses, réduisant à terme son adéquation à l'environnement ». Dans cette définition du stress, les auteurs précisent le côté néfaste de cette réaction sur l'organisme. En effet,

l'énergie habituellement mobilisée pour répondre aux besoins vitaux de l'organisme (survivre et se reproduire) est, lors d'un stress, utilisée pour faire face à l'événement perturbateur.

Ces événements perturbateurs peuvent être de différents ordres : les facteurs abiotiques (température, luminosité, pollution chimique ou physique...), les maladies, les parasites, les lésions, les interactions inter- et intraspécifiques... (Broom *et al*, 2007). Ainsi le stress provoqué peut être soit aigu, soit répété, soit chronique.

Lorsque les rongeurs reçoivent un régime standard et sont soumis à un stress aigu d'intensité moyenne à sévère induisant une diminution de la prise alimentaire, leur gain de poids est souvent affecté (Meerlo *et al*, 1996b ; Valles *et al*, 2000 ; Diane *et al*, 2008). Généralement, cette diminution de gain de poids n'est pas rattrapée durant les jours suivant l'exposition au stress et les animaux stressés gardent alors un poids plus faible que les animaux non stressés (Meerlo *et al*, 1996b ; Valles *et al*, 2000). L'application chronique ou répétée d'un stress entraîne une diminution du gain de poids qu'il y ait (Armario *et al*, 1990 ; Ricart-Jane *et al*, 2002) ou non (Bartolomucci *et al*, 2004 ; Tauchi *et al*, 2008) une diminution de la prise alimentaire. D'autres facteurs interviennent en plus de la diminution de la prise alimentaire dans la balance énergétique pour expliquer la diminution du gain de poids liée au stress. Il a été mis en évidence qu'un stress aigu ou chronique entraîne une augmentation de la dépense énergétique, une oxydation préférentielle des acides gras (Harris *et al.*, 2006 ; Garcia-Diaz *et al.*, 2007) et une augmentation de la température corporelle (Harris *et al.*, 2002a; Garcia-Diaz *et al.*, 2007).

I.6- Bioindicateurs

I.6.1- Utilisation des rongeurs en écotoxicologie

Les analyses chimiques du sol, de l'air et de l'eau peuvent fournir des informations sur la concentration de composés spécifiques présents dans l'environnement. Néanmoins, ces analyses à elles seules sont insuffisantes pour évaluer la disponibilité et la toxicité potentielle des polluants métalliques pour la faune et les humains. Ainsi, si les animaux vivant dans des environnements pollués accumulent spatialement et temporellement des métaux lourds dans leurs tissus, ils peuvent être utilisés comme bioindicateurs de la pollution environnementale (Talmage et Walton, 1991). A la différence des animaux sentinelles où l'un des seuls critères retenus est la plus ou moins grande abondance d'individus, le bioindicateur fait appel à la variation de paramètres aux niveaux moléculaire, cellulaire ou tissulaire. En écotoxicologie, les modèles biologiques ont été choisis dans de nombreux taxons et, en écotoxicologie terrestre,

les micromammifères sont largement utilisés. Ceci provient de leur utilisation massive en toxicologie humaine mais ce choix est également motivé par plusieurs autres facteurs.

En tant que vertébrés, les rongeurs ont un métabolisme proche de celui des humains. De par leur proximité génétique avec les humains (90% du patrimoine génétique est partagé entre les souris de laboratoire et les humains), les souris (originellement issues de l'espèce *Mus musculus*) sont en effet largement utilisées afin de prévoir les effets curatifs ou toxiques de nombreuses molécules pharmacologiques lors de leur mise sur le marché. De plus, le choix des rongeurs dans de nombreuses études scientifiques est également motivé par des raisons financières et techniques. En effet, lors du choix des modèles biologiques, il est indispensable de prendre en compte les difficultés liées à la capture, à la maîtrise de l'élevage (besoins biologiques des animaux), à la maîtrise des lignées, à l'effectif nécessaire, aux difficultés liées à la contention lors des manipulations, etc.

I.6.2- Classification - Phylogénie

Apparus dans le registre fossile à la fin du Paléocène (-60 Ma), les Rongeurs semblent avoir connu une forte expansion vers la fin de l'Eocène (-35 Ma), en parallèle avec le développement des fruits à coque dure (Collinson & Hooker 1991). Sept autapomorphies morphologiques définissent le clade Rodentia de manière « classique » (Hartenberger, 1985), notamment la présence d'une incisive supérieure et d'une incisive inférieure élargies, à croissance continue (Simplicidentata). Les six autres autapomorphies « classiques » concernent également les dents et la mâchoire, mais d'aussi le crâne ou la membrane foetale (Luckett & Hartenberger 1993). Une définition purement cladistique du groupe (tous les descendants d'un ancêtre défini) est plus difficile en raison de la mauvaise résolution de la phylogénie des Rongeurs (Wyss et Meng 1996). Hartenberger (1985), souligne deux problèmes de classification morpho-anatomique des Rongeurs : la convergence répétée, lors de l'histoire des mammifères, de caractères typiques des Rongeurs, et la difficulté de polariser certains caractères, pour lesquels le registre fossile témoigne de nombreuses réversions. Ces réserves apparaissent particulièrement fondées en ce qui concerne les caractères dentaires, qui constituent pourtant une part essentielle des données fossiles de Rongeurs (Hartenberger, 1985 ; Jaeger, 1988).

En 2005, Musser & Carleton inventorient 2277 espèces de Rongeurs, soit 42% des 5416 espèces de Mammifères actuellement recensées. Dix familles sont monogénériques alors que trois familles comptent 68,6% des genres et 74,2% des espèces. Parmi celles-ci, les Muridés sont répartis en 150 genres et 730 espèces, soit près du tiers des espèces de Rongeurs (Musser et Carleton, 2005).

Parmi les nombreuses tentatives de classification des Rongeurs, nous retenons pour la définition des familles celle de Musser et Carleton (2005) (Tableau 6). Certains des groupes présentés sont suspectés de paraphylie, et présentent à la fois des caractères morphologiques dérivés et plésiomorphes, mais les super-familles au moins paraissent solides.

Tableau 6 : Grands traits de la classification des Rongeurs, d'après Musser & Carleton (2005)

Sous-ordre	Super-famille	Famille	Nombre d'espèces
Sciuromorpha		Aplodontiidae	1
		Gliridae	28
		Sciuridae	278
Castorimorpha		Castoridae	2
		Geomyidae	40
		Heteromyidae	60
Myomorpha	Dipodoidea	Dipodidae	51
	Muroidea	Platacanthomyida	2
		Spalacidae	36
		Calomyscidae	8
		Nesomyidae	61
		Cricetidae	681
		Muridae	730
		Anomaluromorpha	Anomaluridae
	Pedetidae	2	
Hystricomorpha		Ctenodactylidae	5
		Abrocomidae	10
		Bathyergidae	16
		Capromyidae	20

Caviidae	18
Cuniculidae	2
Dinomyidae	1
Echimyidae	90
Erethizontidae	16
Heptaxodontidae	4
Chinchilidae	7
Hystriidae	11
Myocastoridae	1
Octodontidae	13
Petromuridae	1
Thrynomoyidae	2
Ctenomyidae	60

Il semble que dès les premiers fossiles, qui apparaissent entre la fin du Paléocène et le début de l'Eocène (-55 à -60 Ma), la majorité des grandes lignées de Rongeurs aient été individualisées, probablement à la suite d'une radiation adaptative (Vianey-Liaud, 1985). Même la découverte récente (Meng *et al.* 1994) du fossile de Rongeur le plus ancien connu (*Tribosphenomys minutus*, -52 à -60 Ma) ne permet pas d'orienter de manière non ambiguë les changements dans les autres lignées. Les données fossiles n'apportent donc globalement que peu d'information sur les relations entre lignées de Rongeurs.

De nombreuses sources de données morpho-anatomiques ont été utilisées pour essayer de résoudre la phylogénie des Rongeurs. Malgré cela cette résolution reste faible, en raison de nombreux phénomènes de convergence ou de réversion.

Les caractères (Wilson & Reeder 2005) classiquement les plus utilisés (dentition, émail, mâchoires) sont sujets à convergence (Hartenberger, 1985), ce qui se retrouve également dans les données ostéologiques ou myologiques (Wood, 1985). Cette tendance est encore illustrée par le fossile *Tribosphenomys minutus*, qui ne présente pas la morphologie dentaire précédemment considérée comme basale pour les Rongeurs et les Lagomorphes (Meng *al.*

1994). Ceci peut signifier soit que ce fossile pourtant ancien présentait déjà des caractères fortement dérivés, soit que le morphotype le plus fréquent constitue une réversion (Flynn, 1994). Dans les deux cas l'instabilité phylogénétique de ces caractères est frappante.

L'analyse d'une grande diversité de caractères, fossiles, morphologiques ou du développement (Luckett & Hartenberger, 1985), aussi bien que moléculaires (Chevret *et al.*, 1993 ; Nedbal *et al.*, 1996), pointe donc dans le même sens, à savoir des lignées bien définies, familles ou super-familles, mais dont les relations sont largement irrésolues. L'ensemble de ces données semble témoigner d'une radiation explosive très difficile, voire impossible, à résoudre en termes de dichotomies. Il est de plus frappant de constater que de nombreux problèmes non résolus avec des données morphologiques et fossiles ne le sont guère plus avec des données moléculaires. Ceci plaide fortement pour une radiation explosive de grandes lignées de Rongeurs.

I.6.3- Traits d'histoire de vie

Les Rongeurs sont généralement vus comme "*de petits mammifères diversifiés et terrestres, spécialisés dans le rognage, et avec une vitesse de reproduction élevée*" (Hartenberger, 1985). Ce sont des organismes modèles pour l'étude des processus écologiques (Avenant, 2003; Dickman, 2003), ils constituent donc un moyen rapide et peu coûteux pour l'évaluation du bien-être ou le déséquilibre d'un écosystème donné.

La plupart des Rongeurs sont en effet petits, quelques dizaines à centaines de grammes, et certaines espèces peuvent ne peser que 2,5 g (*Mus minutoides*), bien que la plus grande, le Capybara (*Hydrochoerius hydrochoerius*) atteigne 50 à 70 kg (Nowak, 1991).

Une caractéristique frappante des Rongeurs actuels est leur diversité : Certains sont spécialisés dans une vie souterraine, beaucoup sont terrestres, d'autres sont arboricoles. Certains genres se déplacent en sautant, d'autres en courant, et d'autres encore en grim pant.

Certains peuvent planer, et d'autres sont adaptés à une vie semi-aquatique (Nowak, 1991).

On appelle traits d'histoire de vie les différents paramètres à la base des différentes stratégies évolutives : âge de maturité, fécondité, taux de survie, taux métabolique, masse corporelle, etc. (Roff, 1992).

Un panorama de traits d'histoire de vie de Rongeurs montre que même si l'idée de petits mammifères à vitesse de reproduction élevée n'est pas exacte pour tous les Rongeurs, elle correspond à une certaine réalité. Ce sont surtout les Muridés qui correspondent à cette description : ils sont petits, voire très petits, à de rares exceptions près, ils ont une vitesse de reproduction élevée avec un nombre de portées toujours supérieur à une par an et un âge de maturité sexuelle qui n'atteint 12 mois que lorsque le milieu présente une contrainte saisonnière

très forte, comme en milieu arctique. Leur petite taille corporelle et leur effectif important par portée ne sont dépassés que par certains insectivores (Fons *et al.* 1997). Ils font également preuve d'une grande adaptabilité.

Le temps de génération est une variable importante, mais difficile à définir. Il est lié à un certain nombre de traits d'histoire de vie : l'âge à la première reproduction, la distribution en âges de la procréation, la survie âge-spécifique ou la compétence parentale âge-spécifique (Cockburn *et al.*, 1990). En comparant ces paramètres entre espèces il est possible d'avoir une certaine idée des espèces à temps de génération longue ou courte. Il semble ainsi que des Rongeurs au régime alimentaire à base de graines (Sciuridae, Muridae, Heteromyidae) présentent plutôt des fécondités faibles et des taux de survie élevés, donc un temps de génération plutôt élevé, alors que des Rongeurs au régime alimentaire à base d'herbes et de feuilles (Cricetidae surtout), moins riches énergétiquement, présentent une forte fécondité et un taux de survie faible (Eisenberg, 1981), donc un temps de génération plutôt plus court.

Deux mécanismes peuvent expliquer la variabilité des traits d'histoire de vie : l'adaptation à différentes conditions de vie, et les contraintes phylogénétiques. C'est le premier mécanisme qui est le plus souvent utilisé, sous l'hypothèse volontairement simplificatrice que l'évolution est une optimisation (Roff, 1992).

Bien sûr, une grande part de la variabilité des traits d'histoire de vie des Rongeurs peut tout de même être attribuée à des mécanismes adaptatifs. Ainsi l'étude des Muroidea (Muridae + Cricetidae) permet de les regrouper selon trois grandes stratégies écologiques qui ne suivent pas la phylogénie (Koteja & Weiner 1993), mais qui sont dans l'ordre décroissant des taux métaboliques :

- la stratégie "souris", exploitant une nourriture riche dans des habitats chauds et humides ou tempérés, comprenant surtout des Muridae et quelques Cricetidae,
- la stratégie "campagnol", exploitant une nourriture peu digestible dans des régions tempérées à froides, comprenant surtout des Cricetidae,
- la stratégie "hamster", exploitant une nourriture riche également, mais dans des milieux plutôt arides, ouverts, comprenant surtout des Cricetidae et quelques Muridae.

Ces résultats illustrent l'indépendance entre adaptation et phylogénie chez les Muroidea. Par ailleurs, Les taux métaboliques élevés pourraient être dus au développement de l'appareil digestif chez les stratégestes "campagnol", et à celui des muscles et du cerveau chez les stratégestes "souris" (Koteja & Weiner 1993). En effet, le taux métabolique connaît des adaptations organes spécifiques, en relation avec la masse de ceux-ci.

I.6.4- Systématique

Dans ce contexte biogéographique, et précisément en milieu terrestre, une composante importante et souvent mal connue de cette biodiversité est constituée par les petits mammifères. Bien que les rongeurs représentent une part importante de la faune mammalienne d'Afrique du Nord, il subsiste des lacunes dans notre connaissance de leur distribution, écologie, évolution, systématique et écotoxicologie (Bouaarakia *et al*, 2020 ; Tifarouine *et al*, 2018).

I.6.4.1- Muridae

Cette famille demeure la plus riche en espèces (730) et en genre (Grasse & Dekeyser, 1955). Les Muridae sont représentés au Maroc par trois sous-familles : les Murinae, les Deomyinae et les Gerbillinae. Les espèces de la sous famille des Gerbillinae sont caractérisées par l'existence d'un sillon au niveau de leur incisifs et leurs bulles tympaniques qui sont développées par rapport aux espèces de la sous familles des Murinae, qui ont des bulles tympaniques petites. Ces deux sous familles sont détaillées dans ce qui va suivre.

I.6.4.1.1- Murinae

Les Murinae sont originaires d'Asie du Sud-Est. Ils apparaissent au Miocène en Europe et en Afrique du Nord avec l'espèce *Progonomys cathalai* (Maroc : Oued Tabia, Oued Zra), qui est probablement arrivée parallèlement en Espagne et au Maghreb en longeant les deux côtés de la Méditerranée (Jaeger *et al*, 1986). *Progonomys* s'éteint au Miocène supérieur, alors qu'apparaît le genre *Paraethomys* (Lissasfa) qui va connaître une importante diversification en lien avec les changements environnementaux quaternaires, avant de s'éteindre au Pléistocène supérieur (Geraads, 2010).

Chez les Murinae, la tête est bien dégagée du corps, le museau est pointu, les oreilles sont grandes, la queue est longue et peu poilue, le pelage est bien fourni et mélangée de jarres minces et de duvet fin (Didier & Rode, 1938). La tête osseuse des Muridae est allongée, anguleuse, au rostre long, aux arcades zygomatiques étroites (Didier & Rode, 1944).

a. *Mus spretus* Lataste, 1883

La Souris d'Afrique du Nord est de taille sensiblement égale ou légèrement plus petite que la Souris domestique. L'examen attentif des caractères externes et les mesures biométriques permettent toutefois de distinguer ces deux espèces. *Mus spretus* se distingue par sa tête moins développée, un museau moins allongé et des pattes postérieures courtes (Orsini *et al*, 2001), une queue plus courte que le corps et surtout plus fine que celle de *Mus m. domesticus* (Le Louarn & Quere 2003, Khammes *et al*. 2006).

D'après Orsini *et al*, (1982) la souris d'Afrique du Nord ou Souris à queue courte se serait différenciée au Maghreb, puis aurait migré vers l'Europe, franchissant le détroit de Gibraltar,

barrière infranchissable pour les vertébrés terrestres depuis le Pliocène, grâce à l'intervention humaine (Thaler 1986, Dobson 1998). Cette intervention (transport par bateau) aurait eu lieu au Néolithique car on trouve déjà des souris dans les habitats humains datant de l'âge du Bronze en Espagne (Stoeck & Uerpmann 1976).

La Souris d'Afrique du Nord est, dans l'état actuel de nos connaissances, le rongeur le plus caractéristique du biome méditerranéen (Orsini, 1979 ; Fons *et al*, 1980 et Aulagnier, 1992). Sa distribution géographique comprend les territoires suivants : Maroc, Algérie, Tunisie, Egypte (Daghalia), Libye (Barga), la quasitotalité de l'Espagne, le Portugal et le sud de la France (Orsini *et al*, 1982 ; Palomo *et al*, 1983 ; Aulagnier & Thevenot 1986 ; Bouchardy & Moutou, 1989 ; Aulagnier, 1992 ; Bonhomme, 1984). Elle est absente en Corse et en Sardaigne, mais elle a été trouvée aux Baléares. D'après Moreno et Barbosa (1992), la distribution de *Mus spretus* est corrélée positivement avec la température et négativement avec les précipitations. En Europe, sa limite orientale correspond aussi à la limite orientale du chêne kermès (*Quercus coccifera*) en France, alors qu'au nord, elle semble remonter la vallée du Rhône jusqu'à hauteur de Valence. En France et en Espagne, *Mus spretus* montre une forte abondance au sud (Castien & Gosalbez 1992).

Au Maroc, elle est présente dans toutes les régions de plaines et de collines, du Tangérois à la bordure septentrionale du Sahara (Sebkha Tazra, Thévenot *et al*, 1988), atteignant voire dépassant 1800m dans le Moyen Atlas et le Haut Atlas. Alors que dans le nord de son aire de répartition elle occupe une large gamme de milieux (cultures, vergers, matorrals, sansouires, junipérais, forêts mixtes de chênes), elle est limitée aux seules zones cultivées et à certaines oasis à la faveur desquelles elle pénètre dans l'étage bioclimatique saharien, le transport involontaire par l'homme peut aussi expliquer des données marginales (Imlili, Oued Ad Deheb).

Mus spretus fréquente de préférence les endroits les plus secs, au sol léger ; les collines parcourues de murets de pierre sèches, anciennement plantées d'olivier et plus au moins envahies d'une maigre végétation (Thym et Brachypode rameux) (Orsini 1979). La Souris d'Afrique du Nord vit dans les campagnes (cultures, vergers, matorral et forêt). Elle n'est jamais commensale de l'Homme (Aulagnier & Thevenot 1986, Le Louarn & Quere 2003).

Les besoins hydriques très faibles de la souris sauvage lui permettent de survivre là où la Souris domestique (*Mus musculus*) est éliminée. Par contre, dans les biotopes humides (ripisylve, bordure des étangs d'eau douce, cultures irriguées) quand il y a compétition entre souris, *Mus spretus* semble systématiquement évincée (Orsini 1982).

L'étude sur la succession des faunes de micro-mammifères dans divers milieux méditerranéens, par Fons *et al.*, (1988); a révélé que la Souris d'Afrique du Nord est une espèce des zones découvertes, qui n'est jamais fréquente en forêt et dont la présence est irrégulière dans le maquis.



Figure 8 : Illustration de l'espèce *Mus spretus*

***b. Mus musculus domesticus* Linnaeus, 1758**

La Souris domestique *Mus musculus domesticus* commence à coloniser le bassin méditerranéen à l'Épipaléolithique (-12 000 ans) (Auffray *et al.*, 1990). Au Néolithique, la Souris domestique n'est décrite qu'en Israël, en Turquie et à Chypre (Auffray *et al.*, 1991). *Mus musculus* arrive en Italie à la fin du 5^{ème} millénaire (via des déplacements le long du Danube et du Rhin), en Europe méditerranéenne à l'âge du Bronze (4000-2800 BP) et en Grande Bretagne à l'âge du Fer (2800 BP) (Boursot *et al.* 1993). Selon Britton-Davidian (1990), qui a étudié la différenciation génétique et chromosomique de cette espèce et souligné son association précoce avec l'homme, le peuplement coïnciderait avec l'apparition des premières sociétés néolithiques en Europe occidentale. La Souris domestique est arrivée en Italie assez tardivement vraisemblablement par voie maritime en provenance soit du Proche – Orient, soit d'Afrique du Nord (Thaler *et al.*, 1981) à l'époque des civilisations phéniciennes.

Arrivée au Maroc au cours du millénaire AC (Bonhomme *et al.*, 2011), elle est répandue dans tout le Maroc et dans les villes côtières du Sahara atlantique à la faveur des bâtiments. Elle semble cependant moins abondante en montagne (mais atteint 2650m dans le massif du Toubkal) et dans les régions présahariennes.



Figure 9 : Illustration de l'espèce *Mus domesticus*

La Souris domestique est un rongeur de petite taille. D'aspect assez svelte, elle a un museau effilé, des yeux relativement petits, noirs, un peu saillants, des oreilles assez grandes dont les pavillons dépassent largement le pelage court, une queue, de longueur assez proche à celle du corps (rapport Q / T+C), une bouche qui renferme sept rangées de plis palatins bien différenciés. Le pelage est court, la coloration du dos est variable allant du gris noir au gris clair, du gris brun au brun jaunâtre ; le ventre est à peine plus clair sans ligne de démarcation nette. Cette coloration est variable selon les populations en fonction des habitats fréquentés. La reproduction a lieu toute l'année avec un ralentissement en hiver. La gestation dure 18 à 21 jours. Les portées sont de 3 à 8 jeunes (6 en moyenne) qui restent aveugles 12 à 14 jours et sont sevrés au 18^e jour.

La souris domestique est répandue dans le monde entier, à l'exception du nord du Groenland. Par ses proches relations avec l'homme *Mus musculus domesticus* occupe depuis plusieurs siècles l'Ouest et le Sud de l'Europe, l'Asie depuis la Turquie jusqu'à l'Himalaya, et l'Afrique du Nord, l'Amérique du Sud, l'Afrique au sud du Sahara, le nord de l'Australie et de nombreuses îles. En Europe sa répartition est limitée à l'Ouest et au sud d'une ligne reliant le Danemark (Jutland) à la Bulgarie. Elle est également présente dans les îles méditerranéennes, britanniques et Féroé (Orsini *et al*, 1983). Elle est strictement commensale en hiver, sauf sur le pourtour méditerranéen où certaines populations ne sont pas inféodées aux constructions humaines. La souris domestique est présente dans tous les pays du Maghreb.

La Souris domestique est hautement adaptable à des conditions environnementales très diverses. En Europe tempérée, elle est essentiellement commensale, étant toujours associée aux établissements humains : maisons, dépendances des fermes, entrepôts, immeubles urbains. En région méditerranéenne, elle peut prospérer très loin de tout contexte anthropique, colonisant

principalement les milieux où elle peut satisfaire ses besoins en eau, assez importants : roselières, bord des cours d'eau, friches humides, cultures irriguées (Orsini 1982, Cassaing, 1982). Dans les milieux plus secs, elle est couramment supplantée par la souris d'Afrique du Nord, *Mus spretus*. Dans les îles, son amplitude écologique est encore plus grande car elle colonise maquis et garrigues de même que certains milieux forestiers tel que la châtaigneraie (corse) ou la laurisilve (Açores), ce qui témoigne de ses étonnantes capacités d'adaptation.

c. Apodemus sylvaticus Linnaeus, 1758

Le genre *Apodemus* regroupe les Muridés dominants de la région paléarctique. Il est représenté par une vingtaine d'espèces (Musser et Carleton, 2005). Selon Anderson et Jones (1984), *Apodemus* est en fait un genre qui comprend trois groupes systématiques à savoir *Sylvaemus* Ognev, 1929 (*Nemomys* Thomas, 1924) ; *Alsomys* Dukelski, 1928 et *Petromys* Martino, 1934 (*Karstomys* Martino, 1939), les travaux réalisés au cours de la dernière décennie ont abouti à la révision de la systématique du genre *Apodemus*.



Figure 10 : Illustration de l'espèce *Apodemus sylvaticus*

C'est à partir d'un refuge ibérique qu'*Apodemus sylvaticus*, le Mulot sylvestre d'Afrique du Nord, a recolonisé l'ensemble de l'Europe de l'ouest à la fin de la dernière glaciation (Michaux *et al*, 1998, 2003). La grande divergence génétique observée entre les animaux d'Europe de l'Ouest et ceux de la péninsule italienne a également permis de montrer que la chaîne des Alpes joue le rôle de barrière biogéographique infranchissable pour le mulot (Michaux *et al*. 1996a). Au contraire, la chaîne pyrénéenne ne semble pas jouer ce rôle. La grande proximité génétique observée entre les animaux de Corse, de Sardaigne, d'Elbe et d'Italie péninsulaire ne laisse aucun doute quant à la parenté étroite de ces populations et de la colonisation récente de ces îles par le Mulot (au plus 5000 ans). Au contraire, les animaux de l'archipel des Baléares, de Porquerolles, de Port-Cros et des petites îles atlantiques ont sans conteste une origine ouest européenne. Les mulots d'Afrique du Nord divergent nettement de l'ensemble des populations

européennes tant génétiquement que morphologiquement. Ceci laisse penser à une colonisation ancienne du nord de l'Afrique à partir de l'Europe ou à une colonisation plus récente, effectuée à partir de populations orientales (Balkans, Grèce), déjà divergentes des animaux d'Europe occidentale (Dobson 1998, Dobson & Wright 2000, Libois *et al*, 2001).

Au Maroc, il est abondant dans la bordure méditerranéenne, du Tangerois aux Béni Snassen (Saint Girons & Van Bree 1962), le Plateau Central et le Moyen Atlas (jusqu'à 2100m). Au Sud il occupe les zones moyenne et de haute montagne du Haut Atlas occidental et central, jusqu'à 3200m dans le massif du Toubkal. En limite Sud, il a été capturé dans des vergers à l'embouchure de l'Oued Massa (Benhamza 1995). Il fréquente les étages bioclimatiques humides et sub-humide, voire semi-aride, c'est en effet un hôte des forêts et autres milieux humides à végétation dense, l'absence de bocage limite son expansion dans les grandes plaines cultivées.

Le Mulot sylvestre en Afrique du Nord est peu différent de la forme européenne. C'est un petit rongeur au museau pointu, à gros yeux saillants et à oreilles relativement longues. La queue de longueur subégale à celle du corps est parsemée de poils courts mais ne présente pas de pinceau terminal, le pelage dorsal est de couleur variable en fonction du biotope. De même que chez certains autres rongeurs, la peau de la queue a la propriété de se rompre facilement pour permettre à l'animal de s'enfuir s'il est saisi par un prédateur. C'est ce qu'on appelle l'autotomie.

Le Mulot est un petit rongeur qui s'adapte à tous les milieux avec une préférence pour les structures favorables à un animal sauteur qui apprécie la proximité d'abris. Un milieu complexe assure également une nourriture variée. Fons *et al*, (1980) et Yoccoz (1992) signalent la présence du Mulot dans les forêts de conifères de l'étage montagné et subalpin. A l'étage alpin les observations de Mulot sylvestre sont accidentelles. Saint Girons (1972) signale pour le Maroc l'absence du mulot en terrain découvert, mais il est fréquent dans les buissons, dans les fourrés, les amoncellements de végétation apportée par le courant, la pelouse tondu par le bétail et parsemée de gros blocs rocheux et couronnées de buissons épineux ainsi que dans la forêt de chêne liège avec un sous-bois dense. De même, Boitani *et al*, (1985) notent que le mulot est toujours abondant dans le maquis et les captures sont rares dans les zones ouvertes. Le Mulot sylvestre fréquente tous les biotopes qui ne sont pas totalement dépourvus de végétation herbacée parsemée de buissons. Il est aussi présent dans les forêts feuillues à sous-bois dense que dans les champs de céréales sur pied, les prairies ou les talus plantés du bocage (Le Louarn *et al*, 2003).

Les femelles ont deux à trois portées allant jusqu'à neuf petits. Elles les allaitent toutes les cinq minutes du premier au 3^{ème} ou 4^{ème} jour. La gestation est de 22 jours et les jeunes sont autonomes au bout de 3 semaines. Ils atteignent leur maturité sexuelle à 8 semaines. La longévité varie de 2 à 4 ans.

d. *Lemniscomys barbarus* Linnaeus, 1766

Désormais restreint à l'Afrique du Nord (Carleton & Van der Straeten 1997), le Rat rayé occupe principalement les régions côtières. Au Maroc, son aire de répartition suit les façades Atlantiques et Méditerranéennes, de la vallée de l'oued Noun/Assaka à Saidia, avec des incursions vers l'intérieur dans la plaine du Souss, le Haouz, les Rehamna, le Tadla, le Plateau des Phosphates, le Plateau Central et les plaines Nord Atlantiques. Il pénètre aussi dans le Haut Atlas jusqu'au massif du Toubkal à l'Est, où il atteint 1150m à Amanar. Il vit pourtant aussi bien dans les milieux forestiers que dans les zones de culture, voire dans les régions arides (Maroc Oriental, Brosset 1960).

Le *Lemniscomys barbarus* est un rongeur de taille supérieure à celle du mulot, avec la longueur de la tête et du corps comprise entre 98 et 118 mm, la longueur de la queue entre 95 et 118 mm, la longueur du pied entre 22 et 25 mm, la longueur des oreilles entre 12 et 15 mm et un poids inférieur à 41 g. Il est aisément reconnaissable par son pelage : le dos et les flancs de teinte fauve clair sont rayés longitudinalement de onze lignes brunes, le ventre est blanchâtre. Cet animal assez trapu possède de gros yeux, des oreilles courtes, une queue plutôt pointue, noire à la face supérieure. Le crâne présente un allongement tant des os nasaux que de la boîte crânienne, alors que la mandibule est large et épaisse.



Figure 11: Illustration de l'espèce *Lemniscomys barbarus*

C'est un animal diurne qui présente deux phases d'activité, l'une le matin et l'autre en fin d'après-midi. Elle se rencontre dans les zones arides et semi-arides où elle fréquente des biotopes ouverts relativement humides. Il se nourrit de tiges herbacées, d'herbes, de feuilles et de grains sauvages et cultivées, il peut aussi manger des insectes.

e. *Rattus rattus* Linnaeus, 1758

Les rats sont des espèces synanthropiques (Courchamp *et al*, 2003 ; Morand *et al*, 2015), elles ont tendance à prospérer dans des environnements habités par l'Homme et leur établissement dans un nouvel endroit est souvent corrélé avec l'installation des Hommes. Les rats sont considérés comme les vertébrés non-natifs les plus largement répandus (Drake et Hunt, 2009). Ils ont colonisé le monde, principalement en voyageant clandestinement sur des bateaux, suivant ainsi les migrations humaines et les grandes trajectoires commerciales (Drake et Hunt, 2009 ; Varnham, 2010). Parmi les espèces de rats, trois représentent la plus grande source d'inquiétude au regard de leurs impacts : les rats du Pacifique (*Rattus exulans*), les rats bruns (*Rattus norvegicus*) et les rats noirs (*Rattus rattus*) (Varnham, 2010 ; St Clair, 2011).

Les rats noirs (*Rattus rattus*) sont considérés comme l'une des espèces animales invasives les plus destructrices (Townes *et al*, 2006 ; Harris, 2009). Ils sont connus pour avoir contribué à l'extinction de nombreuses espèces, appartenant à une très grande variété de taxa, et pour avoir été impliqués dans le déséquilibre d'écosystèmes entiers (Townes *et al*, 2006 ; Athens, 2009 ; Varnham, 2010). D'après Hanna et Cardillo (2014), les rats noirs favoriseraient les extinctions des petits mammifères endémiques plus que n'importe quel autre prédateur invasif. La biologie des rats noirs étaye la sévérité de leurs impacts : ils ont d'excellentes capacités de dispersion (Varnham, 2010), ils sont hautement adaptables (Ganzhorn, 2003) tant au niveau de leurs habitats que de leur régime alimentaire (Varnham, 2010 ; Harper et Bunbury, 2015), ils se reproduisent très rapidement (Varnham, 2010 ; Hanna & Cardillo, 2014) et ils constituent un réservoir pour de nombreuses maladies qui sont transmissibles à un large panel d'espèces, y compris les humains (Smith et Carpenter, 2006 ; Smith & Banks, 2014).



Figure 12 : Illustration de l'espèce *Rattus rattus*

Le rat noir est un rongeur de forte taille qui possède une tête fine et allongée, des oreilles bien développées, et une queue écailleuse, dépourvue de poils, dont la longueur dépasse celle du corps. Son pelage peu épais est de couleur variable, généralement gris ardoise dans la région dorsale, parfois mêlé de roux ou à reflets argentés, il est gris plus ou moins foncé sur le ventre, voire jaunâtre ou blanc (Saint Girons 1974). Le crâne d'aspect globuleux présente des crêtes temporales incurvées.

C'est un animal nocturne qui vit en groupes territoriaux composés d'une hiérarchie très respectée. Chaque groupe est composé d'un mâle dominant, de nombreuses femelles et quelques mâles subordonnés. Il communique notamment par le biais de cris aigus et perçants. Son régime alimentaire est essentiellement composé de denrées alimentaires humaines, d'insectes, de fruits, de charognes et de petits vertébrés. Sa reproduction a lieu surtout de février à octobre. Il y a 2 à 5 portées par an. La gestation dure 20 à 24 jours. Un à vingt jeunes (moyenne 6), nus et aveugles (14 à 18 jours), sont mis au monde.

Au Maroc, commensal de l'homme ou vivant à l'état sauvage dans les jardins, les forêts ou les palmeraies, il peuple une grande partie du territoire au nord du Sahara. En altitude, il dépasse 1800m dans le Moyen Atlas (Timhdite) et atteint 2660m dans le Haut Atlas (Oukaimden). Il semble absent des Hauts Plateaux de l'Oriental, malgré les travaux de Brosset (1960), de la basse vallée du Drâa et du Sahara atlantique, mais il est localement présent dans les zones présahariennes entre Figuig et Tata.

***f. Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769**

Les rats ne figurent pas seulement parmi les vertébrés les plus répandus mais également parmi les espèces invasives les plus destructrices au monde : ils ont participé à l'extinction de

nombreuses espèces d'oiseaux, de reptiles, de petits mammifères, d'amphibiens, d'invertébrés et de plantes (Athens, 2009 ; Harris, 2009 ; Varnham, 2010 ; St Clair, 2011), aboutissant à la déstabilisation d'écosystèmes entiers.

A la différence des rats noirs qui sont présents dans le monde entier et sous une très large variété de climats (Morand *et al*, 2015), les surmulots sont moins bien adaptés aux climats secs et tropicaux et lorsqu'ils sont présents sous ces conditions climatiques, ils sont le plus souvent confinés dans les espaces côtiers ou urbains (Varnham, 2010 ; Harper et Bunbury, 2015).

Les surmulots sont originaires du Sud-Est de l'Asie et de la Chine (Aplin *et al*, 2011), sont à présent cosmopolites et sont trouvés sur plus de 82 % des archipels du monde (Atkinson, 1985).



Figure 13 : Illustration de l'espèce *Rattus norvegicus*

Le *rattus norvegicus* est une espèce de grande taille, au corps massif, sa tête est trapue, sa queue épaisse et écailleuse est plus courte que le corps. Les mâles sont généralement plus grands que les femelles. La couleur du pelage est uniforme, gris brun sur le dos, blanchâtre sur le ventre. Le crâne d'aspect anguleux chez les adultes possède des crêtes temporales plus au moins parallèles. C'est une espèce cosmopolite qui habite le bord des mers, les berges, les cours d'eau et les canaux d'irrigation dans lesquels il creuse un terrier. Il fréquente aussi les parties basses des habitations, les dépôts d'ordures. Cette espèce est omnivore opportuniste. Son régime alimentaire est très diversifié notamment composé de matière végétale, de céréales, de graines d'herbacées mais elle est capable d'exploiter toutes les sources de nourriture comme les souris, les lézards, les poussins, les œufs, des invertébrés. Lorsque les conditions du milieu sont favorables, l'abri assuré et la nourriture abondante, les rats surmulots peuvent se reproduire pratiquement toute l'année. La reproduction est très rapide chez cette espèce qui peut donner jusqu'à une soixante de jeunes par an.

La période de gestation dure 21 à 23 jours, une ratte donne naissance en moyenne à 10 jeunes par portée (de 1 à 25) et jusqu'à 5 portées par année. La maturité sexuelle a lieu à l'âge de 6 semaines seulement.

Le surmulot a colonisé le continent africain très récemment. Au Maroc, Cabrera (1932) mentionne qu'en 1910 cet animal n'était connu que dans les cités portuaires de la péninsule tingitane, dix années plus tard il avait gagné toutes les villes du Rif, à El Jadida. Depuis les ports, l'espèce s'est répandue dans toute la zone côtière où il vit dans les villes et dans la campagne, puis dans les grandes villes de l'intérieur, les chaînes atlasiques constituant une barrière. Au Sud du Hauts Atlas, deux données récentes (décharge de Boulmane Dades et barrage d'Ouarzazate) restent à confirmer. Dans le Sahara atlantique, l'observation de Valverde (1957) sur les ordures de Lâayoune reste isolée.

I.6.4.1.2- Gerbillinae

L'identification des rongeurs, et principalement de la sous-famille des Gerbillinae, est l'un des sujets les plus discutés de nos jours entre les spécialistes de la matière (Pavlinov, 2008). A cause des ressemblances morphologiques, craniométrique et même parfois caryotypique qui existent entre certaines espèces dites jumelles (Granjon *et al*, 1999 ; Bouarakia *et al*, 2018).

Les Gerbillinae apparaissent tardivement. Le premier Gerbillinae est connu au Maroc à la fin du Miocène avec le genre *Protatera*. Le genre *Gerbillus* apparaît au cours du pliocène (probablement d'origine africaine), alors que le genre *Meriones* n'est attesté que depuis la limite Pléistocène inférieur-moyen (d'origine eurasiatique, probablement issu de *Pseudomeriones*, Stoetzel 2013). Parmi les espèces actuelles, seules *Gerbillus campestris*, *Gerbillus maghrebi* et *Meriones shawi* sont bien connues à l'état fossiles, les taxa sahariens (*Psammomys*, *Pachyuromys*, autres *Gerbillus* / *Dipodillus* et *Meriones*) ayant livré peu ou pas de restes fossiles, rendant difficiles l'établissement des modalités d'implantation des Rongeurs de milieux arides (Kowalski, 1991 ; Aulagnier, 1991a ; Ouahbi *et al*, 2003). La spéciation semble toujours active dans le genre *Gerbillus*, avec par exemple l'existence de plusieurs espèces sœurs le long de la côte atlantique (Ndiaye *et al*, 2012), alors que certaines formes parmi les plus anciennes (*Gerbillus campestris* et *Meriones shawi*) se sont adaptées à des biotopes moins désertiques et de plus en plus anthropisés (Kowalski, 1991 ; Lalis *et al*, 2016b)

Généralement, la queue des Gerbillinae est assez velue et parfois terminée par un pinceau de poiles (Grasse & Dekeyser, 1955). Les membres postérieurs sont plus ou moins allongés, mais toutes les espèces ne seraient pas sauteuses. Le pelage est assez uniformément de couleur sable ou roussâtre. La boîte crânienne est large avec des bulles tympaniques très développées.

a. *Gerbillus campestris* Loche, 1867

Gerbillus campestris appartient à l'ordre des *Rodentia*, qui forme un groupe très complexe dont la diversité est accentuée par un très grand polymorphisme. Il constitue plus de 42% de l'ensemble des espèces de la classe des Mammifères, elles sont réparties en 33 familles et 481 genres (Musser et Carleton, 2005). *Gerbillus campestris* appartient à la famille des *Gerbillidae*, au genre *Gerbillus* et au sous genre *Handecapleura* à sols plantaires nus que l'on rencontre en Afrique du Nord et au Sahara et considérée comme nuisible à l'agriculture dans certaines zones du Maroc.

C'est un petit rongeur de la taille d'une souris (60 mm à 140 mm de taille de corps), La face dorsale est recouverte d'un pelage long et doux dont la teinte est bicolore (dos jaune à brun clair, ventre blanc). Les flancs et les pattes antérieures sont de la couleur du dos. Le ventre et les pieds sont blancs, les yeux sont globuleux et les oreilles sont pigmentées. La queue est généralement plus longue que la taille du corps et se termine par une touffe de poils d'importance variable.

Ce rongeur est considéré comme un ravageur de certaines cultures et particulièrement les céréales et l'arachide.



Figure 14: Illustration de l'espèce *Gerbillus campestris* (nobis)

Peuplant toutes les steppes et milieux cultivés d'Afrique du Nord, de l'Atlantique à la Mer Rouge, la Gerbille champêtre occupe tout le Maroc jusqu'à la vallée du Drâa, la région de Tarfaya et ponctuellement la Seguia El Hamra jusqu'à la région de Boujdour vers le sud (Nicolas *et al*, 2014), à la faveur des palmeraies, éboulis et lits d'oueds végétalisés, évitant toutefois la haute montagne (atteignant cependant 2000m dans le Moyen Atlas) et ses forêts. D'après l'analyse des pelotes de rapaces nocturnes, elle semble particulièrement abondante dans les plaines centrales et nord atlantiques (Aulagnier *et al*, 1999).

Gerbillus campestris est une espèce nocturne qui vit dans des milieux variés. Elle creuse son terrier dans des sols sableux ou argileux. Dans les régions sahariennes, l'espèce occupe des

endroits rocheux où elle peut utiliser des anfractuosités sans creuser de terrier (Petter et Saint Girons, 1977).

Cette espèce est caractérisée par une activité sexuelle qui s'étend sur huit mois. Les reproducteurs qui constituent la génération parentale du début de la saison de reproduction, sont relativement âgés ; les premiers nés ont une croissance rapide et un taux de survie élevé et participeront avec la génération parentale à la saison de reproduction suivante (Ziadi et Benazzou, 1989). Toutefois, *G. campestris* présente une stratégie démographique à tendance "r" (forte fécondité, faible chance de survie) au début de son cycle de reproduction et à tendance "k" (faible fécondité, forte chance de survie) vers la fin du cycle. Ce changement de stratégie durant son cycle annuel lui permet de mieux s'adapter dans le milieu agricole. En effet, la reproduction chez *G. campestris* a un aspect saisonnier et semble être étroitement liée aux disponibilités alimentaires qu'offre ce milieu. Cependant, le supplément alimentaire ne prolonge pas indéfiniment la saison de reproduction, en moyenne, la durée de la prolongation est de l'ordre de 2 à 3 mois. Ceci laisse penser qu'il existe d'autres facteurs régulant la reproduction (Ziadi, 1989).

La gestation dure généralement trois semaines chez les gerbilles et les jeunes sont capables de se reproduire dès l'âge de deux à trois mois. Une femelle peut ensuite avoir une portée toutes les six semaines, c'est-à-dire après trois semaines de gestation et trois semaines de lactation.

b. Gerbillus gerbillus Olivier, 1801

La petite gerbille égyptienne (*Gerbillus gerbillus*) est originaire de la majeure partie de l'Afrique du Nord, son aire de répartition s'étend du Maroc et de la Mauritanie à l'Égypte, à la péninsule du Sinaï, et au sud jusqu'au nord du Mali, au nord du Niger, au nord du Tchad et au Soudan.

Au Maroc, elle fréquente les régions les plus méridionales à la faveur des sebkhas à faible couvert végétal, zones dunaires et autres grandes surfaces sableuses. De Figuig à Tarfaya, elle a été capturée dans le Tafilalt, la vallée du Drâa, occupant localement le sable des palmeraies. Dans le Sahara atlantique elle a fait l'objet de captures récentes près de Tarfaya (Ndiaye *et al*, 2012), au nord de la Seguia El Hamra (Rioux *et al*, 1997) et dans la région d'Aousserd (Moore *et al*, 2012) et de l'Adrar Souttouf (Cuzin Obs.).

Il s'agit d'une petite gerbille atteignant une longueur de tête et de corps d'environ 88 mm, avec une queue de 117 mm. La fourrure dorsale est douce et élégante et de couleur chamois sable, chaque poil ayant une base grise et une tige orangée, et une pointe sombre chez certains individus. Les oreilles sont grandes et densément poilues et il y a des anneaux blancs autour des grands yeux et de petites taches blanches derrière les oreilles. Les flancs sont plus clairs que le dos, avec une partie centrale blanche aux poils individuels. Il y a une tache blanche sur

la croupe juste au-dessus de la queue, et les parties inférieures sont blanches et nettement délimitées à partir des flancs. Les pieds sont longs et couverts de poils blancs de longueur variable. La queue est sableuse sur le dessus et blanche sur le dessous, généralement avec une touffe terminale de poils blancs ou gris.



Figure 15 : Illustration de l'espèce *Gerbillus gerbillus*

Elle préfère les emplacements sablonneux et se retrouve parmi les dunes, dans les dunes étendues avec une végétation clairsemée et dans les zones de sable soufflé par le vent dans les oueds, les palmeraies et les oasis.

La petite gerbille égyptienne est une espèce nocturne. Les terriers mesurent généralement de 30 à 60 centimètres de profondeur. Cette gerbille est un animal social, vivant en groupes partageant le même terrier. La saison de reproduction se situe entre janvier et mai. La période de gestation dure 22 jours, la portée moyenne contenant entre 3 et 6 petits.

c. Gerbillus tarabuli Thomas, 1902

Largement distribuée dans tout le nord de l'Afrique, du Maroc à la Lybie, et de la Mauritanie au Tchad (Granjon *et al*, 1999). Son arrivée récente au Sénégal a été interprétée comme une extension de distribution vers le Sud, liée à la désertification (Duplantier *et al*, 1991).

Au Maroc, la Gerbille de Libye s'est rapidement avérée largement répandue dans toute la frange présaharienne depuis Figui à l'est jusqu'au sud de l'Anti-Atlas à l'ouest (Aulagnier & Thévenot, 1986). Elle est depuis rapportée du nord au sud du Sahara atlantique (Rioux *et al*, 1997 ; Ndiaye *et al*, 2012), sauf de la bande littorale où elle semble remplacée par *G. occiduus*, sa présence près de la côte au sud de l'Anti-Atlas (Moore & Brown, 2013) et dans le nord du Bas Drâa demande confirmation.

Gerbillus tarabuli est une petite gerbille à pelage dorsal variant de la couleur sable à orange brun clair, plus claire sur les flancs. Pelage ventral blanchâtre à blanc pur, avec une ligne de démarcation plus ou moins nette entre flancs et ventre. Les taches pré-orbitaires, supra-orbitaires, post-auriculaires et les pieds et mains sont blancs. Les pieds longs à soles plantaires

sont couverts de poils de longueur variable suivant les individus et les populations (Granjon et Duplantier, 2009). La tête est plus ou moins inclinée et dirigée vers l'avant, portant de gros yeux globulaires et de grandes oreilles pigmentés. Les pattes postérieures et antérieures sont blanches, la longueur de la patte postérieure est généralement supérieure à 32 mm (Le Berre, 1990).

Cette une espèce psammophile, mais capable d'occuper une large gamme d'habitats naturels à anthropisés sur substrat sableux : dunes, plaines sablo-limoneuses, bords d'oued, champs et friches, jardins, enclos à bétail, habitations... Au Mali et au Niger, elle fréquente les zones sableuses à *Acacia* spp. ou *Prosopis africana* (Granjon et Duplantier, 2009). Nocturne elle occupe un terrier peu profond (15-25cm de profondeur) mais assez complexe, dont les entrées sont fermées par du sable pendant la journée (Petter 1961). Probablement granivore en majorité. Principale période de reproduction entre avril et novembre, et repos sexuel en janvier-février, sur la côte mauritanienne ; nombre moyen d'embryons par femelle entre 3 et 6 (Klein *et al*, 1975). Densités variant entre 0,2 et 2 individus / ha au cours de l'année et taux de captures variant de 3 à 5,3 individus / 100 nuit.pièges en mars 1995, sur le littoral mauritanien (Granjon *et al*, 1997). Représente 20 à 30% des rongeurs consommés par la chouette effraie dans le nord du Sénégal (Thiam, 2007) et 10 individus sur 210 proies en Mauritanie (Granjon *et al*, 2002b).



Figure 16: Illustration de l'espèce *Gerbillus tarabuli*

Gerbillus tarabuli est le plus étroitement apparenté à *G. pyramidum* ($2n = 38$) d'Égypte et du Soudan. Granjon *et al.* (1999) ont suggéré que la distribution de *G. tarabuli* était séparée de celle de *G. pyramidum* en Égypte par le plateau de la Cyrénaïque et la région nord du désert de Libye. Ces ensembles géomorphologiques peuvent séparer le *G. pyramidum* égyptien de *G. tarabuli*, mais apparemment la première se trouverait également dans la région sahélienne du sud-est de la Mauritanie, du nord du Mali et de l'ouest du Niger (Granjon *et al.* 2002a).

d. *Gerbillus henleyi* Winton, 1903

La gerbille pygmée est répandue dans les régions désertiques à semi-désertiques d'Afrique du Nord, du Maroc à l'Égypte, avec une extension au Moyen-Orient et en Arabie, de l'Est du désert du Sinai à la Jordanie au Nord (Granjon *et al.* 2013b ; Granjon *et al.* 2016c ; Aulagnier *et al.* 2008).

Au Maroc, quelques captures ont été signalées, depuis le sud de l'Anti-Atlas occidental, surtout dans le Bas de Drâa au sud de Guelmim (Lay *et al.*, 1975), dans les environs de Tantan, de Tarfaya et de Foum El Hassan (Hastriter & Tipton, 1975), mais aussi dans la péninsule de Dakhla à Hassi Twilghza (Moore *et al.*, 2012) et plus récemment dans les Hauts Plateaux de l'Oriental (Bouarakia *et al.*, 2018), les autres données provenant de pelotes de réjection de rapaces nocturnes. C'est ainsi qu'elle est aussi signalée dans le sud du Tafilalt (Barreau obs.) et à l'intérieur de l'Oued Ad Deheb près d'Aousserd (Kayser obs.).

Gerbillus henleyi est l'une des plus petites gerbilles du genre. Elle est caractérisée par des petites oreilles et des tâches blanches au-dessus de l'œil et derrière l'oreille. Son pelage dorsal est de couleur brun chamoisé, les parties inférieures sont blanches, avec une ligne de démarcation distincte. Les sols plantaires des pattes postérieures sont nus et blanches. Le crâne est petit et délicat, avec des bulles fortement gonflées. Sa queue est longue avec un pinceau terminal mince et peu sombre (Shenbrot *et al.* 1994).



Figure 17 : Illustration de l'espèce *Gerbillus henleyi*

Cette espèce préfère les déserts pierreux et graveleux avec une végétation abondante, les marais salins, des champs cultivés, des dunes de sable côtières couvertes d'halophytes et des hamadas (Granjon *et al.*, 2013b). Son terrier est caractérisé par son petit diamètre (1-2 cm).

En comparaison avec d'autres espèces du genre *Gerbillus*, *G. henleyi* est plus un mangeur de graines, plus mobile avec un domaine vital moins stable que *G. dasyurus*. Cela suggère que *G. henleyi* est plus adapté aux habitats xériques que les autres gerbilles (Shenbrot *et al.*, 1994).

e. *Gerbillus simoni* Lataste, 1881

La gerbille à queue courte ou gerbille de Simon (*Gerbillus simoni*) a été signalée et décrite pour la première fois par Lataste en 1881. C'est une espèce endémique d'Afrique du Nord et son aire de répartition est discontinue. La première partie de son aire de répartition va du nord-est du Maroc au nord-ouest de la Libye, en passant par le nord de l'Algérie et le centre de la Tunisie. La deuxième partie de l'aire de répartition s'étend de la côte Nord-Est de la Libye jusqu'à l'Ouest du Delta du Nil en Egypte (Happold, 2013). Au Maroc, cette espèce n'était auparavant capturée que par Schlitter et Setzer (1972) dans le Maroc oriental près d'Ain Beni Mathar, qui représente la limite la plus occidentale de cette espèce.



Figure 18 : Illustration de l'espèce *Gerbillus simoni*

C'est une gerbille de petite taille avec un pelage doux. Le pelage dorsal est brun clair à brun-orangé, avec des poils grisâtres à leur base, noirs ou oranges à leur pointe et brunâtres au milieu. Le pelage ventral est blanchâtre et se fond à la couleur des flancs. Une tache post-orbitale de couleur blanc est visible sur la tête. Les soles plantaires des pattes postérieures sont nues et blanches. La queue est courte, couverte de poils bruns-orangés et ne possède pas de pinceau terminal. Les bulles tympaniques sont réduites au niveau du crâne (Aulagnier *et al*, 2008 ; Denys *et al*, 2017b).

La Gerbille de Simon est présente dans de nombreux habitats, en particulier dans les sols argileux ou limoneux. On ne la trouve pas dans les habitats sableux, comme beaucoup d'autres gerbilles. Elle habite les basses terres et le désert littoral à végétation sporadique, les Chotts et les marais salants, la végétation des prairies steppiques (*Alfa* et *Artemisia*), les steppes remplacées par les terres cultivées et les jachères, les pentes végétalisées et les vallées herbeuses. Elle habite également des environnements relativement humides.

f. Meriones shawi Duvernoy, 1842

En Afrique du Nord, la mérione de Shaw, *Meriones shawi* est un des rongeurs les plus abondants (Petter et Saint Girons, 1965 ; Fichet-Calvet, 2013). Cette espèce endémique à la région méditerranéenne est liée aux biotopes relativement riches en végétation (Petter, 1961). Elle est rencontrée depuis des localités côtières jusqu'à environ 500 km à l'intérieur des terres, du Nord-Ouest du Maroc, à l'Égypte (à l'ouest du Nil), en passant par l'Algérie, la Tunisie et la Libye (Aulagnier et al, 2012).

Son aire de répartition marocaine couvre donc toute l'aire située au nord de la vallée du Drâa, elle semble rare voire absente de la Péninsule tingitane et des plaines atlantiques septentrionales. Elle atteint 2100m au Jbel Hebri dans le Moyen Atlas, 2650m dans le massif du Toubkal et même 3300m dans le Jbel Sirouwa. Sa présence reste à confirmer dans le nord du Sahara atlantique où des restes ont été trouvés dans des pelotes de réjection. Des pullulations ont été observées dans les plaines du centre, Haouz en particulier (Haltebourg, 1968).

En raison de ses explosions démographiques périodiques qui ont été enregistrées au Maroc, en Algérie et en Tunisie, cette espèce est classée comme nuisible (Perret, 1961 ; Bernard, 1977).

M. shawi s'attaque à une large gamme de plantes herbacées et d'arbustes, et peut causer de grandes pertes aux cultures. Cette dernière a un régime alimentaire diversifié et apparaît comme une espèce généraliste et opportuniste qui peut se maintenir dans des zones à forte hétérogénéité végétale (Teka et al, 2002). Cette espèce est aussi le principal réservoir de la Leishmaniose cutanée causée par *Leishmania major* (Neoumine et al, 1996). Cette zoonose touche tous les pays du Maghreb ; elle a été considérée comme un problème de santé publique durant cette dernière décennie (Riyad et al, 2013 ; Derbali et al, 2013).

La mérione de Shaw est l'espèce la plus grande de son genre, c'est une espèce qui fréquente des biotopes relativement humides, les *Meriones* sont des rongeurs de la taille d'un rat qui possède une fourrure épaisse (Aulagnier et Thevenot, 1986), de taille moyenne, à soles plantaires partiellement velues (nues près du talon), à queue relativement courte et griffes claires, de même couleur que le dos (plus claire sur les côtés), avec un petit pinceau terminal noirâtre. Pelage dorsal doux, fauve à gris piqueté de brun, avec une plage blanchâtre derrière l'oreille et une plage grise au-dessus et au-dessous de l'œil. Oreilles à l'extrémité pigmentée (Fig. 19). Bulles tympaniques plus longues que le diastème, atteignant le condyle occipital. Mandibule à processus coronoïde court et ramus large $2n = 44$ (Aulagnier et al, 2008).



Figure 19 : Illustration de l'espèce *Meriones shawi* (Juvénile, embryon et adulte)

La *Meriones* de shaw habite les plaines de l'Afrique du Nord. On constate aussi que ces rongeurs sont incapables d'effectuer des déplacements à longue distance et surtout qu'ils sont totalement incapables de retourner à leur gîte lorsqu'on les déplace. Dans son aire de répartition, qui s'étend en latitude jusqu'aux abords du Sahara, *M. shawi* est précisément limitée vers le sud par le désert dont elle ne supporte pas les conditions de vie. Elle vit dans les terriers profonds et compliqués où elle se protège des pertes en eau puisque l'humidité relative y est toujours voisine de 100%, et des variations de la température puisqu'elle se trouve à une profondeur où l'amplitude thermique est faible et où la moyenne de température est proche de 20° à 25° (Petter, 1965).

L'activité du mérione est diurne ou nocturne en période froide et crépusculaire ou nocturne en période chaude. Elle prolifère après une bonne année agricole, lorsque la pluviométrie est importante entre le mois de novembre et le mois d'avril. La période de reproduction commence en fin d'hiver et atteint le maximum au printemps. La durée de gestation est de l'ordre de 20 jours. Le nombre de petits est de 5 à 12 par portée.

Pour le mâle, la maturité sexuelle est atteinte entre 10 et 12 semaines ; pour la femelle, elle se situe entre 10 et 18 semaines. Le poids des animaux est alors de 60 grammes alors que le poids adulte est de 70 à 100 grammes. La gestation dure 24 à 26 jours et il y a cinq à six portées par an comprenant chacune de sept à quatorze petits.

Le régime alimentaire du mérione est très varié ; il consomme des fruits et légumes au printemps, des céréales en automne et lorsque la source de nourriture est épuisée en hiver il peut consommer des insectes. Ce rongeur effectue des réserves durant l'été qui peuvent atteindre 40kg/terrier actif.

g. *Meriones crassus* Sundevall, 1842

Meriones crassus est une espèce désertique, il occupe les milieux sablonneux ou hamadas du Sahara Atlantique au Pakistan, en passant par le Moyen-Orient et la péninsule arabe. Au

Maroc, il habite les régions les plus méridionales du sud de l'Anti-Atlas et du Haut-Atlas, et certainement tout le Sahara atlantique (Petter, 1961 ; Aulagnier et al, 2017). Il occupe les habitats les plus arides et dépourvus de végétation, y compris les dunes de sable, mais à l'exclusion des rochers.

Meriones crassus a une grande fourrure au pelage doux et dense, la couleur du pelage est sable pâle sur le dos, dessous blanc pur, avec une ligne de démarcation peu nette. Il a des oreilles petites et non pigmentées, et des griffes blanches ou pâles. Les pieds postérieurs sont couverts de poils blancs. La queue se termine par un pinceau noir. La longueur de la queue est à peu près égale à la longueur du corps et de la tête.



Figure 20 : Illustration de l'espèce *Meriones crassus (nobilis)*

Son terrier a des tunnels élaborés qui peuvent atteindre plusieurs mètres de long, avec plusieurs chambres de nourriture et de nidification (Abu Dieyeh, 1988). Il se nourrit d'une variété de produits alimentaires, notamment des plantes du désert, des excréments d'animaux et des insectes (Qumsiyeh *et al*, 1996). La reproduction a lieu pendant les mois les plus frais, mais peut durer toute l'année, produisant jusqu'à trois portées par an. La taille de la portée est d'environ 3 à 7 petits.

***h. Gerbillus occiduus* Lay, 1975**

La gerbille occidentale *Gerbillus occiduus* est une espèce de gerbille de taille moyenne endémique du Maroc et du Sahara atlantique. Elle est présente le long de la côte atlantique du pied Sud de l'Anti-Atlas (Moores et Brown, 2013) jusqu'à Dakhla (Ndiaye *et al*, 2012), un individu ayant également été identifié près de Tarfaya (Aulagnier *et al*, 2017).

Dans son aire de répartition actuelle, la gerbille occidentale ne sera probablement confondue qu'avec la gerbille de Tarabul, *Gerbillus tarabuli*. La gerbille de Tarabul est actuellement considérée comme un synonyme principal de *Gerbillus riggenbachi* (Thomas, 1903).

Elle est caractérisée par des oreilles à pointe foncée (la gerbille de Tarabul montre des oreilles pigmentées sans extrémités sombres), aucune tache blanche présente derrière les oreilles.

Les caractéristiques communes à la fois du *Gerbillus occiduus* et *Gerbillus tarabuli* comprennent une fourrure dorsale fauve et une fourrure ventrale blanche avec une démarcation claire entre la longue queue et la plante des pieds poilue.



Figure 21: Illustration de l'espèce *Gerbillus occiduus*

L'habitat de cette espèce comprend de grandes étendues de sable compact et de désert de reg avec une végétation parsemée, sous lesquels cette espèce creuse son système de terriers.

***i. Gerbillus pyramidum* Geoffroy, 1825**

La grande gerbille d'Egypte, *Gerbillus pyramidum* est une espèce de grande taille à soles palmaires et plantaires velues. Elle se distingue de *G. gerbillus* par la longueur du pied postérieur et par son doigt médian, plus court que le tiers de la longueur du pied postérieur. La touffe apicale de la queue est souvent réduite. Les mâles sont généralement plus grands que les femelles. La coloration dorsale, assez pâle, varie d'orangé à brun et fauve avec souvent une bande médiane plus foncée. Le ventre et les pieds sont blancs. Les oreilles sont pigmentées. La queue est bicolore (dorsalement, comme le dos ; ventralement blanche), longue, terminée par une touffe brune.

Cette gerbille fréquente des zones de steppe et de désert aux sols meubles et sableux. Elle est nocturne et quitte son terrier dès la tombée de la nuit. Elle reste en général à quelques mètres de son terrier et s'y réfugie à la première alerte. Elle établit son terrier sous une touffe de végétaux. Les galeries sont parfois creusées à plus d'un mètre de profondeur. Leurs orifices sont bouchés pendant le jour. Les trous utilisés sont marqués d'abondantes traces de pas et de queue.



Figure 22 : Illustration de l'espèce *Gerbillus pyramidum*

En tant qu'espèce désertique, elle se nourrit de tous les végétaux accessibles. Elle peut aussi s'adonner à une nourriture strictement composée de graines sèches (Bernard, 1970).

Son régime alimentaire de types granivores comporte des composées, Légumineuses, Chénopodiacée, Graminées..., et son besoin en eau sont très réduit (Aulagnier & Thevenot, 1986).

I.6.4.2- Gliridae

Les Gliridae sont également présents en Afrique du Nord depuis le début du Miocène, descendant de formes oligocènes Européennes. Le Miocène moyen est marqué par l'arrivée de *Microdryomys* / *Afrodryomys* (Beni Mellal, Lavocat 1952), suivi de *Eliomys truci* au Messinien (Ain Guettara, Brandy & Jaeger 1980), espèce très répandue en Europe à la même période. Mais les formes Nord-Africaines actuelles ne semblent pas avoir évolué depuis le Miocène à partir d'espèces locales (Kowalski & Rzebik-kowalska, 1991). Des formes proches des espèces actuelles d'*Eliomys* n'apparaissent en Afrique du Nord qu'à partir du Pléistocène moyen, sans doute issues d'un ancêtre situé au Proche-Orient.

Ils ont un corps compact avec une queue touffue, les membres sont relativement courts et les orteils sont munis de griffes courtes et incurvées. Les gliridés ont quatre doigts fonctionnels sur leurs pattes antérieures et cinq sur leurs pattes postérieures. Leur corps est recouvert d'une fourrure épaisse et douce. Certaines espèces ont des marques faciales noires distinctives. La plupart sont de bons grimpeurs et les espèces arboricoles ont des coussinets d'orteils bien développés (Wilson & Reeder, 2005).

I.6.4.2.1- Leithiinae

Cette sous famille est représentée au Maghreb par un seul genre, *Eliomys* Wagner, et une ou deux espèces. En effet la systématique des lérots d'Afrique du Nord n'est toujours pas

clairement établie en dépit de plusieurs études tant morphométriques que caryologiques ou génétiques.

a. *Eliomys melanurus* Wagner, 1840

Le loir asiatique ou loir à grandes oreilles (*Eliomys melanurus*) est présent en Afrique du Nord et au Proche-Orient, du nord de la Libye et de l'Égypte à l'Irak, la Syrie, Israël, la Jordanie, le Liban, l'Arabie saoudite et le sud de la Turquie. L'habitat convenable comprend les dunes côtières, les plateaux sablonneux, les steppes arides, les zones arbustives, les forêts sèches subtropicales, les flancs de montagne, les zones rocheuses et les falaises calcaires.



Figure 23 : Illustration de l'espèce *Eliomys melanurus* (photo Benhoussa A.)

Le loir est une espèce de taille moyenne avec une longueur de tête et de corps de 111 à 144 mm et une queue de 100 à 136 mm, aux gros yeux saillants et aux longues oreilles ovales. Le pelage dorsal est brun jaunâtre ou brun rougeâtre, alors que les parties inférieures et les pattes postérieures sont blanches, parfois teintées de gris, et clairement délimitées à partir du pelage dorsal. La tête est plus pâle au museau, mais correspond par ailleurs à la coloration dorsale. Les oreilles sont grandes et ovales. La queue a des poils courts près de la base et des poils plus longs près de la pointe ; à sa racine, les surfaces supérieure et inférieure correspondent à la coloration dorsale, et le reste de la queue est noir.

Le lérot est principalement nocturne, et se nourrit aussi bien au sol que dans les arbres. Il se nourrit d'insectes et d'autres invertébrés, ainsi que de petits vertébrés.

b. *Eliomys munbyanus* Pomel, 1856

L'*Eliomys munbyanus* occupe la majeure partie des territoires situés au nord du Sahara. Rare dans les grandes plaines cultivées du Maroc atlantique et au Maroc Oriental, il semble bien représenté dans le Rif, le Plateau Central, le Moyen Atlas et le Haut Atlas occidental et central. Animal jamais très abondant, il peuple de nombreux biotopes, des forêts humides du Rif aux

palmeraies des régions présahariennes, et ne craint pas l'altitude (une capture à 3800m dans le Haut Atlas, Petter & Saint Girons, 1965).

Le lérot est un rongeur de taille moyenne, aux gros yeux saillants, aux longues oreilles, et à la queue poilue terminée par un pinceau de longs poils. Le museau allongé présente deux bandes noires qui partent du nez, entourent l'œil et rejoignent l'oreille pour former une large tâche sous le pavillon ; le pelage dorsal est brun roux, alors que le ventre, le menton et le dessous de la queue contrastent par leur blancheur.

Son régime alimentaire est du type frugivore, mais il ne dédaigne pas les graines et les insectes (Orthoptères surtout), des fruits (pommes, amandes, dattes, figes de Barbarie), des œufs d'oiseaux et des invertébrés.



Figure 24 : Illustration de l'espèce *Eliomys munbyanus*

De mœurs nocturnes, le lérot est une espèce arboricole qui s'accommode des biotopes rocheux. En hiver, il tombe en léthargie roulé en boule dans un nid d'herbes sèches qu'il aménage dans un abri souterrain (grotte ou simple fissure), un trou d'arbre ou un tas de graviers. Ce rongeur fréquente les zones à végétation abondante (jardins, haies, taillis) ainsi que les biotopes rocheux ou montagneux. Le lérot vit en couple ou en groupes plutôt bruyants.

I.6.4.3- Soricidae

Les Soricidae sont représentée au Maroc dès le Miocène par une espèce fossile de Crocidosoricinae, *Lartetium africanum* (anciennement *Sorex dehmi africanus* ou *Lartetium dehmi africanum*) à Beni Mellal, Oued Zra et Khendek el Ouaich (Vergilino, 1999). Le genre *Lartetium* se retrouve également en Europe, en Egypte et en Turquie à la même période (Butler, 2010). Au Pléistocène supérieur, les espèces fossiles disparaissent alors que les espèces actuelles sont définitivement différenciées et bien représentées dans plusieurs sites archéologiques. Des études morphologiques et génétiques récentes sur les populations méditerranéennes de *Crocidura russula* (Sara & Vogel, 1996 ; Dubey *et al*, 2008 ; Nicolas

et al, 2014a) ont montré une séparation de l'espèce en deux clades distincts : un clade occidental (Maroc, Algérie occidentale, Europe) et un clade oriental (Tunisie, Algérie orientale, certaines îles méditerranéennes). Certains auteurs y voient deux espèces distinctes : *C. russula* à l'ouest et *C. pachyura* (*C. cossyrensis* ou *C. ichnusae*) à l'Est. La période de divergence entre les clades occidentaux et orientaux a été estimée à 2,2 Ma, période caractérisée par une variabilité paléoclimatique importante (Cosson *et al*, 2005). La divergence génétique des lignées Marocaines et Européennes a été estimée à moins de 60000 ans BP, la relation entre les haplotypes Européens et Marocains suggère que la population source a originellement évolué au Maroc. Ces études semblent donc indiquer que *C. russula* serait originaire d'Afrique du Nord et qu'elle aurait atteint la Péninsule ibérique à la fin du Pléistocène supérieur en traversant le détroit de Gibraltar, par dispersion naturelle ou plus probablement anthropique (Nicolas *et al*, 2015).

C'est une famille des mammifères insectivores, dont l'apparence est celle d'une souris à long museau. Ils appartiennent à l'ordre des Insectivora.

a. *Crocidura russula* Hermann, 1780

Originnaire d'Afrique du Nord (Vogel *et al*, 2003 ; Lo Brutto *et al*, 2004 ; Nicolas *et al*, 2015), la crocidure musette y est répandue du Maroc et d'Algérie occidentale, remplacée par *C. ichnusae* en Algérie orientale et Tunisie, comme le montrent les études morphométriques (Sarà & Zanca, 1992 ; Sarà & Vogel, 1996) et génétiques (Dubey *et al*, 2008). Au Maroc, elle est abondante depuis la péninsule tingitane jusqu'au versant sud du Haut Atlas occidental (Aoulouz, Hutterer 1986), surtout sur la façade atlantique (Aulagnier, 1987), plus rare en montagne, elle a été capturée jusqu'à 2800m dans le Haut Atlas (Vogel & Maddalena, 1987). Comme les autres crocidures elle semble absente des Hauts Plateaux de l'Oriental et des régions présahariennes du Sud-Est.

De même que pour les autres crocidures les données sur l'écologie de cette espèce au Maroc sont rares. Elle serait toutefois plus exigeante quant à l'humidité relative du milieu et à la densité du couvert végétal qui lui permet notamment de se déplacer tout en restant à l'abri. Capturée dans des endroits touffus entre les parcelles cultivées, dans les jardins, elle semble coloniser préférentiellement les biotopes anthropisés d'après son abondance relative dans certains lots de pelotes de réjection (Aulagnier *et al*, 1999 ; Rihane, 2005).

La Crocidure musette est un animal allongé à la tête fine au museau pointu. Le pelage est roussâtre sur le dos, plus pâle sous le ventre. La queue présente de longs poils blanchâtres. La

longueur de la tête et du torse est de 60 à 90 millimètres, celle de la queue de 30 à 50 millimètres. Le poids varie de 9 à 14 grammes.



Figure 25 : Illustration de l'espèce *Crocidura russula*

Cette espèce fréquente les milieux ouverts à tendance sèche (haies, friches, jachères, prairies avec buissons, milieux rocheux et murets de pierres sèches) et affectionne plus particulièrement les terrains secs pourvus d'une litière ou a minima d'un couvert végétal d'herbacées.

b. *Crocidura tarfayensis* Vesmanis, 1980

La musaraigne du Sahara, *Crocidura tarfayaensis* a une distribution limitée le long de la côte atlantique du Sahara, au sud d'Agadir (Maroc) à travers le Sahara en Mauritanie et n'est connu que de quelques captures et quelques boulettes de chouette. Les chromosomes de *C. tarfayaensis* a révélé un caryotype de $2n = 36$, similaire à celui de la musaraigne des Canaries *C. canariensis* et de la musaraigne sicilienne *C. sicula* (Vogel *et al*, 2006).

Décrite de la région du Tarfaya, cette crocidure atteint dans la plaine du Souss sa limite Septentrionale et semble largement répandue au sud de l'Anti-Atlas occidental et dans le bas Drâa.

Elle est un peu plus petite (6-7g) que *C. russula*, son pelage dorsal brun grisâtre pâle avec des poils longs (4-6 mm) et lisses. Son pelage ventral est blanchâtre, contrastant fortement avec le pelage dorsal. Les pattes postérieures sont pâles sur la face supérieure. Sa queue est de longueur relative moyenne (33-40mm) et poilue. Elle a des dents plus fortes que celles de *C. russula*, partageant certaines caractéristiques avec celles de *C. whitakeri*, première et deuxième molaires supérieures courtes et larges (Aulagnier & Thévenot, 1986).

Elle vit dans des habitats caillouteux et sablonneux avec une végétation rare, comme la steppe touffue à *Euphorbia*, où les précipitations sont faibles. Elle habite probablement aussi les éboulis de pierre et les plaines de gravier nu (Vogel *et al*, 1990).



Figure 26: Illustration de l'espèce *Crocidura tarfayensis* (Photo Chevalier F.)

Chapitre II : Matériel & Méthodes

II-1- Présentation de la zone d'étude

II.1.1- zone d'étude

La position géographique particulière du Maroc lui confère une gamme remarquable de bioclimats allant de l'humide au désertique. Il en découle une grande diversité bioécologique, et par conséquent spécifique et génétique, pouvant être rangée dans trois grands types d'écosystèmes :

- ✓ **Écosystème terrestre**, qui comporte essentiellement :
 - des écosystèmes forestiers et steppiques qui occupent un éventail très large de bioclimats méditerranéens et de leurs variantes dans une gamme de précipitations annuelles importantes ;
 - des écosystèmes désertiques qui couvrent principalement les espaces pré-désertiques constitués de regs (surface caillouteuses) et d'ergs (accumulations sableuses) ;
 - Et des écosystèmes agricoles ou agro-écosystèmes qui sont des espaces qui occupent plus de 8 millions d'ha et qui sont subdivisés en différentes zones agro-écologiques.
- ✓ **Écosystèmes des eaux continentales** dont la superficie serait, selon le rapport national sur les zones humides, de 200000 ha (y compris, cependant, les lagunes et les estuaires).
- ✓ Et **écosystèmes marins et côtiers** comportent deux grands ensembles :
 - les écosystèmes marins qui, selon les compilations existantes, seraient plus diversifiés et plus riches que la Méditerranée toute entière y compris la Mer Noire ;
 - Et ceux côtiers qui sont des milieux généralement saumâtres, plus ou moins fermés ou adoucis par des eaux continentales.

Notons au passage que la biodiversité marocaine revêt une importance écologique particulière, avec un taux d'endémisme global de 11% pour la faune, et de plus de 20% pour les plantes vasculaires. Cependant, elle est depuis plusieurs décennies soumise à la pression croissante d'une société en plein développement, à laquelle s'ajoutent les aléas climatiques, caractérisés par la succession de longues périodes de sécheresse et une augmentation sensible des températures moyennes. On assiste alors à la régression des massifs forestiers, des zones humides, des écosystèmes naturels en général, une telle perte d'habitats entraîne la diminution de l'effectif des populations de nombreuses espèces, voire même la disparition de certaines d'entre elles.

II.1.2- Choix des stations d'étude

Généralement, la distribution de la faune dans un espace donné dépend des variables phytoécologiques. En effet, la nature des espèces végétales à une influence primordiale sur la composition faunistique (Hamadache, 1990 ; Zergoun, 1990). C'est dans ce sens que nous avons opté pour le choix d'un ensemble de stations représentatives des différents types d'habitats de la région d'étude. Ainsi, 23 localités ont été ciblées pour être échantillonnées (Fig. 27) :

- ✓ palmeraie ;
- ✓ humide ;
- ✓ SIBE ;
- ✓ et zone anthropisé/ Maroc Septentrional ;

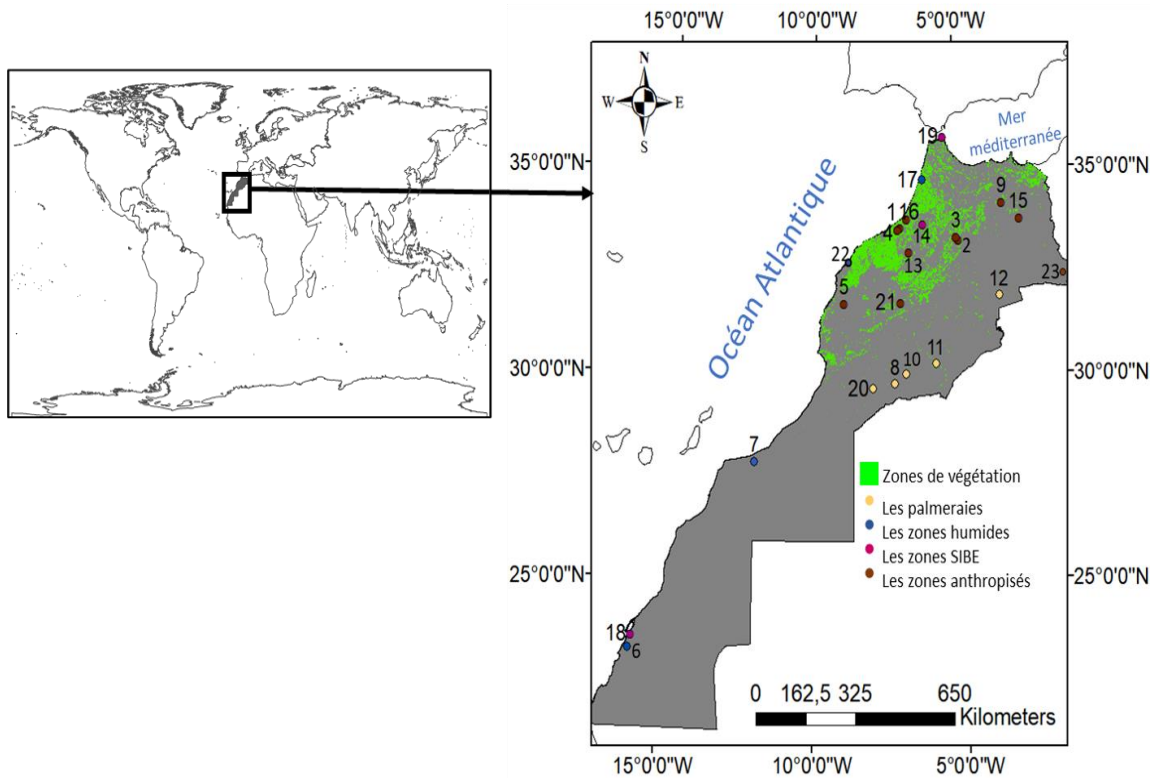


Figure 27 : Zones prospectées et/ou échantillonnées

II.1.2.1- Palmeraie

C'est un écosystème qui caractérise les oasis, où nous observons une diversité végétale et animale très importante. La palmeraie représente une véritable forêt offrant un méso-climat très favorable à la vie des êtres vivants (Hebbaz, 2009). Elle joue un important rôle, dû non seulement à son importance économique, mais aussi à son adaptation écologique permettant,

d'une part, d'assurer une protection nécessaire, à des cultures sous jacentes, contre les vents chauds et secs, et d'autre part, de contribuer à la lutte contre l'ensablement. Dans ce biotope nous avons choisi trois stations :

a. Tata

Une session de piégeage a été effectuée à l'Ouest de la ville de Tata ($29^{\circ}44'N$; $8^{\circ}00'$) en Avril 2014, avec un effort de piégeage de 100 nuits-pièges. Nous avons ciblé deux stations (Fig. 28):

- Une ferme de palmiers dattiers et céréales.
- Un plateau rocheux avec des Acacias.



Figure 28 : Localités échantillonnées dans la zone de Tata

b. Zagora

Une session de piégeage a été effectuée dans l'Oasis de la vallée du Drâa au Nord de Zagora ($30^{\circ}22'N$, $5^{\circ}50'W$) en Avril 2014, avec un effort de piégeage de 70 nuits-pièges. Nous avons ciblé des parcelles agricoles (palmiers dattiers, champs de blé). (Fig.29)



Figure 29 : Localités échantillonnées dans la zone de Zagora

c. Errachidia

Deux sessions de piégeages ont été effectuées entre Mars 2014 et Avril 2015 dans l'Oasis de la vallée de Ziz au Sud-Est d'Errachidia ($31^{\circ}51'N$, $4^{\circ}15'W$) avec un effort de piégeage de 34 et 46 nuits pièges respectivement (Fig.30). Nous avons ciblé des parcelles cultivées (palmiers dattiers, luzerne, friche, céréales, maïs et oliviers).



Figure 30 : Localités échantillonnées dans la zone d'Errachidia

d. Foug Zguid

Une session de piégeage a été effectuée dans la région de Souss Massa au Nord du Foug Zguid ($30^{\circ}07'N$, $6^{\circ}52'W$) avec un effort de piégeage de 80 nuits-pièges. Nous avons piégés dans des champs de céréales, palmiers dattiers, cultures maraichères (Fig.31).



Figure 31 : Localités échantillonnées dans la zone de Foug Zguid

e. Amtoudi

Une session de piégeage a été effectuée dans le village d'Amtoudi ($29^{\circ}14'N$, $9^{\circ}11'W$), situé dans l'Oasis Id Aissa (Anti Atlas) au début d'Avril 2014, avec un effort de piégeage de 50 nuits-pièges (Fig.32). Nous avons échantillonnées dans une zone steppique.



Figure 32 : Localités échantillonnées dans la zone d'Amtoudi

II.1.2.2- Zone humide

La convention de Ramsar, première convention intergouvernementale relative à un écosystème naturel, définit les zones humides comme étant : des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.

Elles jouent non seulement un rôle majeur dans la régulation de la ressource en eau, la prévention des crues, mais sont également très utiles pour atténuer les effets du changement climatique et préserver l'environnement. Dans ce biotope nous avons choisi quatre stations :

a- Oualidia

La lagune d'Oualidia située sur l'océan Atlantique entre El Jadida et Safi. Elle s'étend sur 7 km de long, et 0,5 km de large en moyenne, échangeant de l'eau avec l'océan par une entrée principale d'environ 150 m de largeur et 2 m de profondeur.

Quatre sessions de piégeages ont été effectuées avec un effort de 140 nuits-pièges, nous avons ciblé des parcelles agricoles (cultures maraichères, céréales) au Nord-Est de la lagune (32°78'86"N-08°97'60"W) (Fig.33).



Figure 33 : Localités échantillonnées dans d'Oualidia

b- Merja Zerga

Cette lagune est une réserve biologique (34°47'N, 6°13'W) et aussi un site RAMSAR (1980) le plus connu au Maroc (Benhoussa *et al*, 2000 ; Bazairi *et al*, 2003). Cinq sessions de piégeages ont été effectuées entre 2012 et 2015, au cours desquelles nous avons ciblé des dunes de sable entourées par un reboisement d'*Eucalyptus*, des parcelles de culture maraichères, des champs d'arachides et la forêt d'Ain Felfel. L'effort de piégeage dans cette zone a dépassé 700 nuits-pièges (Fig.34).





Figure 34: Localités échantillonnées dans la zone de la Merja Zerga

c- Sebkhia d'Imlili

La sebkha d'Imlili ($23^{\circ}16'35,21''N$, $15^{\circ}54'55,47''O$) appartient au bassin Tarfaya-Laâyoune-Dakhla, elle est située à l'extrême Sud marocain, à cinquante kilomètres au Sud de Dakhla et à une quinzaine de kilomètres de l'océan Atlantique. Cette sebkha se distingue des autres par sa physionomie, son fonctionnement hydrologique et sa diversité biologique (Qninba *et al*, 2020). Deux sessions de piégeages ont été effectuées entre 2017 et 2018, avec un effort de piégeages de 90 nuits-pièges (Fig.35). Nous avons ciblé des dunes sableuses sur laquelle se développe une végétation de type désertique formée essentiellement d'*Acacia tortilis*, et d'*Arthrocnemum macrostachyum*.



Figure 35 : Localités échantillonnées dans la Sebkhia d'Imlili

d- Khnifiss / Akhfenir

Le Parc National de Khnifiss se distingue par deux éléments physiographiques majeurs : la zone côtière avec sa lagune, cœur vivant et fondateur de la richesse biologique du site, et les vastes

hamadas intérieures parsemées de reliefs moyens, plateaux, krebs, dunes, et creusées de quelques vallées d'oued. Deux sessions de piégeage ont été effectuées entre 2014 et 2015, dans la vallée de l'Oued Awdri et sur des plateaux arides aux environs d'Akhfenir (Fig.36). Nous avons ciblé des steppes sableuses à plante buissonnante avec un effort de piégeage de 140 nuits-pièges.



Figure 36: Localités échantillonnées dans la zone de Khenifiss

II.1.2.3- Zone SIBE

Le Plan Directeur des Aires Protégées, élaboré en 1996, avait identifié 145 Sites d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE), représentant presque la totalité des écosystèmes naturels du pays. Dans ce type de sites nous avons choisi trois stations :

a- Oued Siad

Située principalement dans l'ambiance bioclimatique semi-aride et sub-humide au Nord du Maroc, la zone SIBE d'Oued Siad / Jbel Moussa est une zone herbacée à végétation buissonnante. Une session de piégeage a été effectuée en Septembre 2014 avec un effort de 200 nuits-pièges, nous avons ciblé des champs où dominant l'olivier, le blé avec d'autres plantes spontanées caractéristiques des zones forestières (Fig.37).



Figure 37 : Localités échantillonnées dans la zone d'Oued Siad

b- Dayet erroumi

Situé à 15 km de Khemisset (33°67'N et 6°24'W), c'est un lac peu profond de près de 90 ha caractérisé par un climat semi-aride et un régime pluviométrique méditerranéen. Une session de piégeage a été effectuée avec un effort de 240 nuits-pièges, nous avons ciblé des champs d'oliviers et d'amandiers (Fig.38).



Figure 38: Localités échantillonnées dans la zone de Dayet Erroumi

c- Dakhla

Localisée au bassin Tarfaya-Laâyoune-Dakhla dans l'extrême Sud marocain, possède un climat désertique tempéré, rafraîchi par le courant océanique froid des canaries qui longe le littoral atlantique nord-africain. Deux sessions de piégeages ont été effectuées entre 2015 et 2016 avec un effort de 120 nuits-pièges, dans cette zone nous avons ciblé des fermes de cultures maraichères et une forêt anthropisée (Fig.39).



Figure 39 : Localités échantillonnées dans la zone de Dakhla

II.1.2.4- Zone anthropisé/ Maroc Septentrional

Des campagnes d'inventaires ont été ciblées dans des zones anthropisées du Maroc Septentrional pour mieux caractériser la biodiversité des micromammifères. Pour ce faire nous avons choisi des zones soumises à une forte urbanisation, des cultures irriguées...

a- Ain Beni Mathar

Une session de piégeage a été effectuée en Novembre 2014 dans des plateaux arides au Nord d'Ain Bni Mathar (34°07'N, 2°03'W), avec un effort de 173 nuits-pièges. Nous avons ciblé des champs de céréales situées à côté d'une zone steppique à plante buissonnante avec un sol à caractère salin (Fig.40).





Figure 40 : Localités échantillonnées dans la zone d'Ain Beni Mathar

b- Bouaarfa

Une session de piégeage a été effectuée en Octobre 2014 à l'Ouest de la ville de Bouarfa (32°30'N, 2°02'W), avec un effort de piégeage de 178 nuits-pièges. Nous avons ciblé des steppes sableuses à plantes buissonnantes Chénopodiaccées (Fig.41).



Figure 41 : Localités échantillonnées dans la zone de Bouaarfa

c- Guercif

Une session de piégeage a été effectuée en Novembre 2014 sur la rive Ouest de l'oued Moulouya (34°12'N, 3°25'W) près de la ville de Guercif, avec un effort de piégeage de 62 nuits-pièges. Nous avons ciblé des champs de légumineuses, oliviers, blé (Fig.42).



Figure 42 : Localités échantillonnées dans la zone de Guercif

d- Oued Cherrat

Une session de piégeage a été effectuée en Mai 2018 dans la vallée de l'Oued Cherrat (33°47'N, 07°06'W) avec un effort de piégeage de 60 nuits-pièges (Fig.43). Nous avons ciblé des parcelles agricoles (Olivier, blé, laurier).



Figure 43 : Localités échantillonnées dans la zone d'Oued Cherrat

e- Boutroubaye localité-grotte

Situé dans le bassin du Sebou, au nord de la ville d'Ifrane (33°42'N, 05°04'W) une session de piégeage a été effectuée en Avril 2014 avec un effort de 580 nuits-pièges. Nous avons ciblé des champs cultivés et pâturages à Boutkhoubaye Localité, tandis qu'à Boutkhoubaye Grotte nous avons piégé dans la forêt et les milieux rocheux (Fig.44).



Figure 44 : Localités échantillonnées dans la zone de Boutroubaye localité-grotte

f- Ouelad Boughadi

Situé au bassin d'Oum Er-rbia près de la ville d'Oued Zem ($33^{\circ}06'N$, $06^{\circ}72'W$), une session de piégeage a été effectuée en Avril 2014 avec un effort de 150 nuits-pièges (Fig.45). Nous avons ciblé des champs cultivés (blés, orges et légumineuses).



Figure 45 : Localités échantillonnées dans la zone d'Ouelad Boughadi

g- Sour El Az

Une session de piégeage a été effectuée en Avril 2014 au Sud du bassin Tensift Al Haouz près de la ville de Kalaat Sraghna ($31^{\circ}85'N$, $07^{\circ}03'W$) avec un effort de 340 nuits-pièges. Nous avons ciblé des champs cultivés (Fig.46).



Figure 46: Localités échantillonnées dans la zone de Sour El Az

h- Benslimane

Localisé au bassin Chaouia-Ouadigha au Sud de la ville de Benslimane (33°64'N, 07°11'W), une session de piégeage a été effectuée en Mai 2017 avec un effort de 80 nuits-pièges. Nous avons piégé dans des forêts dégradés (Fig.47).



Figure 47: Localités échantillonnées dans la zone de Benslimane

i- Oum Azza

Une session de piégeage a été effectuée au Nord du barrage Sidi Mohamed Ben Abdellah (33.90103N -6.7908W) en Mai 2015 avec un effort de 60 nuits-pièges (Fig.48). Nous avons ciblé des champs cultivés (blé, luzerne, cultures maraichères).



Figure 48: Localités échantillonnées dans la zone d'Oum Azza

j- Sid El Mokhtar

Situé au bassin Tansifet Al Haouz près de la ville de Chichaoua ($31^{\circ}84'N$, $08^{\circ}99'W$), une session de piégeage a été effectuée en Mai 2014 avec un effort de 300 nuits-pièges. Nous avons ciblé des champs cultivés (Fig.49).



Figure 49: Localités échantillonnées dans la zone de Sid El Mokhtar

II.2- Méthodologie sur terrain

II.2.1- Échantillonnage des rongeurs

Après des enquêtes et des sorties sur terrain, le choix des stations d'étude est guidé par les critères d'appréciations suivantes :

- ✓ Accessibilité facile des stations,
- ✓ Recevabilité des personnes visitées (permission accordée par l'agriculteur),
- ✓ Disponibilité du matériel biologique (présence de terriers actifs, traces d'empreintes, fragments de végétaux à proximité des terriers, leurs crottes, leurs pelotes, etc...),
- ✓ Plaintes des agriculteurs suite aux dégâts causés par les rongeurs sur les cultures,

- ✓ D'autres critères sont pris en considération notamment, les caractéristiques écologiques (facteurs édaphiques, végétation...).



Figure 50 : Techniques de capture des rongeurs

II.2.2- Méthodes de captures

L'étude de l'inventaire des rongeurs dans la présente étude comporte deux types de piégeage :

a- La méthode des quadras

C'est la méthode la plus utilisée pour l'évaluation des dynamiques des populations, des interactions entre les espèces et du comportement alimentaire des micromammifères (Wube & Bekele, 1999). Cette méthode vise les micro-habitations des rongeurs en définissant des surfaces d'étude réduites de 3 x 3 m à 15 x 15 m.

b- L'échantillonnage en ligne-transects

C'est un échantillonnage qui consiste à mettre en place des pièges en ligne « transects », espacés de 3 à 6 mètres (Avenant & Cavallini, 2007).

II.2.3- Type de piège

Au cours de cette étude, nous avons utilisé deux types de pièges :

a- Pièges Sherman

Le piège de type Sherman (dimensions : 7,6 x 8,9 x 23 cm) est fréquemment utilisé lorsque l'étude nécessite de capturer les spécimens vivants, ils sont légers, pliables et faciles à manipuler (Fig.51). Il est conseillé de mettre l'appât dans le piège afin de fournir de la nourriture aux animaux capturés. Vu que ce type de piège est un boîtier fabriqué en aluminium, les individus capturés peuvent facilement mourir s'ils sont laissés trop longtemps dans le piège.



Figure 51 : piège de type sherman

b- Besançon Technologie Système (BTS)

Les pièges, sont des ratières grillagées qui se déclenchent par un crochet lorsque l'animal touche l'appât, ils permettent la circulation de l'air contrairement aux pièges Sherman. Ils sont généralement en fer et mesurent environ 15 x 18 x 50cm (Fig.52). Dans ce type de piège les animaux capturés ne sont pas protégés contre les températures glaciales nocturnes en particulier en hiver.



Figure 52 : piège de type grillagé

II.2.4- Appâts

Nous avons utilisé soit du pain mélangé avec de l'huile d'olive et de la sardine ou des dattes sèches associées avec du beurre de cacahuète (Stenseth et *al.* 2003 ; Avenant & Cavallini, 2007).

II.2.5- Technique de pose des pièges

Nous avons utilisé des centaines de pièges, qui sont placés sur plusieurs lignes « transects » de 800 mètres chacune avec une distance de 20 à 30 mètres entre les lignes et 6 mètres entre les pièges.

L'installation des différents pièges appâtés est réalisée le soir, puisque la majorité des petits mammifères est de mœurs nocturnes, les pièges sont relevés tôt le lendemain matin. Ceci afin de récupérer des rongeurs capturés et de ré-appâter les pièges déclenchés ou de remplacer les pièges manquants, pour les prochaines séances d'échantillonnage.

Après leurs captures, les spécimens sont anesthésiés au chloroforme, afin de procéder à leurs identifications, relever leur mensuration, et effectuer les différents prélèvements nécessaires aux analyses souhaitées. Enfin les animaux sont sacrifiés, puis fixés au formol (de 4% à 9%) pendant deux semaines, avant d'être conservés dans l'éthanol à 70°.

II.2.5.1- Identification du sexe

Le sexe est connu extérieurement par la position des orifices génitaux par rapport à l'anus. Les femelles sont reconnues par leurs clitoris bien marqué et la fente génitale au dessus de l'anus. Par contre les mâles présentent un pénis nettement visible plus éloigné de l'anus (Bebba, 2008). Après avoir déterminé le sexe de chaque individu, on relève tous les aspects relatifs à l'activité sexuelle, notamment le renflement des testicules et l'aspect des mamelles. D'autres caractères sexuels seront précisés après dissection des individus il s'agit de :

- ✓ La perforation de l'entrée du canal vaginal.
- ✓ Le développement de l'utérus : en relevant le nombre d'embryons ou de cicatrices placentaires dans les cornes gauches et droites de l'utérus.
- ✓ La largeur des testicules et celles des vésicules séminales.

II.2.5.2- Critères morphométriques

La morphométrie est la description quantitative, l'analyse de la forme et sa variation. Les techniques de description et de comparaison des formes de structures sont nécessaires dans toute étude systématique basée sur la morphologie des organismes.

Les spécimens sont étalés sur le dos sur un support et fixés par des épingles entomologiques pour la réalisation des mesures à l'aide d'un pied à coulisse (Fig.53). Les mensurations sont prises sur le rongeur à l'état frais, c'est-à dire sur des individus vivants anesthésiés au chloroforme, ou juste après leur mort. Les principales mensurations (Benlahrech, 2008) effectuées portent sur :

- ✓ Le poids corporel (Pds) est mesuré en grammes (g) à l'aide d'une balance au 1/1000 g de précision,
- ✓ Longueur de la tête et le corps (LTC) mesurés du bout du nez à l'anus (l'animal est placé sur le dos, bien à plat mais sans l'étirer),
- ✓ Longueur de la queue (Q), de l'anus à l'extrémité de la queue sans le pinceau terminal,
- ✓ Longueur du pied postérieur (Pp), mesurée du talon jusqu'à l'extrémité du doigt le plus long,
- ✓ Longueur de la griffe (Gr), mesurée de l'extrémité du doigt jusqu'à l'extrémité de la griffe,
- ✓ Longueur de l'oreille (Or), est mesurée depuis l'échancrure antérieure du trou auditif, jusqu'au point le plus éloigné du pavillon,

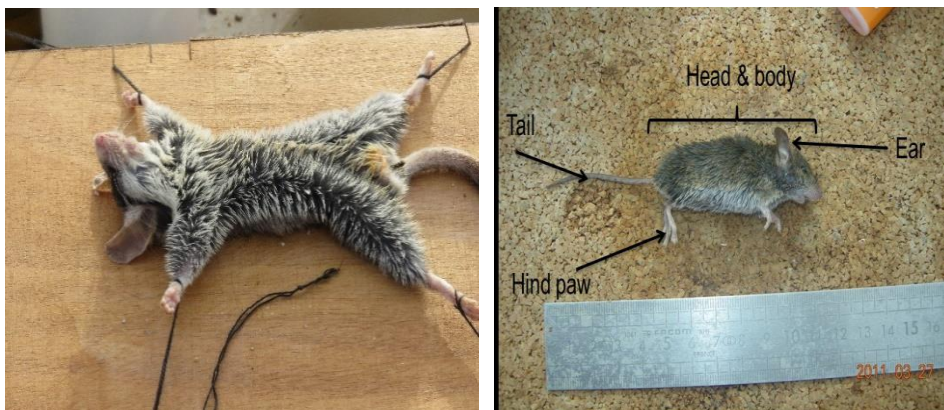


Figure 53: Mesures morphométriques des rongeurs (Duplantier & Granjon, 1993)

II.2.5.3- Identification des rongeurs

Les identifications ont été réalisées sur le terrain à l'aide de la clef de Thévenot et d'Aulagnier (1986), puis confirmées par des analyses moléculaires au Centre de Biologie pour la Gestion des Populations (CBGP) à Montpellier.

II.2.5.4- Effort de piégeage

L'effort et le rendement de piégeage sont calculés selon les formules suivantes (Denys *et al*, 2015) :

- ✓ Nuits-pièges = (nombre de nuits de captures) × (nombre de pièges utilisés).

✓ Succès de piégeage = (nombre de spécimens capturés) / (nombre de nuits-pièges).

Dans les 23 zones d'échantillonnages, nous avons pour un total de 3413 nuits-pièges, collecté 337 individus appartenant à 21 espèces, dont des Muridae (Murinae et Gerbillinae), des Gliridae (Leithiinae) et des Soricidae (Crocicurinae), ce qui représente un succès de piégeage de 9,87%.

II.2.5.5- Exploitation des résultats par les indices écologiques

L'exploitation des résultats fait appel dans la présente étude à des indices écologiques de composition et de structure, mais aussi à des analyses statistiques.

a- Indices écologiques de composition

Les indices écologiques de composition, concernent la richesse spécifique, l'abondance et la densité.

✓ **Richesse spécifique**

La richesse un des paramètres fondamentaux caractéristiques d'un peuplement. La richesse totale (S) d'une biocénose correspond à la totalité des espèces qui la composent (Ramade, 1984). Tandis que la richesse moyenne (S_m), est le nombre moyen d'espèces contactées à chaque relevé (Blondel, 1979). Elle se calcule selon :

$$S_m = S/N$$

S_m : richesse moyenne;

S : richesse totale;

N : nombre totale de relevés ;

✓ **Abondance**

L'abondance constitue un paramètre important pour la description d'un peuplement. C'est le nombre d'individus (n_i) de chaque espèce présente par unité de surface (Ramade, 2003). Elle peut être exprimée de différentes façons, soit en fréquence, soit sous la forme d'un indice d'abondance relative (Blondel, 1979). Les indices de l'abondance relative pris en considération pour l'exploitation des résultats d'étude, sont abordés en fonction des effectifs de rongeurs (AR%), de l'effort de piégeage (IA %) et des espèces capturées dans les différentes stations d'étude (FC %).

✓ **Abondance relative des effectifs de rongeurs**

L'abondance relative est une notion qui permet d'évaluer une espèce ou une catégorie (classe, ordre...) (n_i) par rapport à l'ensemble des peuplements des animaux (N) présents dans le

biotope pris en considération (Faurie et al, 2006). En d'autres termes, c'est l'importance numérique relative d'une espèce dans un peuplement (Ramade, 2008). Elle est calculée par la formule suivant :

$$\mathbf{AR\% = (ni/N) \times 100}$$

AR% = Abondance relative des espèces d'un peuplement ;

ni = Nombre des individus de l'espèce i prise en considération ;

N = Nombre total des individus de toutes espèces confondues.

✓ **Abondance relative de l'effort de piégeages**

Selon Hamdine, (1994) l'indice d'abondance est donné par la formule suivante :

$$\mathbf{IA = Ni / (NNP) \times 100}$$

Ni: Nombre d'individus capturés pour les différentes espèces;

NNP: Nombre de nuit-pièges = nombre de nuits x nombre de pièges.

b- Indices de structure

Pour la présente étude, comme indices de structure, nous avons choisi l'indice de diversité de Shannon-Weaver et l'équitabilité.

✓ **Indice de diversité de Shannon-Weaner**

L'indice de diversité de Shannon- Wiener, se calcule par la formule suivante (Blondel, 1979):

$$\mathbf{H' = -\sum Pi. Log2 Pi}$$

H': Indice de diversité de Shannon-Weaver exprimé en bits;

Pi: la probabilité de rencontre de l'espèce (i) « $Pi = ni / \sum ni$ »;

ni: nombre total des individus de l'espèce (i);

$\sum ni$: nombre total de tous les individus.

Selon Blondel (1979), une communauté sera d'autant plus diversifiée que l'indice H' sera plus grand.

✓ **Équitabilité**

Il mesure le degré de régularité dans l'abondance relative des effectifs des diverses espèces que renferme un peuplement ou une communauté (Ramade, 2008). Il s'agit du rapport entre la

diversité effective d'une communauté (H') et sa diversité maximale (H' max) théorique (Blondel, 1979). Elle est donnée par la formule suivante :

$$J' = H' / \log_2 (N)$$

J' : Indice d'équitabilité ;

H' = indice de Shannon-Wiener

N = richesse spécifique de l'échantillon

Ses valeurs varient entre 0 et 1, elles tendent vers 0 quand la plupart des effectifs correspond à une seule espèce du peuplement. Dans ce cas, il y'a un déséquilibre entre les effectifs des populations, ce qui exprime la dominance de cette dernière espèce. Au contraire si la valeur E tend vers 1, les espèces ont presque la même abondance (Ramade, 2003). Dans ce cas, les effectifs des populations étudiées tendent vers l'équilibre entre eux (Barbault, 2003).

Selon Granjon et Denys (2006), les méthodes d'analyses morphométriques ont montré leurs limites dans la détermination d'un groupe d'espèces animal très homogènes, ce qui a fait appel à la phylogénie pour organiser la systématique.

II.3- Etude moléculaire

II.3.1- Généralités sur la phylogénie

La phylogénie est l'étude des relations de parenté entre êtres vivants. En se basant sur les séquences d'ADN ou de protéines, ces relations de parenté peuvent être décrites à travers la phylogénie moléculaire. L'histoire évolutive est déduite de l'analyse phylogénétique et elle est représentée sous la forme d'un diagramme arborescent nommé arbre phylogénétique (Brinkman & Leipe, 2002).

Dans cette étude, nous avons ciblé l'ADN mitochondrial, spécifiquement le gène Cytochrome b afin d'étudier le lien de parenté qui existe entre nos espèces.

II.3.2- Extraction de l'ADN

L'ADN est extrait à partir d'un petit morceau du foie bien conservé dans l'éthanol (70°) car elle est exempte de lipides inhibiteurs potentiels de la PCR.

L'extraction de l'ADN a été effectuée selon le protocole suivant :

- Cisailler et broyer en petit morceaux, chaque fragment du foie,
- Mettre à digérer pendant une nuit à 56°C dans 20 µl de protéinase K plus 180 µl d'une solution tampon d'extraction (dans un volume final 200 µl),
- Ajouter 200 µl du tampon AL, vortexer et laisser 10 min à 70°C,

- Centrifuger, puis ajouter 200 µl d'éthanol absolu (96°), vortexer et re-centrifuger,
- Récupérer le surnageant.
- Re-centrifuger et placer dans de nouveaux tubes,
- Ajouter 500 µl du tampon AW1 et centrifuger,
- Placer dans de nouveaux tubes et ajouter 500 µl du tampon AW2 et re-centrifuger,
- Ajouter 100 µl du tampon d'éluion AE et centrifuger,
- Rajouter 100 µl du tampon AE et centrifuger,
- Centrifuger et enlever les colonnes pour garder l'ADN extrait et purifié,
- Vérification de l'ADN extrait en réalisant une migration d'électrophorèse sur gel d'agarose à 1,5 %,
- Conserver l'ADN extrait dans un congélateur à -30°C.

II.3.3- Amplification de l'ADN

La PCR (Polymerase Chain Reaction) est une méthode d'amplification directe d'une portion d'ADN comprise entre deux régions s'hybridant chacune avec deux oligonucléotides spécifiques (amorces ou sondes). Une fois hybridées sur l'ADN ces amorces, permettent l'initialisation de la réplication de l'ADN par une polymérisation en présence de désoxyribonucléotides tri-phosphates et de divers additifs. Chacun des réplicas (amplicons) ainsi obtenu peut à son tour être répliqué puisqu'il comprend les sites d'hybridation des amorces.

Nous avons amplifié le gène du cytochrome b (1040 pb) via la réaction en chaîne par polymérase (PCR) en utilisant les amorces Forward (L7) et reverse (Ducroz et al, 2001).

Chaque amplification a été réalisée dans un appareil PCR) par 55 cycles de réplifications sur une matrice de 2 µl d'ADN initial dans un volume final de 25 µl, constitué de 14,5µl d'eau sans DNase-RNase (Qiagen), 2,5 µl de tampon (concentration 1X), 2 µl de MgCl₂ (2mM), 2,5 µl de dNTP, 0,5 µl de chaque amorce, 0,5 µl d'AmpliTaq Gold.

Le cycle de réplication comprend trois étapes :

- Une dénaturation de l'ADN par chauffage à 94°C pendant 30 Sec, afin de séparer les brins d'ADN et laisser les sites d'hybridation des amorces accessibles,
- Une hybridation des amorces à 50°C pendant 30 Sec,
- Une élongation à 72°C pendant 45 Sec.

La qualité de la PCR est jugée par migration sur gel en présence d'un marqueur de taille et d'un témoin négatif dont le rôle est de tester d'éventuelles contaminations par un ADN étranger.

II.3.4- Séquençage de l'ADN

Les produits à double brin de la PCR ont été purifiés, puis séquencés sur la plateforme de génotypage-séquençage du Centre de Biologie pour la Gestion des Populations (CBGP) à Marseille.

II.3.5- Correction et alignement des séquences

La visualisation de l'arbre phylogénétique a été construite en utilisant l'approche d'inférence bayésienne à l'aide du logiciel MrBayes v3.2.7 (Ronquist *et al*, 2012). Nos séquences ont été corrigées et alignées en utilisant ClustalW (Thompson *et al*, 1994) implémenté dans le logiciel Mega V 7.0.26 (Kumar *et al*, 2015). Pour confirmer l'identification spécifique de nos séquences obtenues, nous avons les comparées avec celles déposées dans la base de données Genbank via l'outil de recherche BLAST (Basic Local Alignment Search Tool : <https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>).

II.4- Analyses des éléments traces métalliques

II.4.1- Prélèvement des organes

Les spécimens capturés sont sacrifiés au chloroforme, ils sont sexés, pesés et mesurés (Stoetzel *et al*, 2010). Après l'avoir disséqué, des échantillons de reins, de foie, et de cœur ont été conservés à une température de -18°C jusqu'au moment de l'analyse.

II.4.2- Préparation et nettoyage du matériel

Tout le matériel utilisé pour la préparation et l'analyse des échantillons est en polyéthylène de faible densité (LDPE) et non pas le verre, car le plomb et le zinc ont tendance à s'adsorber sur la silice et pas sur le polypropylène et le Téflon.

Le matériel a été lavé selon la méthode ci-dessous recommandée par les organismes internationaux UNEP/FAO/COI/IAEA (1995) :

- ✓ Laisser tremper le matériel toute la nuit dans une solution de savon (2% dans de l'eau du robinet) dans un bac en plastique.
- ✓ Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet, puis avec de l'eau distillée.
- ✓ Laisser tremper le matériel dans une solution d'acide nitrique 10% (v/v) pendant au moins 6 jours à température ambiante.
- ✓ Rincer abondamment avec de l'eau bidistillé (au moins 4 fois).
- ✓ Mettre le matériel à sécher.

- ✓ Stocker le matériel dans des sacs en polyéthylène fermés hermétiquement, pour prévenir le risque de contamination.

II.4.3- Minéralisation

Environ 0,5g d'échantillon de chaque organe frais sont pesés dans des bombes de digestion en téflon, 3ml d'acide nitrique supra-pure (65% Merck) sont ajoutés et les bombes sont bien fermées et maintenues à une température ambiante pendant 24h pour une prédigestion. Elles sont ensuite placées dans un bain de sable à 120° pendant 4 heures jusqu'à ce que les solutions deviennent claires et limpides. Après refroidissement le contenu des bombes est transvasé dans des tubes de dilution de 50ml et complété à 25ml par l'eau bidistillé (Auger, 1989).

II.4.4- Méthodes d'analyses

Nous avons choisi comme méthode d'analyse, la spectrophotométrie d'absorption atomique (VARIAN AA 20), munie d'un four à graphite. C'est une méthode très précise, très spécifique, sensible et rapide.

Le dosage du Pb, du Cu et du Cr a été effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique avec four à graphite, et celui du Zn et Fe par spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme.

Il est à noter que pour chaque série d'analyse, trois lectures successives sont effectuées pour chaque solution à mesurer, la moyenne de ces trois lectures a constitué la mesure. Pour éliminer les interférences qui peuvent exister, nous avons utilisé une correction Background et un modificateur de matrice constituée d'un mélange de 0,8ml de Nitrate de Palladium à 0,2% et de 0,2 ml de Nitrate de Magnésium à 1%.

a- Limite de détection

La limite de détection est définie comme la plus faible concentration d'analyse qui puisse être mesurée dans un intervalle de confiance de 5%. Le calcul de la limite de détection correspond à trois fois la valeur de l'écart type sur la mesure du blanc rapporté au poids de la prise d'essai moyenne exprimée en µg/g (Auger, 1989).

b- Précision

La validité des méthodes analytiques a été vérifiée par contrôle interne à l'aide des échantillons standards (Conseil National de Recherches de Canada : DORM-2 ; BCSS1 ; Standard Reference

Material 2976) et par contrôle externe à l'aide d'exercice d'inter calibration IAEA-0140 (1997) et IAEA-433 (2004) pour les organes. Ces standards ont été obtenus dans le cadre de l'inter calibration des éléments traces métalliques dans les organismes marins, les sédiments et les plantes marines, entre l'Institut National d'Hygiène et l'Agence Internationale de l'énergie Atomique (AIEA) à Monaco (IAEA, 1987 ; 1998 ; 1999 ; 2004 ; 2005 et 2006). La moyenne des écarts entre les valeurs certifiées a été à chaque fois inférieure à 10%.

c- Sensibilité

En spectrométrie d'absorption atomique, la sensibilité est exprimée par la concentration caractéristique donnant un signal d'absorption de 1%, soit 0,0044 Unité d'Absorbance (UA). Elle peut être définie respectivement par l'inverse de la pente de la droite d'étalonnage ($\times 0,0044$) : sensibilité inverse.

II.5- Tests statistiques

Afin d'identifier les différents assemblages des petits mammifères et de les caractériser par leur habitat, leur morphométrie et leur génétique, un ensemble d'analyses a été utilisé lors de cette étude.

- ✓ L'arbre phylogénétique a été représenté en utilisant l'approche d'inférence bayésienne à l'aide du logiciel MrBayes v3.2.7. Ainsi, le modèle GTR + I + G a été incorporé dans l'analyse d'inférence bayésienne selon les paramètres suivantes : lset nst = 6 rates = invgamma ; mcmc ngen = 100.000 nchains = 4 sample freq = 100 ; et en autorisant le programme à converger vers la meilleure estimation des paramètres de du modèle choisi. Les quatre chaînes de Markov sont lancées en même temps selon la technique de Monte Carlo (MCMC).
- ✓ Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été appelée pour produire des regroupements des stations prospectées en se basant sur l'abondance des espèces échantillonnées comme variables. Pour l'analyse quantitative des peuplements, l'indice de similarité de Bray-Curtis a été retenu dans cette étude avec une transformation des données en racine quatre.
- ✓ L'analyse Multi-Dimensionnelle (Multi Dimensional Scaling, MDS) est ensuite en modélisant les proximités (similarité ou dissimilarité) entre l'ensemble des individus de façon à pouvoir les représenter le plus fidèlement possible dans un espace de faible

dimension (généralement 2 dimensions). Les distances utilisées dans cette étude sont celles de Bray-Curtis.

- ✓ Une analyse SIMPER a aussi été établit afin de déterminer les espèces typiques de chacun des prélèvements sur la base de leur contribution à la similarité entre les échantillons de ces prélèvements, ainsi que les espèces discriminatrices entre ces prélèvements, sur la base cette fois de la dissimilarité entre les groupes d'échantillons.

Les données concernant les paramètres morphométriques, les quantités d'éléments traces métalliques ainsi que le sexe des animaux (mâles ou femelles) et l'âge (adultes ou juvéniles) constituaient une structure matricielle qui a été soumise à l'analyse suivante :

- ✓ Une analyse multivariée de la variance (MANOVA) pour évaluer l'effet du sexe et de l'âge sur la bioaccumulation des éléments métalliques.
- ✓ Une comparaison des moyennes pour détecter d'éventuelles variations morphologiques entre les spécimens marocains et ceux d'autres pays.
- ✓ Les coefficients de corrélation de Pearson (r) ont été calculés pour établir la relation entre les éléments traces et la taille individuelle.
- ✓ Les caractéristiques statistiques de base ont été calculés (moyenne, écart-type, minimum, maximum, médiane) et présentées à l'annexe 1. Nous avons utilisés d'une part, pour la comparaison multiple des moyennes le test de Duncan-Waller, et d'autre part, pour regrouper les individus tenant compte de l'accumulation de chaque métal dans les différents tissus (foie, reins, cœur) l'analyse en composantes principales (ACP).

Des différences significatives ont été acceptées à $p < 0,05$. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel «**R 2.7.1**» (**R Development Core Team, 2006**) avec les packages supplémentaires suivants: ggfortify, lfd, ggplot2, devtools, FactoMineR, cluster, ade4, FactoShiny, Factoextra et corrplot, et du logiciel **SAS (SAS version 9.0)**.

***Chapitre III : Résultats sur l'inventaire
et la phylogénie des rongeurs recensés
au Maroc***

Dans ce chapitre sont exposés les résultats portants sur les rongeurs recensés dans les régions étudiés du Maroc.

III.1- Introduction

La connaissance et l'évaluation de la situation actuelle de la diversité biologique est une étape cruciale et vitale avant de réfléchir aux stratégies de conservation et de gestion durable.

Bordé à la fois par les côtes Méditerranéennes et Atlantiques à l'ouest de l'Afrique du Nord, le Maroc est le deuxième pays le plus riche en biodiversité du bassin Méditerranéen après la région anatolienne (Turquie), avec un taux d'endémisme global de plus de 20 % (Myers *et al*, 2000 ; Hichami *et al*, 2020).

L'ordre des Rongeurs (petits mammifères) représente environ un tiers de la faune mammifère au Maroc. Le pays abrite environ 32 espèces de petits mammifères appartenant à 16 genres et six familles (Benazzou *et al*, 1997 ; Aulagnier & Thévenot 2006 ; Aulagnier *et al*, 2017).

Selon Vieira *et al* (2009), les petits mammifères jouent un rôle essentiel dans l'étude des impacts des variables environnementales en raison de leur importance dans les systèmes naturels, également en tant que disperseurs de graines, pollinisateurs, arthropodes prédateurs, et également en tant que ressources alimentaires pour les carnivores, les oiseaux de proie et les reptiles. Cependant, ils constituent également, en cas de foyers, des agents de destruction des récoltes ou des produits stockés. Dans certaines circonstances, ils peuvent présenter un risque potentiel pour la santé humaine. En effet, ils sont réservoirs ou vecteurs de nombreux pathogènes (Begon *et al*, 2003 ; Delattre & Giraudoux 2009 ; Quéré & Le Louarn 2011 ; Echchakery *et al*, 2015).

Afin de contribuer à la construction des connaissances sur les petits mammifères du Maroc, ce présent chapitre a deux objectifs principaux :

(i) présenter un inventaire actualisé de cette faune, (ii) comparer la richesse spécifique et l'écologie des différents habitats.

Les résultats obtenus constitueront une base fondamentale pour consolider les stratégies de conservation et de gestion de la biodiversité des petits mammifères du Maroc.

III.2- Matériels & Méthodes

Dans ce contexte biogéographique, et pour cibler différentes espèces de rongeurs nous avons prospecté plusieurs régions du Maroc (Fig. 54). C'est dans ce sens que nous avons opté pour le choix d'un ensemble de biotopes représentatifs des régions étudiées. Ainsi, 23 localités ont été prospectées à savoir :

- ✓ Les palmeraies (Zagora, Errachidia, Foug Zguid, Amtoudi et Tata) ;
- ✓ Les zones humides (Merja Zerga, Oualidia, Khenifiss et Imlili) ;

- ✓ Les zones SIBE (Oued Siad, Dayet Erroumi et Dakhla) ;
- ✓ Les zones anthropisés (Bouaarfa, Ain Beni Mathar, Guercif, Boutkhoubaye Grotte-Localité, Oum Azza, Oued Cherrat, Benslimane, Sour El Az, Ouelad Boughadi et Sid El Mokhtar) ;

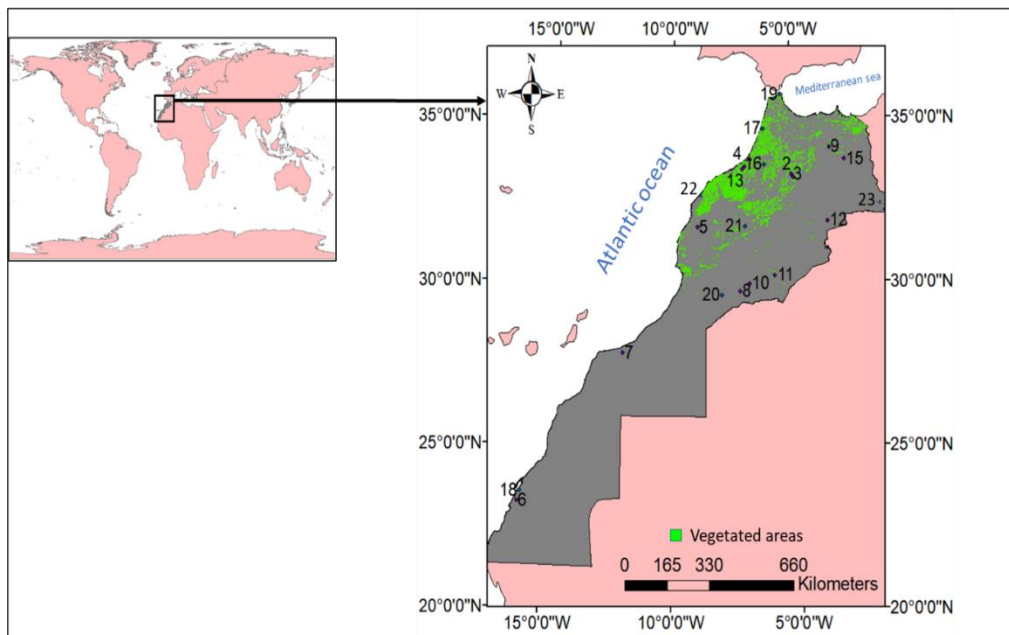


Figure 54 : Zones prospectées et/ou échantillonnées

Pour les captures de micromammifères, nous avons utilisé deux types de pièges : pièges Sherman et grillagé. Tous les pièges n'ont pas été utilisés dans toutes les localités pour des problèmes de sécurité.

La majorité des petits mammifères étant de mœurs nocturnes, les pièges ont été déposés le soir et ont été récupérés tôt le lendemain matin. Les différents pièges appâtés (pain, huile d'olive, beurre de cacahuète, dattes, blé) ont été placés dans la végétation, à au moins 5 m les uns des autres (Stoetzel *et al*, 2010).

Après leur capture, nous avons procédé à la détermination de l'espèce et du sexe avec une description de la morphologie externe avant de prendre plusieurs mesures telles que :

- ✓ Le poids (g),
- ✓ La longueur tête + corps (mm),
- ✓ Longueur de la queue (mm),
- ✓ Longueur de la patte postérieure (mm),
- ✓ Longueur de l'oreille (mm),

Les identifications ont été réalisées sur le terrain à l'aide de la clef de Thévenot et d'Aulagnier (1986), puis confirmées par des analyses moléculaires au Centre de Biologie pour la Gestion des Populations (CBGP) à Marseille dont les résultats sont en cours de finalisation.

Afin d'identifier les différents assemblages des petits mammifères et de les caractériser par leur habitat, un ensemble d'analyses a été utilisé lors de cette étude.

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été appelée pour produire des regroupements des stations prospectées en se basant sur l'abondance des espèces échantillonnées comme variables. Pour l'analyse quantitative des peuplements, l'indice de similarité de Bray-Curtis a été retenu dans cette étude avec une transformation des données en racine quatre.

L'analyse Multi-Dimensionnelle (Multi Dimensional Scaling, MDS) est ensuite en modélisant les proximités (similarité ou dissimilarité) entre l'ensemble des individus de façon à pouvoir les représenter le plus fidèlement possible dans un espace de faible dimension (généralement 2 dimensions). Les distances utilisées dans cette étude sont celles de Bray-Curtis.

Une analyse SIMPER a aussi été établit afin de déterminer les espèces typiques de chacun des prélèvements sur la base de leur contribution à la similarité entre les échantillons de ces prélèvements, ainsi que les espèces discriminatrices entre ces prélèvements, sur la base cette fois de la dissimilarité entre les groupes d'échantillons.

Afin de décrire et de comparer les assemblages de micromammifères identifiés, nous avons sélectionné un nombre restreint d'indices de mesure de la diversité spécifique :

- Richesse spécifique : correspond au nombre d'espèces collectées.
- Abondance : représente le nombre d'individus.
- L'indice de Shannon & Wiene: $H' = - \sum Si (Pi \times \log_2 Pi)$ (en bits)

Où $Pi = Ni/N$; H' = indice de diversité de Shannon-Weaver ; S = nombre d'espèces contenues dans un échantillon ; Pi = dominance de l'espèce i ; Ni = effectif de l'espèce i dans l'échantillon ; N = effectif total de l'échantillon

- L'indice d'Equitabilité de Pielou J' : $J' = H' / \log_2 (N)$

Où H' = indice de Shannon-Wiener

N = richesse spécifique de l'échantillon

III.3- Résultats

Dans les 23 stations d'échantillonnages, 21 espèces appartenant à 3 familles et 4 sous-familles, ont été recensés (Tableau 7). La famille des Muridae, la plus riche en espèces, comprend deux sous familles, les Gerbillinae qui renferme 10 espèces (*Gerbillus campestris*, *Dipodillus simoni*, *Gerbillus henleyi*, *Gerbillus pyramidum*, *Gerbillus tarabuli*, *Gerbillus gerbillus*, *Gerbillus sp*,

Gerbillus occiduus, *Meriones shawi/grandis* et *Meriones crassus*), et les Murinae représentés par 6 espèces : *Mus spretus*, *Mus musculus*, *Apodemus sylvaticus*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus* et *Lemniscomys barbarus*. La famille des Gliridae comprend 2 espèces (*Eliomys melanirus* et *Eliomys munbyanus*). Et enfin la famille des Soricidae avec 3 espèces (*Crocidura tarfayensis*, *Crocidura russula* et *Crossidura sp.*).

Tableau 7: Inventaire des espèces de micromammifères capturés

Ordre	Famille	Sous-famille	Espèce	Nombre d'individus		
Rodentia	Muridae	Murinae	<i>Mus spretus</i>	97		
			<i>Mus musculus</i>	14		
			<i>Apodemus sylvaticus</i>	51		
			<i>Rattus rattus</i>	2		
			<i>Rattus norvegicus</i>	4		
			<i>Lemniscomys barbarus</i>	6		
		Gerbillinae	<i>Gerbillus campestris</i>	21		
			<i>Gerbillus simoni</i>	1		
			<i>Gerbillus henleyi</i>	3		
			<i>Gerbillus tarabuli</i>	8		
			<i>Gerbillus gerbillus</i>	1		
			<i>Gerbillus sp</i>	1		
			<i>Gerbillus occiduus</i>	1		
			<i>Gerbillus pyramidium</i>	2		
Gliridae	Leithiinae	<i>Eliomys melanirus</i>	1			
		<i>Eliomys munbyanus</i>	1			
		Eulipotyphla	Soricidae	Crocidurinae	<i>Crocidura russula</i>	24
					<i>Crossidura sp</i>	11
<i>Crocidura tarfayensis</i>	1					

a- Succès de piégeage

Au total, nous avons collecté 337 individus appartenant à 21 espèces de micromammifères pour un total de 3413 nuits-pièges, ce qui représente un succès de piégeage de 9,87% (Tableau 8).

Tableau 8: Effort de piégeage (Nuits pièges : NP ; Nombre de captures : NC ; Ratio NC/NP= rendement de piégeage en pourcentage) par localité et biotopes (Z : zone)

Localité	Z. SIBE	Z. Humide	Palmeraie	Z. Anthropisé	Total NP	Total NC	Effort piégeage NC/NP
Oum Azza (OZ) (1)	0	0	0	+	60	0	0
Boutkhoubay localité (BL) (2)	0	0	0	+	380	17	4,47 %
Boutkhoubay grotte (BG) (3)	0	0	0	+	200	4	2 %
Oued cherrat (OC) (4)	0	0	0	+	60	0	0 %
Sid El Moctar (EM) (5)	0	0	0	+	300	0	0 %
Imlili (6)	0	+	0	0	90	6	6,66 %
Khenifiss-Akhfenir (AKF) (7)	0	+	0	0	140	11	7,85 %
Amtoudi (AMT) (8)	0	0	+	0	50	0	0 %
Guercif (GRF) (9)	0	0	0	+	62	2	3,22 %
Foum zguid (FZ) (10)	0	0	+	0	80	0	0 %
Zagora (ZA) (11)	0	0	+	0	70	0	0 %
Errachidia (ERR) (12)	0	0	+	0	80	0	0 %
Benslimane (Ben) (13)	0	0	0	+	80	0	0 %
Ouelad boughadi (OB) (14)	0	0	0	+	150	32	21,33 %
Ain beni mathar (BMT) (15)	0	0	0	+	173	9	5,20 %
Dayet Erroumi (DE) (16)	+	0	0	0	240	43	17,91 %

Merja Zerga (MZ) (17)		+	0	0	700	121	17,28 %
Dakhla (DKL) (18)	+	0	0	0	120	8	6,66 %
Oued Siad (OS) (19)	+	0	0	0	200	12	6 %
Tata (20)	0	0	+	0	100	1	1 %
Sour El Az (SEA) (21)	0	0	0	+	340	46	13,52 %
Oualidia (OuL) (22)	0	+	0	0	140	16	11,42 %
Bouaarfa (BRF) (23)	0	0	0	+	173	9	5,05 %
Total	0	0	0	0	3413	337	9,87 %

b- Mesures morphométriques

Le tableau 9, représente les mesures morphométriques de nos spécimens capturés dans les différentes stations du Maroc en les comparants à celles établies au Nord d'Afrique et d'Europe.

Tableau 9: Comparaison des mensurations corporelles (mm) de nos spécimens capturés au Maroc à celles établies par d'autres auteurs au Nord d'Afrique et d'Europe

Espèces	Pds (g)	LTC (mm)	Q (mm)	Pp (mm)	Or (mm)	Auteurs
<i>Lemniscomys barbarus</i>	43,84	121,33	108,16	25	14,17	Présente étude
	44,51	114	132,5	30,16	17,5	Saidi & al, 2010 (Tunisie)
	-	90-110	105-130	24-28	13-16	Aulagnier, 1986 (Maroc)
	49	113	-	25	15	Filippucci, 1986 (Algérie)
	37	110	107	23	14	Stoetzel & al, 2012 (Maroc)
<i>Rattus norvegicus</i>	172,33	185,67	199,83	31,83	22,16	Présente étude
	194,5	195	148	-	-	Desvars-Larrive, 2017 (France)
	243,6±91,4	223,3±16,8	189±8,5	43,5±1,2	21±1,3	Granjon, 2009 (Nord d'Afrique)
<i>Rattus rattus</i>	208,25	184,5	189,75	36,25	22	Présente étude
	119,59 ±46,91	-	178,63 ± 23,00	31,27 ± 2,34	20,47 ± 2,06	Drouai H, 2018 (Algérie)

	60,9	140,2 ± 9,8	177,3	32,9 ± 2,4	21,4 ± 1,9	Alia Z, 2012 (Algérie)
	96 ± 36,7	149,2 ± 25,6	171,8 ± 25,7	32,9 ± 1,7	21,4 ± 1,9	Stoetzel & al, 2012 (Maroc)
	-	172,4 ± 16,8	196,5 ± 18,8	-	22,8 ± 1,4	Granjon, 2009 (Nord d'Afrique)
<i>Mus spretus</i>	10,7	76	65	11	12	Présente étude
		76,77	57,83	16,38	12,76	Khammes, 2008 (Algérie)
	17,4	85	74	16,6	12	Alia Z, 2012 (Algérie)
	13,5	81,2	60,5	16	13	Stoetzel & al, 2012 (Maroc)
<i>Mus musculus</i>	13,21	80,69	59,84	14,92	13,28	Présente étude
	-	65,81	71,20	18,55	13,53	Khammes, 2008 (Algérie)
	15,7	63	61	17,6	9	Alia Z, 2012 (Algérie)
	12,1	75,1	71,9	16,4	13,4	Stoetzel & al, 2012 (Maroc)
<i>Apodemus sylvaticus</i>	18,95	92,78	82,98	21,23	16,33	Présente étude
	27,1 ± 2,8	102,1 ± 5,8	97,1 ± 5,3	22,6 ± 0,8	18,1 ± 1,00	Stoetzel et al, 2012 (Maroc)
	23,40	87,90	90,80	15,60	21,60	Butet et al, 1997 (France)
	-	-	84,67	24,71	17,57	Çolak et al, 2004 (Turquie)
	23,20	99,50	100,0	26,00	17,50	Saidi, 2006 (Tunisie)
<i>Gerbillus campestris</i>	30,25	100,95	111,3	23,75	13,9	Présente étude
	35 ± 3,75	94,01 ± 4,92	128,49 ± 13,41	27,56 ± 0,91	15,94 ± 0,7	Boubakeur, 2017 (Algérie)
	39,8	105	136	25,92	14	Alia Z, 2012 (Algérie)
<i>Gerbillus henleyi</i>	9,73	64	76,33	19,66	10	Présente étude
	14,6	88	103	21,13	10	Alia Z, 2012 (Algérie)
<i>Dipodillus simoni</i>	19	83	73	20	18,5	Présente étude
	16,81	73,68	74,01	22,78	12,85	Boubakeur, 2017 (Algérie)
<i>Gerbillus tarabuli</i>	28,98	92,47	142,27	24,54	14,3	Présente étude
	38,4	95	121	31,8	12	Alia Z, 2012 (Algérie)
	27,4	98,1	131,5	27,3	13,8	Granjon, 1999 (Nord d'Afrique)
<i>Gerbillus pyramidum</i>	28,89	92,47	142,27	24,54	14,3	Présente étude
	42,98 ± 4,51	100,32 ± 5,86	136,79 ± 9,33	31,42 ± 0,89	14,45 ± 0,75	Boubakeur, 2017 (Algérie)
	40,9	148	172	32	-	Kermadi, 2009 (Algérie)
	-	108,7	152,4	32,4	-	Dobigny, 2002 (Niger)

<i>Gerbillus gerbillus</i>	15,6	75	106	19,1	12	Présente étude
	29,67 ± 3,55	89,29 ± 5,52	129,55 ± 9,8	29,74 ± 0,9	13,54 ± 0,58	Boubakeur, 2017 (Algérie)
	14,7	78	95	19,1	10	Alia Z, 2012 (Algérie)
<i>Gerbillus sp</i>	16,3	77	101	19	13	Présente étude
	36	98,19	144,51	26,46	16,11	Boubakeur, 2017 (Algérie)
<i>Gerbillus occiduus</i>	37,8	94,1	108,5	28,7	13	Présente étude
<i>Eliomys melanirus</i>	36,5	105	118,3	25	23	Présente étude
	52	234	115	26	28	Shehab, 2018 (Syrie)
<i>Eliomys munbyanus</i>	39	113	84	23	24	Présente étude
	38	110	121	25	24	Stoetzel, 2012 (Maroc)
<i>Crocidura russula</i>	9,23	72,29	40,71	11,20	8,04	Présente étude
	6,5±1,4	67,3±5,2	36±4,4	11,1±0,5	8±0,6	Stoetzel, 2012 (Maroc)
<i>Crocidura sp.</i>	6,7	61,45	35,72	10,73	6,91	Présente étude
	8,4	-	-	-	-	Selçuk, 2021
<i>Crocidura tarfayensis</i>	6,8	47	33	11	6	Présente étude
	6,6	62,2	40	11,8	8,2	Vogel, 2006
	6,5	63,8	38,7	13,3	10,2	Hutterer, 1986
<i>Meriones shawi/grandis</i>	114,90	152,55	125,81	35,09	19,56	Présente étude
	118,83 ± 21,24	146,19 ± 7,58	133,79 ± 1,43	29,27 ± 7,39	17,31 ± 1,43	Boubakeur, 2017 (Algérie)
	116,76 ± 56,51	147,90±27,35	135,02 ± 3,65	18,73 ± 2,15	27,36±6,3	Benkaddour, 2017 (Algérie)
	50,2 ± 50,2	152±26,3	101,7±23,8	36,1±2,7	20,6± 2,3	Stoetzel & al,2012
<i>Meriones crassus</i>	55,3	120	125,75	32,62	16	Présente étude
	60	245	115	30	16	Yigit, 1992
	70	234	116	30	14	Yigit, 1993

Pour pouvoir identifier l'espèce, la morphométrie reste un critère très important. Les mensurations corporelles des différentes espèces capturées révèlent une certaine homogénéité et correspondent à la limite fixée par d'autres auteurs (Saidi *et al*, 2010 ; Çolak *et al*, 2004 ; Stoetzel *et al*, 2010 ; Aulagnier *et al*, 1986 ; Filipucci *et al*, 1986 ; Desvars-Larrive, 2017 ; Drouai, 2018 ; Alia, 2012 ; Granjon *et al*, 2009 ; Khammes, 2007 ; Bartolommei, 2015 ; Butet, 1997 ; Boubakeur, 2017 ; Kermadi, 2009 ; Dobigny, 2002. Ainsi nos résultats montrent que pour :

✓ *Lemniscomys barbarus*

Le poids moyen de nos spécimens est de l'ordre de 43,84 g. Saidi (2010), Filippuccini (1986) et Stoetzel (2012) signalent des valeurs respectivement de 44,51 g ; 49 g et 37 g. Alors que la longueur de la tête et du corps est de 121,33 mm, les mêmes auteurs présentent des valeurs qui varient entre 90 et 114 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 108,16 mm, tandis que Saidi (2010), Aulagnier (1986) et Stoetzel (2012) soulignent des valeurs respectivement de 132,5 mm ; 105-130 mm et 107 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille présente des longueurs successivement de 25 mm et 14,17 mm ; les mêmes auteurs signalent presque les mêmes résultats (entre 13 et 17,5 mm).

✓ *Rattus norvegicus*

Le poids de cette espèce présente une valeur de 172,33 g (Présente étude). Selon Dasvars-Larrive (2017), les spécimens capturés en France présentent un poids égal à 194,5g. Granjon & Duplantier (2009) signalent un moyen de poids égale à $243,6 \pm 91,4$ g. Cette différence du poids prouve l'effet environnemental où l'abondance de l'alimentation est le mode clé du poids.

Les mesures montrent que la taille de nos spécimens au Maroc est de 185,67 mm. Selon Desvars-Larrive (2017) ; les spécimens capturés en France présentent par une valeur de 195 mm. Tandis que, Granjon & Duplantier (2009) soulignent un moyen de $223,3 \pm 16,8$ mm, avec un intervalle de 206 mm à 250 mm.

Concernant la longueur de la queue, cette espèce présente une valeur de 199,83 mm, tandis que Desvars-Larrive (2017), signale une valeur de 148 mm. Granjon & Duplantier (2009) soulignent un moyen de la queue égale à $189,1 \pm 8,5$ mm, avec un minimum de 183 et un maximum de 207 mm.

Les pattes postérieures de nos spécimens montrent une valeur de 31,83 mm, tandis que Granjon & Duplantier (2009) soulignent une moyenne égale à $43,5 \pm 1,2$ mm, avec un minimum de 41 et un maximum de 45 mm.

Les mesures effectuées sur les oreilles de cette espèce, présentent une valeur de l'ordre de 22,16 mm, alors que Granjon (2009) présente une moyenne de $21 \pm 1,3$ mm, avec un minimum de 20 et un maximum de 24 mm.

✓ *Rattus rattus*

Les résultats de nos spécimens montrent un poids de l'ordre de 208,25 g. En Algérie, Drouai (2018) et Alia (2012) signalent des valeurs successives de $119,59 \pm 46,91$ g, alors que Stoetzel

(2012) présente une moyenne de $96\pm 36,7$ g. La longueur moyenne de la LTC est de 184,5 mm, tandis qu'au Nord d'Afrique (Granjon, 2009) et d'Algérie (Alia, 2012) présentent des valeurs de $172\pm 16,8$ mm et $140,2\pm 9,8$ mm respectivement.

Les mesures de la queue de cette espèce sont de 189,75 mm, les mêmes auteurs enregistrent des valeurs semblables qui varient entre $171,8\pm 25,7$ mm et $196,5\pm 18,8$ mm. La patte postérieure présente une moyenne de 36,25 mm, alors qu'en Algérie présente des valeurs de l'ordre de $32,9\pm 2,4$ et $31,27\pm 2,34$ mm (Alia, 2012 et Drouai, 2018). Les oreilles de *Rattus rattus* au Maroc présentent une moyenne de 22 mm. Drouai (2018), Alia (2012), Stoetzel (2012) et Granjon (2009) présentent presque nos mêmes résultats.

✓ *Mus spretus*

Le poids de cette espèce présente une valeur moyenne de 10,7 g. Alia (2012) et Stoetzel (2012) présentent un poids égal à 17,4 g et 13,5 g respectivement. Les mesures montrent que la longueur LTC de cette espèce est de 76 mm. Khammes (2008), Alia (2012) et Stoetzel (2012) présentent un intervalle de 76,77 mm à 85 mm. Concernant la longueur de la queue, cette espèce montre une moyenne de 65 mm, tandis que les mêmes auteurs signalent des valeurs de 57,83 mm ; 74 mm et 60,5 mm.

Les pattes postérieures des spécimens montrent une moyenne de 11 mm. En Algérie (Khammes, 2008 et Alia, 2012) et au Maroc (Stoetzel, 2012) présentent des valeurs de 16,38 mm ; 16,6 mm et 16 mm respectivement. Les mesures effectuées sur les oreilles de cette espèce, présentent une valeur de 12 mm, tandis que les mêmes auteurs enregistrent presque les mêmes mensurations (varient entre 12 mm et 13 mm).

✓ *Mus musculus*

Le poids de cette espèce présente une valeur moyenne de 13,21 g. Alia (2012) et Stoetzel (2012) présentent un poids égal à 15,7 g et 12,1 g respectivement. Les mesures de la LTC de cette espèce montrent une valeur de 80,69 mm. Khammes (2008), Alia (2012) et Stoetzel (2012) présentent des valeurs de l'ordre de 65,81 mm ; 63 mm et 75,1 mm.

Concernant la longueur de la queue, cette espèce montre une moyenne de 59,84 mm, tandis que les mêmes auteurs signalent des valeurs de 71,20 mm ; 61 mm et 71,9 mm.

Les pattes postérieures des spécimens montrent une moyenne de 14,92 mm. En Algérie (Khammes, 2008 et Alia, 2012) et au Maroc (Stoetzel, 2012) présentent des valeurs de 18,55 mm ; 17,6 mm et 16,4 mm respectivement. Les mesures effectuées sur les oreilles de cette espèce, présentent une valeur de 13,28 mm, tandis que les mêmes auteurs enregistrent presque les mêmes mensurations (varient entre 9 mm et 13,53 mm).

✓ *Apodemus sylvaticus*

Le poids moyen de nos spécimens est de l'ordre de 18,95 g. Stoetzel (2012), Butet (1997), et Saidi (2006) signalent des valeurs moyennes respectivement de $27,1 \pm 2,8$ g ; 23,40 g et 23,20g. Alors que la longueur de la tête et du corps est de 92,78 mm, les mêmes auteurs présentent des valeurs moyennes qui varient entre 87,90 mm et $102,1 \pm 5,8$ mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 82,98 mm, tandis que Saidi (2006), Butet (1997), Çolak (2004) et Stoetzel (2012) soulignent des valeurs respectivement de 100 mm ; 90,80 mm ; 84,67 mm et $97,1 \pm 5,3$ mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille présente des longueurs successivement de 21,23 mm et 16,33 mm ; les mêmes auteurs signalent presque les mêmes résultats.

✓ *Gerbillus campestris*

Les résultats de nos spécimens montrent un poids de l'ordre de 30,25 g. En Algérie, Boubakeur (2017) et Alia (2012) signalent des valeurs successives de $35 \pm 3,75$ g et 39,8 g. La longueur moyenne de la LTC est de 100,95 mm, tandis qu'en Algérie (Boubakeur, 2017 & Alia, 2012) présentent des valeurs de $94,01 \pm 4,92$ mm et 105 mm respectivement.

Les mesures de la queue de cette espèce sont de 111,3 mm, les mêmes auteurs enregistrent des valeurs semblables qui varient entre $128,49 \pm 13,41$ mm et 136 mm. La patte postérieure présente une moyenne de 23,75 mm, alors qu'en Algérie présente des valeurs qui varient entre $27,56 \pm 0,91$ mm et 25,92 mm. Les oreilles de *Gerbillus campestris* au Maroc présentent une moyenne de 13,9 mm. Les memes auteurs signalent presque nos mêmes résultats.

✓ *Gerbillus henleyi*

Le poids moyen de nos spécimens est de l'ordre de 9,73 g, alors qu'en Algérie, Alia (2012) signale une valeur de 14,6 g. La longueur de la tête et du corps est de 64 mm, le même auteur présente une valeur de 88 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 76,33 mm, tandis que Alia (2012) souligne une valeur de l'ordre de 103 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 19,66 mm et 10 mm, le même auteur signale presque les mêmes résultats.

✓ *Dipodillus simoni*

Le poids moyen de cette espèce est de l'ordre de 19 g, alors qu'en Algérie, Boubakeur (2017) signale une valeur de 16,81 g. La longueur de la tête et du corps est de 83 mm, le même auteur présente une valeur de 73,68 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 73 mm, tandis que Boubakeur (2017) souligne une valeur de l'ordre de 74,01 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 20 mm et 18,5 mm, le même auteur signale presque les mêmes résultats.

✓ *Gerbillus tarabuli*

Les résultats de nos spécimens montrent un poids de l'ordre de 28,98 g. Alia (2012) et Granjon (1999) signalent des valeurs successives de 38,4 g et 27,4 g. La longueur moyenne de la LTC est de 92,47 mm, tandis que les autres auteurs présentent des valeurs de 95 mm et 98,1 mm respectivement.

Les mesures de la queue de cette espèce sont de 142,27 mm, les mêmes auteurs enregistrent des valeurs semblables qui varient entre 121 mm et 131,5 mm. La patte postérieure présente une moyenne de 24,54 mm, alors qu'au Nord d'Afrique, Granjon, 1999 et Alia, 2012 présentent des valeurs qui varient entre 31,8 mm et 27,3 mm. Les oreilles de *Gerbillus tarabuli* présente une moyenne de 14,3 mm, les mêmes auteurs signalent presque nos mêmes résultats.

✓ *Gerbillus pyramidum*

Le poids moyen de cette espèce est de l'ordre de 28,89 g. En Algérie, Boubakeur (2017) et Kermadi (2009) signalent des valeurs de $42,98 \pm 4,51$ g et 40,9 g. La longueur de la tête et du corps est de 92,47 mm, les mêmes auteurs présentent des valeurs de $100,32 \pm 5,86$ mm et 148 mm, aussi Dobigny (2002) présente une valeur de 108,7 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 142,27 mm, tandis que Boubakeur (2017), Kermadi (2009) et Dobigny (2002) soulignent des valeurs successives de l'ordre de $136,32 \pm 9,33$ mm, 172 mm et 152,4 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 24,54 mm et 14,3 mm, les mêmes auteurs aussi signalent presque les mêmes résultats.

✓ *Gerbillus gerbillus*

Le poids moyen de *Gerbillus gerbillus* est de l'ordre de 15,6 g. En Algérie, Boubakeur (2017) et Alia (2012) signalent des valeurs de $29,67 \pm 3,55$ g et 14,7 g. La longueur de la tête et du corps est de 75 mm, les mêmes auteurs présentent des valeurs de $89,29 \pm 5,52$ mm et 78 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 106 mm, tandis que Boubakeur (2017) et Alia (2012) soulignent des valeurs successives de l'ordre de $129,55 \pm 9,8$ mm et 95 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 19,1 mm et 12 mm, alors que les mêmes auteurs signalent presque les mêmes résultats.

✓ *Gerbillus sp.*

Les résultats de nos spécimens montrent un poids de l'ordre de 16,3 g, alors que Boubakeur (2017) signale une valeur de 36 g. La longueur moyenne de la LTC est de 77 mm, tandis qu'en Algérie (Boubakeur, 2017) présente une valeur de 98,19 mm.

Les mesures de la queue de cette espèce sont de 101 mm, le même auteur enregistre une valeur de 144,51 mm. La patte postérieure présente une moyenne de 19 mm, alors que Boubakeur (2017) présente une valeur de 26,46 mm. Les oreilles de *Gerbillus sp.* présentent une moyenne de 13 mm, le même auteur signale une valeur de 16,11 mm.

✓ *Gerbillus occiduus*

Le poids de cette espèce présente une valeur de 37,8 g, alors que la longueur LTC est de 94,1 mm, celle de la queue est de l'ordre de 108,5 mm. Enfin les mesures de la patte postérieure et de l'oreille de nos spécimens montrent des valeurs de 28,7 mm et 13 mm respectivement.

✓ *Eliomys melanirus*

Le poids moyen d'*Eliomys melanirus* est de l'ordre de 36,5 g, alors que Shehab (2018) signale une valeur de 52 g. La longueur de la tête et du corps est de 105 mm, le même auteur présente une valeur de 234 mm.

Concernant la queue, nos résultats enregistrent une valeur de 118,3 mm, tandis que Shehab (2018) souligne une valeur de l'ordre de 115 mm. Enfin la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 25 mm et 13 mm, alors qu'en Syrie, Shehab (2018) signale presque les mêmes résultats (26 mm et 28 mm).

✓ *Eliomys munbyanus*

Le poids moyen d'*Eliomys munbyanus* est de l'ordre de 39 g, alors que la longueur de la LTC est de 113 mm. Concernant la queue, nos résultats signalent une valeur de 84 mm, tandis que la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 23 mm et 24 mm. Stoetzel (2012) enregistre les mêmes valeurs (Pds=38g ; LTC= 110 mm ; Q= 121 mm ; Pp= 25 mm et O= 24 mm).

✓ *Crocidura russula*

Le poids moyen de *Crocidura russula* est de l'ordre de 9,23 g, Stoetzel (2012) signale une valeur moyenne de $6,5 \pm 1,4$ g. La longueur de la LTC est de 72,29 mm tandis que Stoetzel (2012) enregistre une valeur de $67,3 \pm 5,2$ mm.

Concernant la queue, nos résultats signalent une valeur de 40,71 mm, tandis que la longueur de la patte postérieure et de l'oreille est de 11,20 mm et 8,04 mm. Stoetzel (2012) enregistre les mêmes valeurs (Pp= 11,1 mm et O= 8 mm).

✓ *Crocidura sp.*

Le poids moyen de *Crocidura sp.* est de l'ordre de 6,7 g, tandis que Selçuk (2021) signale une valeur de 8,4 g. La longueur de la LTC est de 61,45 mm. Concernant la longueur de la queue, de la patte postérieure et de l'oreille, nos résultats signalent une valeur de 35,72 mm, 10,73 mm et 6,91 mm successivement.

✓ *Crocidura tarfayensis*

Le poids de cette espèce présente une valeur de 6,8 g. Vogel (2006) et Hutterer (1986) signalent le même poids (6,6 g). Nos mesures montrent que la longueur LTC est de 47 mm (présente étude), tandis que Vogel (2006) et Hutterer (1986) enregistrent des valeurs de 62,2 mm et 63,8 mm.

Concernant la longueur de la queue, cette espèce présente une valeur de 33 mm, tandis que les mêmes auteurs (Vogel, 2006 & Hutterer, 1986) signalent des valeurs de 40 mm et 38,7 mm.

Les mesures de la patte postérieure et de l'oreille de nos spécimens montrent des valeurs de 11 mm et 6mm respectivement, pareille que celle réalisée par Vogel et Hutterer.

✓ *Meriones shawi*

Le poids de cette espèce présente une valeur de 114,90 g. Selon Boubakeur (2017) et Benkaddour (2017) les spécimens capturés en Algérie signalent un poids égal à $118,83 \pm 21,24$ g, tandis que Stoetzel (2012) présente un poids moyen égal à $50,2 \pm 50,2$ g.

Les mesures montrent que la taille de nos spécimens au Maroc est de 152,55 mm (présente étude), tandis que Stoetzel (2012), Boubakeur et Benkaddour (2017) signalent les mêmes valeurs ($152 \pm 26,3$ mm, $146,19 \pm 7,58$ mm et $147,90 \pm 27,35$ mm).

Concernant la longueur de la queue, cette espèce présente une valeur de 125,81 mm, tandis que Boubakeur (2017) et Benkaddour (2017) signalent une valeur de $133,79 \pm 1,43$ mm et $135,02 \pm 3,65$ mm. Stoetzel (2012) aussi présente une valeur de $101,7 \pm 23,8$ mm.

Les pattes postérieures de nos spécimens montrent une valeur de 35,09 mm, tandis que Stoetzel (2012) présente une moyenne égale à $36,1 \pm 2,7$ mm. En Algérie, Boubakeur et Benkaddour (2017) montrent des valeurs de l'ordre de $29,27 \pm 7,39$ mm et $18,73 \pm 2,15$ mm.

Les mesures effectuées sur les oreilles de cette espèce, présentent une valeur de l'ordre de 19,56 mm, alors que les mêmes auteurs (Stoetzel (2012), Boubakeur (2017) et Benkaddour (2017)) présentent une moyenne de $20,6 \pm 2,3$ mm, $17,31 \pm 1,43$ mm et $27,36 \pm 6,3$ mm.

✓ *Meriones crassus*

Les résultats de nos spécimens montrent un poids de l'ordre de 55,3 g. En Turquie, Yigit (1995) signale une valeur de 70 g. La longueur moyenne de la LTC est de 120 mm, tandis que Yigit (1993) présente une valeur de l'ordre 234 mm.

Les mesures de la queue de cette espèce sont de 125,75 mm, le même auteur enregistre une valeur presque semblable (116 mm). La patte postérieure et l'oreille présentent une moyenne de 32,62 mm et 30 mm, alors qu'en Turquie, Yigit (1993) signale des valeurs de 30 mm et 14 mm respectivement.

L'étude morphométrique des 21 espèces étudiée nous a affirmés qu'elles sont regroupées à 3 types fauniques selon les affinités écorégionales déjà définis pour les Gerbillidés et les muridés (Aulagnier, 1991a ; Granjon 2018) avec une composante Saharienne prédominante :

- ✓ Une affinité Saharo-Atlantique : *Gerbillus occiduus*,
- ✓ Une affinité Saharo-Sahélienne : *Gerbillus pyramidum*, *Gerbillus tarabuli*, *Gerbillus gerbillus*, *Gerbillus campestris*, *Meriones crassus*, *Meriones shawi* et *Eliomys melanirus*, *Crocidura tarfayensis*, *Gerbillus henleyi*, *Gerbillus sp.*,
- ✓ Une affinité Méditerranéenne : *Crocidura russula*, *Crocidura sp.*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Mus musculus*, *Apodemus sylvaticus*, *Lemniscomys barbarus*, *Mus spretus*, *Eliomys munbianus* et *Gerbillus simoni*, *Gerbillus campestris*,

(*Gerbillus campestris* a une affinité mixte pour les écorégions méditerranéennes/ Saharo-Sahélien).

a- Analyse moléculaire

Les séquences réalisées sur les cinq spécimens dans cette étude ont été utilisés pour constituer un arbre phylogénétique (car les méthodes d'analyses morphométriques ont montré leurs limites dans la détermination d'un groupe d'espèces animal très homogènes). Douze séquences extraites de NCBI, dont l'espèce primitive *Taterillus gracilis* (AM409394.1), ont été utilisées pour clusteriser lesdites séquences.

L'analyse génétique nous a permis d'identifier 3 lignées (Fig.55) :

- ✓ La lignée 1 : regroupe des spécimens de *Mus spretus* du Maroc (APAR10 et APAR11).
- ✓ La lignée 2 : contient tous les spécimens du genre *Gerbillus* du Maroc, du Sahel, et d'Afrique du Nord.
- ✓ La lignée 3 : contient un groupe monophylétique des Mériones du Moyen Orient et d'Afrique.

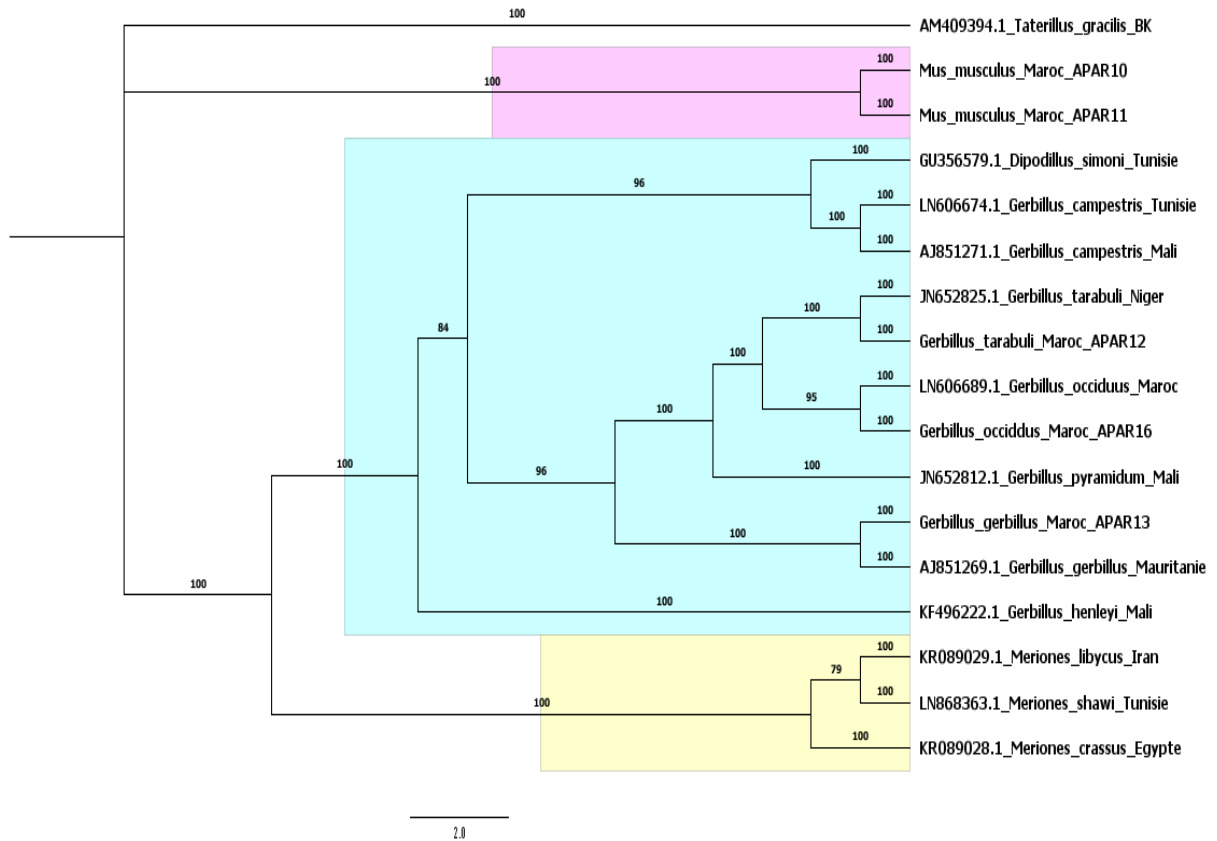


Figure 55: Arbre phylogénétique obtenu par l'analyse bayésienne

On constate que l'arbre comprend 3 clades principaux, dont chacun correspond à un type faunique à savoir :

- ✓ Un type Saharo-Sahélien,
- ✓ Un type Nord-Africain,
- ✓ Un type Afro-Moyen Oriental,

La distance génétique entre *G. tarabuli* (APAR12) et *G.occiduus* (APAR16) est de 1,6%, celle entre *G.gerbillus* (APAR13) et *G.tarabuli* (APAR12) est de 11,8%, tandis qu'entre *G.occiduus* et *G.gerbillus* 11,4% (tableau 10).

Tableau 10 : Les distances génétiques (p) entre les paires de séquences calculées par le logiciel

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	GU356579.1 <i>Dipodillus simoni</i> Tunisie																
2	KR089029.1 <i>Meriones libycus</i> Iran	0,162															
3	KR089028.1 <i>Meriones crassus</i> Egypte	0,705	0,714														
4	LN868363.1 <i>Meriones shawi</i> Tunisie	0,151	0,109	0,710													
5	Mus musculus Maroc APAR10	0,544	0,558	0,725	0,552												
6	Mus musculus Maroc APAR11	0,544	0,558	0,727	0,552	0,008											
7	JN652825.1 <i>Gerbillus tarabuli</i> Niger	0,128	0,168	0,707	0,169	0,538	0,537										
8	<i>Gerbillus tarabuli</i> Maroc APAR12	0,505	0,531	0,730	0,537	0,201	0,203	0,471									
9	LN606689.1 <i>Gerbillus occiduus</i> Maroc	0,127	0,170	0,702	0,171	0,544	0,543	0,016	0,477								
10	<i>Gerbillus occidus</i> Maroc APAR16	0,505	0,530	0,730	0,533	0,201	0,202	0,470	0,016	0,473							
11	KF496222.1 <i>Gerbillus henleyi</i> Mali	0,153	0,184	0,712	0,187	0,555	0,556	0,139	0,530	0,139	0,526						
12	JN652812.1 <i>Gerbillus pyramidum</i> Mali	0,123	0,165	0,713	0,163	0,544	0,542	0,059	0,489	0,060	0,487	0,146					
13	LN606674.1 <i>Gerbillus campestris</i> Tunisie	0,115	0,169	0,714	0,165	0,542	0,541	0,123	0,515	0,128	0,511	0,149	0,115				
14	AJ851271.1 <i>Gerbillus campestris</i> Mali	0,119	0,177	0,715	0,173	0,538	0,537	0,121	0,507	0,125	0,503	0,144	0,110	0,020			
15	<i>Gerbillus gerbillus</i> Maroc APAR13	0,512	0,522	0,736	0,531	0,211	0,213	0,504	0,117	0,511	0,114	0,537	0,512	0,514	0,512		
16	AJ851269.1 <i>Gerbillus gerbillus</i> Mauritanie	0,131	0,160	0,706	0,169	0,538	0,536	0,116	0,498	0,114	0,493	0,150	0,114	0,130	0,125	0,478	

b- Analyses statistiques

L'effort et la saison de capture varient d'une localité à l'autre car notre but n'était pas d'effectuer un suivi écologique des populations. Il est à noter que, malgré un effort important, les rendements sont faibles dans les palmeraies (0,2 %), moyen dans les zones anthropisées (4,98 %) et importants dans la zone SIBE (10,19 %) et les zones Humides (10,80 %) période de reproduction des rongeurs (Tableau 8).

Le dendrogramme obtenu par l'analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), appliquée aux stations prospectées dans cette étude, permet de reconnaître principalement trois groupes d'assemblages (Fig.56) :

- ✓ Le groupe 1 : regroupe les stations OS, AKF, DKL, OuL, DE et MZ avec un pourcentage de similarité égale à 20%.
- ✓ Le groupe 2 : rassemble les stations Tata, Imlili et BRF, avec une similarité entre les stations d'environ 38%.
- ✓ Et le groupe 3 : regroupe les stations OB, SEA, BL, BMT, BG et GRF avec une similarité de l'ordre de 9%.

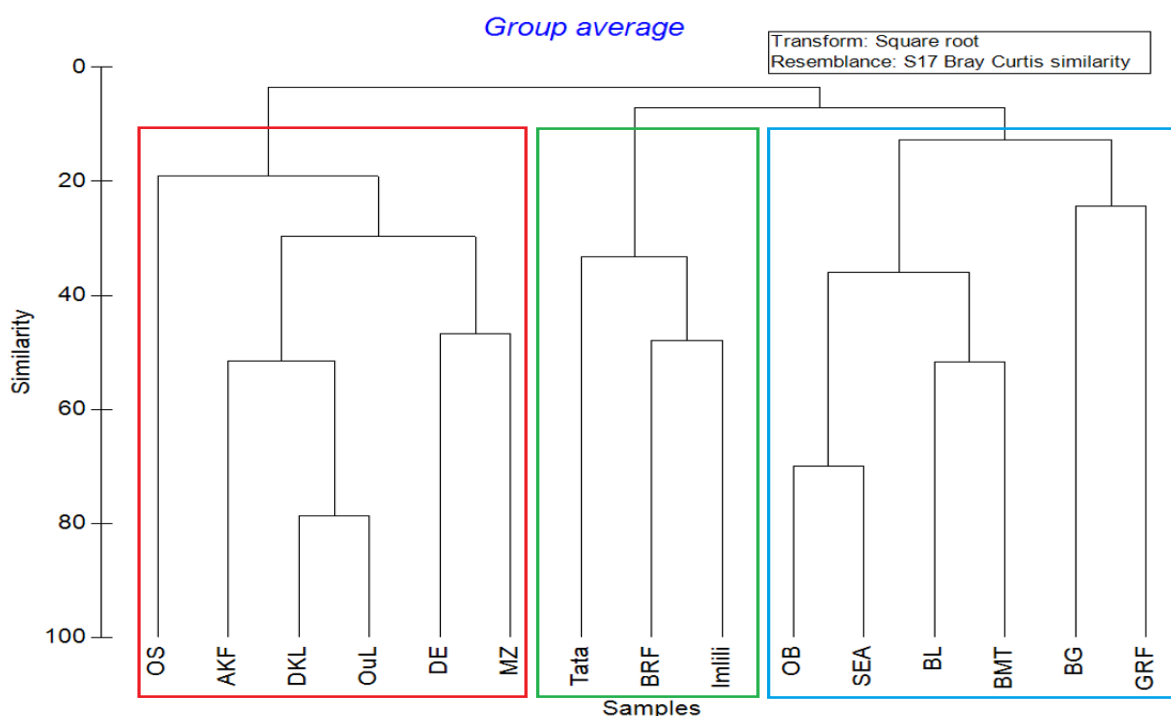


Figure 56: Résultats de l'analyse hiérarchique ascendante basée sur l'analyse des abondances transformées en racine carré et utilisant l'indice de similarité de Bray Curtis

L'analyse de proximité MDS illustre clairement ces résultats (Fig.57). La valeur de stress (0,08) indique un ajustement satisfaisant des stations dans l'espace à deux dimensions.

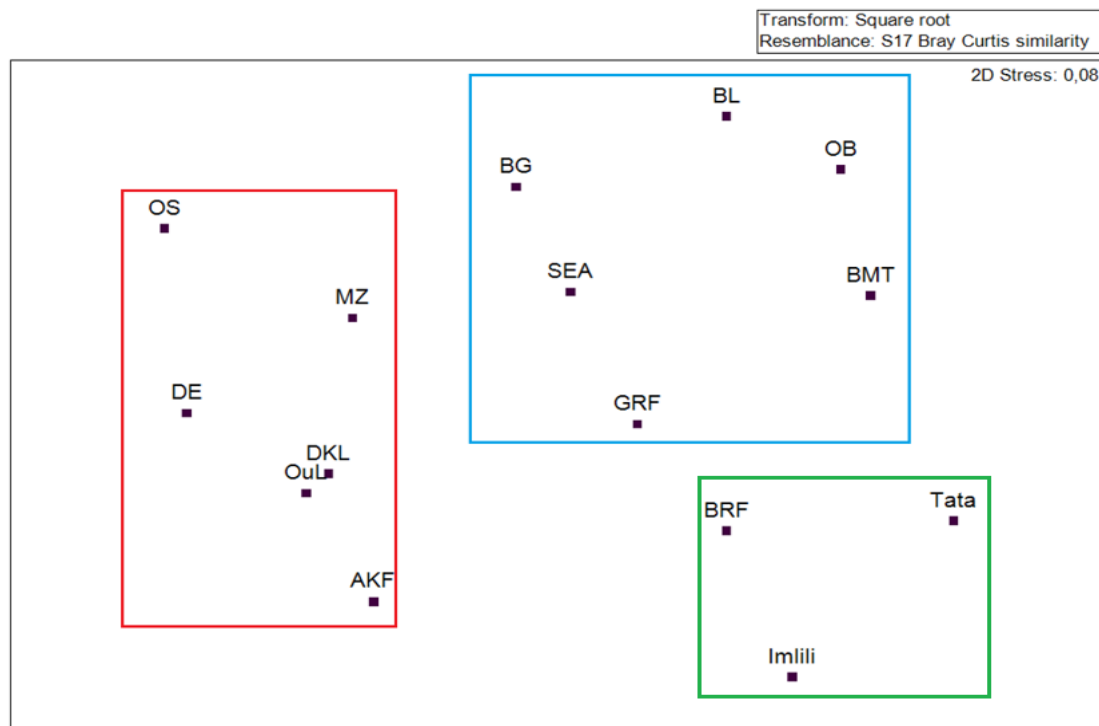


Figure 57 : Analyse MDS réalisées sur les abondances (transformation racine carré préalable) des petits mammifères de diverses stations prospectées

Dans le groupe 1 (Tableau 11), on remarque que la moyenne de Sex-ratio est de 0,71, avec un nombre moyen des Mâles (20,67 ♂) supérieur au Femelle (14,5 ♀). Suivie par le groupe 2 et le groupe 3 à la fois avec une valeur de 1 et un nombre moyen de Mâle et de femelle à peu près identique (3♂ ; 3♀ et 9 ♂ ; 9 ♀).

Tableau 11 : Moyenne de Sex-ratio des espèces capturées par Cluster de localités

Cluster de Localités	Femelle	Mâle	Sex-ratio
Groupe 1	14,5	20,67	0,71
Groupe 2	2,66	2,66	1
Groupe 3	9,33	9	1

L'analyse SIMPER a permis d'identifier les espèces pilotes dans chacune des entités (Tableau 12). Ainsi, les espèces qui contribuent principalement aux assemblages du groupe G1 sont *Mus spretus* (MS) et *Mus musculus domesticus* (MD) avec respectivement 73% et 18% de

la contribution totale. Dans le groupe G2 on retrouve essentiellement *Meriones crassus* (75%) et *Gerbillus tarabuli* (2%). Pour le groupe G3 les espèces les plus contributives sont *Meriones shawi* (85%) et *Gerbillus campestris* (15%).

Tableau 12 : Pourcentage de contribution des espèces pilotes dans la similarité des peuplements des différents groupes identifiés par la CAH et la MDS

Groupes	G1	G2	G3
Similarité moyenne du groupe	34%	38%	30%
Contribution des espèces pilotes dans la similarité (%)	<i>Mus spretus</i> (MS) <i>Mus musculus domesticus</i> (MD)	<i>Meriones crassus</i> (Mc) <i>Gerbillus tarabuli</i> (GT)	<i>Meriones shawi</i> (Mer sh) <i>Gerbillus campestris</i> (GC)

La valeur de la diversité la plus élevée est notée près de la lagune de Khenifiss-Akhfenir (AKF) et la lagune de la Merja Zerga ($H' = 2,4$ bits), suivie par celle observée à Imlili ($H' = 2,3$ bits), Ain Bni Mathar (BMT) et Oued Siad (OS) avec une valeur de $H' = 1,8$ bits. Au niveau de la lagune Oualidia (OuL), Sour El Az (SEA), Bouaarfa (BRF) et Boutkhoubaye Grotte l'indice de diversité égal à 1 bits, est plus élevé que dans les stations de Guercif (GRF), Tata, Ouelad Boughadi (OB) et Boutkhoubaye Localité ($H' = 0$ bits). D'une manière générale les valeurs de la diversité de Shannon-Weaver sont basses (Tableau 13).

Pour ce qui concerne les valeurs de l'équitabilité, elles fluctuent entre 1 et 0,5 dans les stations étudiées. Ces valeurs se rapprochent de 1 ce qui implique que les effectifs des espèces ont tendance à être en équilibre entre eux. Pour les stations BL, GRF, OB et Tata, l'équitabilité n'est pas calculée, du fait qu'il n'y a qu'une seule espèce présente.

Selon le tableau suivant, la richesse spécifique la plus élevée est enregistrée dans la station de la Merja Zerga (MZ) avec 8 espèces suivie de la station de Khenifiss/Akhfenir (AKF) avec 6 espèces. Tandis que la valeur la plus faible est signalée à Boutroubaye Localité (BL), Guercif (GRF), Ouelad Boughadi (OB) et Tata avec une seule espèce.

Tableau 13 : Diversité et équitabilité des espèces de rongeurs capturés dans les stations d'étude

Localités	S	N	J'	H'
AKF	6	11	0,9	2,4
BG	4	17	0,5	1,0
BL	1	4	-	0,0
BMT	4	9	0,9	1,8

BRF	3	9	0,6	1,0
DE	3	43	0,6	0,9
DKL	2	8	0,5	0,5
GRF	1	2	-	0,0
Imlili	5	6	1,0	2,3
MZ	8	121	0,8	2,4
OB	1	32	-	0,0
OS	4	12	0,9	1,8
OuL	2	16	1,0	1,0
SEA	3	46	0,6	1,0
Tata	1	1	-	0,0

III.4- Discussion

Dans la présente étude, le bilan taxonomique fait ressortir l'existence de 21 Taxons appartenant à 3 Familles. La famille des Muridae (commune entre les 3 clusters de localités) représentée par 2 sous-familles (Murinae et Gerbillinae), la famille des Gliridae et enfin la famille des Soricidae.

Au Maroc, toutes les espèces recensées dans notre étude sont citées par plusieurs auteurs (Thévenot & Aulagnier, 2006 ; Granjon *et al*, 1999). L'un des résultats majeurs de notre travail est l'importance de la diversité et la richesse des rongeurs par rapport à la richesse citée dans la littérature spécialisée dans les régions étudiées (Stoetzel *et al*, 2012). Ceci pourrait s'expliquer par la position biogéographique intermédiaire de transition entre l'aire paléarctique occidentale et Africaine.

L'échantillonnage pour la capture de nos spécimens est apprécié par le succès obtenu de l'effort de collecte en rapport avec le nombre de nuits pièges. Nous avons consenti 3413 nuits pièges pour un échantillon N de 337 individus. Le rapport entre l'effectif capturé et l'effort de piégeage nous donne un taux de 98,74 % ou presque 98 individus par mille pièges. Nous considérons que ce taux peut être assimilé à la mortalité naturelle qui pourrait être dû à la prédation ou à la mortalité post-natale.

Aussi notre échantillonnage reste caractérisé par un taux moyen par rapport à celui obtenu dans les études publiées par Denys *et al* (2015); Stoetzel *et al* (2012); qui signalent des taux de réussite de piégeage qui varie entre 10,7 % jusqu'à 20,7 % avec un nombre de nuits pièges qui

dépassent largement les 1000 par auteurs. Les valeurs de piégeage élevées sont probablement dû à la méthode d'échantillonnage aléatoire suivie par ces derniers.

La systématique du genre *Gerbillus*, ainsi que celle de la sous-famille des Gerbillinae à laquelle il appartient, est encore intensément débattue, à différents niveaux taxonomiques (Alhajeri *et al*, 2015, Ndiaye *et al*, 2016a). Malgré la confusion entretenue entre des espèces très semblables morphologiquement, la distance génétique entre *G. gerbillus* et *G. occiduus* montre une divergence génétique, alors qu'entre *G. occiduus* et *G. tarabuli* montre une forte affinité génétique. Ceci est expliqué par la forte similitude phylogénétique puisqu'il s'agit des espèces jumelles ayant presque la même niche écologique.

La variation du succès de piégeage et la richesse spécifique enregistrée durant cette étude à travers les 23 stations est en faveur des saisons d'échantillonnages. Le Printemps est la saison pendant laquelle nous avons enregistré l'activité la plus forte avec un taux de réussite important. Avenant & Cavallini (2007) expliquent que les raisons possibles pour cette variation saisonnière peuvent être dû à l'activité des jeunes individus issus de période d'accouplement qui dure du mi- Printemps jusqu'à la fin de l'Automne. Ainsi, Belhamra (2016) considère que pendant le printemps, les couples se stabilisent dans leurs gîtes, exclusivement pour l'accouplement et l'élevage de la progéniture jusqu'à la fin de l'été.

L'importance des facteurs proximaux dans la distribution des individus d'une population est largement documentée. La distribution irrégulière semble affecter la diversité et l'Equitabilité, selon Gaston et Spicer (2004) la biodiversité n'est pas répartie d'une façon Equitable à travers le sol, l'eau et l'air, la composition spécifique d'un milieu change de façon complexe.

Les indices de diversité (H') et d'Equitabilité (J') sont différents d'une station à une autre, la valeur de H' varie de 0,5 à 2,4 et la valeur de J' varie entre 0,5 à 1. Ramade (2003), note la faiblesse de la biodiversité dans les régions arides. Il semble que cette variation spatiale est liée à deux facteurs :

- ✓ L'homme : Buckland *et al* (2005) considèrent que l'homme est un facteur limitant pour le maintien de la biodiversité. Le cluster de localité 3 est le cluster qui présente les valeurs les plus faibles de l'indice de Shannon (0,63) et de l'Equitabilité (0,33) à cause des activités agricoles réalisées dans ce site. Cela se confirme quand on remarque que le cluster de localité 1, site RAMSAR/SIBE, présente les valeurs les plus importantes de diversité ($H'=1,7$ bits) et d'Equitabilité ($J'=0,84$).
- ✓ Le climat est le facteur le plus important pour la biodiversité d'une région donnée (Avenant et Cavallini, 2007). Malgré leur localisation, le cluster de localité 3 (OB, SEA, BL, BMT, BG et GRF) présente des caractéristiques floristiques divergentes, il fait part

d'unité paysagère à base de végétation diversifiée (Champs de blé, d'orge, d'olivier, steppe à plante buissonnante, légumineuses...) la richesse de ce tapis végétal permet d'offrir des ressources alimentaires diversifiées indispensables au bon fonctionnement du peuplement de rongeur. Contrairement, au cluster de localité 2 (Tata, Imlili et BRF), qu'est caractérisée par une formation végétale psammophile peu diversifiée et avec un taux de couverture faible. Brown et Lieberman (1973), mentionnent que la diversité d'utilisation des ressources alimentaires est nécessaire pour une cohabitation stable, et par conséquent un équilibre dans la répartition des espèces.

Ainsi, L'étude des indices écologiques nous a permis de conclure que la biodiversité des rongeurs est variable dans l'espace. La variabilité spatiale suit deux gradients différents :

- ✓ un gradient latitudinal décroissant du Nord vers le Sud, la station de Oued Siad ; la plus au Nord ; représente des valeurs moyennes de la biodiversité et de l'Equitabilité qui sont en faveur de 4 espèces *Mus spretus*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus* et *Lemniscomys barbarus* pendant que la station d'Imlili et d'Akhfenir les plus au Sud représentent des valeurs importantes avec une cohabitation équilibrée des différentes espèces présentes, Bien que le Sahara a depuis toujours joué un rôle majeur dans la colonisation du Maghreb par les rongeurs tant comme barrière à l'immigration de certains taxa que comme voie de propagation pour quelques espèces.
- ✓ un gradient anthropique, la biodiversité est d'autant plus riche et équilibrée tant que l'activité humaine est minimale et elle est plus faible et plus déséquilibrée dans les milieux où l'activité humaine est importante.

III. 5 – Conclusion

Les rongeurs sont des bioindicateurs modèles pour l'évaluation de la biodiversité d'un milieu donné. Notre travail consiste à évaluer la biodiversité des micromammifères à travers des indices écologiques de composition et de structure au niveau national. Nous avons opté pour la méthode d'échantillonnage en lignes, en utilisant des centaines de pièges, soit un effort de piégeage de 3413 nuits pièges et un succès de piégeage de 9,87%.

La richesse spécifique du peuplement est composée de 21 Taxons rattachées à 3 types fauniques avec une prédominance Saharienne. Les valeurs de la diversité de Shannon et d'Equitabilité sont différents d'un site à l'autre, elles semblent suivre deux gradients : un gradient latitudinal et un gradient anthropique. En effet, elles sont les plus faibles au centre (GRF, SEA, BL et OuL) avec 2 espèces maximum, là où l'activité humaine est importante. Elles sont les plus élevées au niveau des zones Humides/SIBE (entre 5 à 8 espèces), là où l'activité humaine est limitée.

Les mesures Morphométriques effectuées sur nos spécimens sont similaires à ceux déjà publiées par des travaux divers, puis confirmées par des analyses moléculaires.

Bien que ces espèces aient une répartition continue ou discontinue en Afrique du Nord, leurs statuts de Conservation (UICN) devraient au moins être rectifiés sur la liste des mammifères du Maroc. De point de vue de la phylogénie des espèces du genre *Gerbillus*, un complément d'échantillonnage (spécimens d'autres régions et d'autres espèces) apparaît prioritaire afin de mieux connaître la phylogénie de ce groupe de Gerbilles à soles poilues et régler des questions d'ordre divers laissées en suspens.

*Chapitre IV : Étude de l'accumulation
des éléments traces métalliques dans
certains tissus de petits mammifères
(Muridae) du nord marocain : Oued
Siad/Jbel Moussa*

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans la revue Journal of Materials and Environmental Sciences (JMES)

Résumé

Cette étude a été réalisée dans la région méditerranéenne d'Oued Siad/Jbel Moussa du Maroc, dont le but est d'étudier la diversité des rongeurs de cette zone et de s'assurer du degré de contamination métallique de leurs organes vitaux en adoptant l'analyse morphométrique pour confirmer l'identification des espèces. Pour se faire, 4 espèces de rongeurs ont été capturées appartenant tous à la famille des Muridae. Les concentrations de Cr, Pb, Cu, Fe et Zn dans les différents organes (foie, reins, et cœur) des espèces analysées sont déterminées par spectroscopie d'absorption atomique Varian AA240 avec four à graphite. Les plus fortes concentrations de Pb, Cu, Fe et Zn ont été trouvés dans le foie de *Rattus norvegicus*, tandis que celle du Cr sont détectées dans les reins du *Rattus rattus*. Des niveaux de contamination moyens et faibles ont été détectés chez *Lemniscomys barbarus* et *Mus spretus* respectivement. Les résultats obtenus suggèrent que le genre *Rattus* est un bioindicateur chargé en éléments traces métalliques (ETM) que le genre *Lemniscomys* et *Mus*.

Mots clés : Méditerranéenne, Oued Siad/Jbel Moussa, Muridae, bioindicateur, ETM.

VI.1- Introduction

La révolution industrielle survenue aux dernières décennies a donné lieu à des bouleversements prodigieux dans la société humaine, qui demeurait jusqu'alors à dominance agraire. L'extension particulièrement intense que connaît pendant cette période l'activité industrielle dans le monde ne prend pas immédiatement en compte la dimension environnementale. De nombreuses substances aux propriétés méconnues ont ainsi été relarguées dans l'eau, l'air ou les sols. Certaines d'entre elles, comme les éléments traces métalliques ont malheureusement révélé leur potentiel toxique à l'occasion d'épisodes historiques de pollution. Or, la pollution métallique est particulièrement nocive car les ETMs et les métalloïdes ne sont pas biodégradables, et peuvent présenter à la fois une importante persistance dans le milieu naturel et une écotoxicité avérée, et dans des cas extrêmes, aboutissent à une disparition irrémédiable d'espèces animales ou végétales et à des dégradations irréversibles de certains écosystèmes. Il a été constaté un transfert de ces polluants vers les organismes vivants, dans lesquels ils se concentrent pour contaminer l'ensemble de la chaîne trophique (SETRA, 2004). Cependant, il y'a un certain nombre d'études écologiques qui ont démontré que les rongeurs sont des espèces sentinelles de

crise de pollution de l'environnement par l'Homme, car ils sont capables d'accumuler un large spectre de polluants qui sont présents dans l'écosystème (Ieradi, L.A., 1998). Les rongeurs ont une distribution géographique naturelle qui couvre le monde entier (Aulagnier S. & Thévenot M. 1986). Cet ordre est également le plus diversifié, si on doit tenir compte des caractéristiques morphologiques, des aptitudes physiques ainsi que des différents milieux qu'occupent ces animaux (Ouzaouit A., 2000). La classification des rongeurs repose surtout sur des caractères morphologiques tels que : les mensurations corporelles, la dentition, la forme, la structure du crâne et autres caractères du pelage (Le Berre M., 1990). De nombreuses études antérieures ont utilisé les rongeurs comme bioindicateurs de la pollution dans le monde comme en République tchèque (Ieradi *et al*, 2003), en République Slovaque (Martiniaková *et al*, 2007) et en France (Tête *et al*, 2014). Pour ce faire, nous avons choisi d'utiliser pour la première fois au Maroc ces espèces comme des sentinelles en se basant sur l'évaluation de la contamination de différents organes et d'en identifier la bioaccumulation des polluants métalliques. En outre, le modèle de distribution des éléments de risque et leurs niveaux dans divers tissus sont semblables à ceux trouvés chez l'Homme (Shore, 1995).

IV.2- Matériels & Méthodes

Douze spécimens ont été capturés, dans des zones herbacées à végétation buissonnante, dans la zone SIBE d'Oued Siad / Jbel Moussa (nord du Maroc) située principalement dans l'ambiance bioclimatique semi-aride et sub-humide (Fig.58). Le sol est argilo-calcaire où dominant les champs d'olivier, du blé avec d'autres plantes spontanées caractéristiques des zones forestières. Deux types de pièges ont été utilisés : pièges Sherman et pièges grillagé à petite maille. La majorité des rongeurs étant de mœurs nocturnes, sauf pour le *Lemniscomys barbarus*, les pièges ont été déposés l'après midi, et ont été récupérés tôt le lendemain matin. Les différents pièges appâtés (pain, huile d'olive, beurre de cacahuète, dattes) ont été placés dans la végétation, à au moins 5 m les uns des autres (Stoetzel E, 2010).

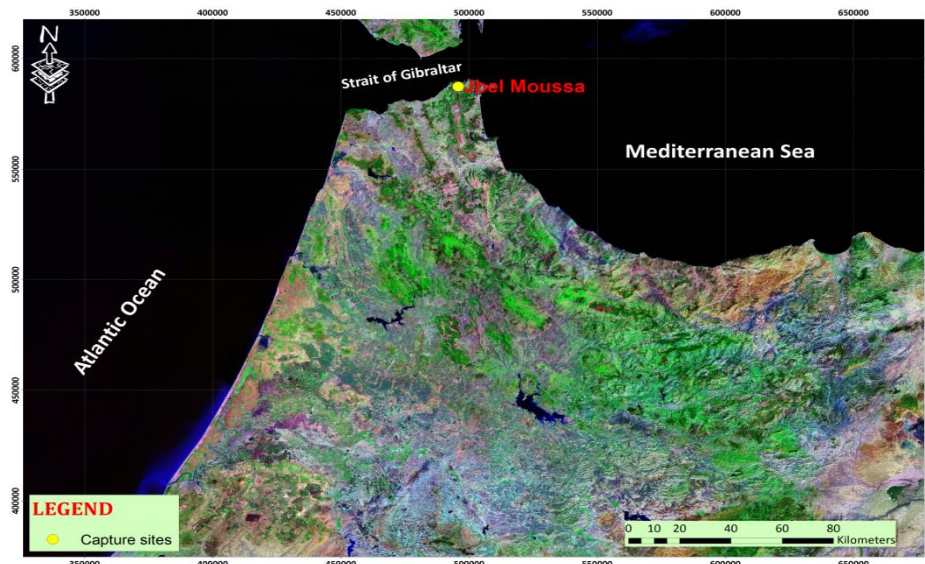


Figure 58: Localisation des lieux de capture

Après leur capture, les animaux ont été sacrifiés au chloroforme, sexés, pesés et mesurés (longueur tête + corps, longueur de la queue, longueur des pattes postérieures, longueur des oreilles) (Granjon, 2012). Tous les spécimens capturés étaient des adultes, semblaient être dans une bonne condition et sans lésions macroscopique à l'autopsie (tableau 14). Les échantillons de reins, de foie, et de cœur ont été maintenus à -18°C jusqu'à analyse. Après, trois prises de 0,5g environ d'échantillons d'organes ont été minéralisés à chaud à 120°C pendant 4 heures en présence de 3 ml d'acide nitrique supra pure (65% Merck), le dosage des métaux a été effectué sur la minéralisation dilué à 25 ml par l'eau bidistillée (Auger, 1989). La concentration de Pb, de Cu, et de Cr dans les différents échantillons a été réalisée par la spectroscopie d'absorption atomique avec four à graphite (Varian AA 240 120 GTA Z) (Chiffolleau, 1994) la correction de fond a été faite par un effet Zeeman, tandis que la dose de Zn et Fe était effectuée par la spectroscopie d'absorption atomique avec flamme (VARIAN AA40 FS), dans le laboratoire accrédité de la toxicologie à l'Institut National d'Hygiène (Rabat, Maroc). Pour réduire les interférences chimiques et la volatilité des Cr, Cu et Pb dans un four, un modificateur de matrice a été utilisé (mélange de PdCl_2 et MgNO_3). La courbe d'étalonnage a été faite par le "MSA (méthode d'addition standard)", la validité de cette méthode a été vérifiée par contrôle interne à l'aide des échantillons standards (Conseil National de Recherches de Canada : DORM-2) et par contrôle externe à l'aide d'exercices d'inter calibration (IAEA-MESL-2014-01-TE) en utilisant des échantillons de dopage sanguin, après, la linéarité de la courbe, la précision a été vérifiée par trois lectures successives pour chaque échantillon, la moyenne de ces mesures seraient pris en considération si le RSD (écart type relatif) était inférieure à 10%.

Tableau 14: Moyenne des Mesures biométriques effectuées sur les Muridae (Pds=Poids, LTC = longueur tête+corps, Q = longueur de la queue, Pp = longueur de la patte postérieure, Gr=Griffe, Or = longueur de l'oreille)

Espèces	Pds (g)	LTC (mm)	Q (mm)	Pp (mm)	Gr (mm)	Or (mm)
<i>Lemniscomys barbarus</i>	41,2	119,2	103	24,8	1,2	13,8
<i>Rattus norvegicus</i>	204,5	195,75	206,5	37,75	2,25	22,5
<i>Rattus rattus</i>	135	167	187,5	29	2	22
<i>Mus spretus</i>	10,7	76	65	11	0,5	12

✓ Test statistique

Les caractéristiques statistiques de base ont été calculés (moyenne, écart-type, minimum, maximum, médiane) et présentées à l'annexe 1. Nous avons utilisés d'une part, pour la comparaison multiple des moyennes, le test de Duncan-Waller à l'aide du logiciel **SAS (SAS version 9.0)** et d'autre part, pour regrouper les individus tenant compte de l'accumulation de chaque métal dans les différents tissus (foie, reins, cœur) l'analyse en composantes principales (ACP).

IV.3- Résultats

a- Mesures morphométriques

À l'issue de cette mission de piégeage, nous avons obtenu de faible rendement de capture qui pourrait être imputé aux mauvaises conditions climatiques lors du piégeage (vent, froid) ainsi qu'à un nombre limité de pièges et une forte fréquentation du site. C'est d'ailleurs pourquoi nous n'avons consacré que quatre jours à ce site.

b- Analyse des ETMs

Les concentrations de Cr, Pb, Cu, Zn et Fe dans le foie, les reins et le cœur des douze spécimens capturés sont répertoriées dans le tableau 15. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans le foie de *Lemniscomys barbarus* pour le Zn ($5,91 \pm 1,98$) et le Fe ($7,54 \pm 0,82$), pour le Cr ($7,20 \pm 0,45$) dans le cas de *Rattus norvegicus*, et pour le Cu ($98 \pm 6,00$), et le Pb ($33,80 \pm 4,80$) chez *Rattus rattus*.

Tableau 15: Valeurs moyennes \pm ET des éléments traces (Zn, Fe, Cu, Pb et Cr) dans les tissus des espèces de Muridae en $\mu\text{g/g}$

		<i>Lemniscomys barbarus</i> (n=5)	<i>Rattus norvegicus</i> (n=4)	<i>Mus spretus</i> (n=1)	<i>Rattus rattus</i> (n=2)
Foie	Zn	5.91 \pm 1.98	5.74 \pm 2.51	1.12	1.90 \pm 0.09
	Fe	6.93 \pm 0.79	7.54 \pm 0.82	3.47	3.39 \pm 0.83
	Cu	6.76 \pm 1.48	67.42 \pm 23.45	1.51	98.00 \pm 6.00
	Pb	7.54 \pm 2.24	26.48 \pm 13.26	1.32	33.80 \pm 4.80
	Cr	6.07 \pm 0.60	7.20 \pm 0.45	0.89	3.57 \pm 0.03
Rein	Zn	5.00 \pm 1.80	5.23 \pm 2.38	1,08	5.23 \pm 0.52
	Fe	5.62 \pm 0.62	5.11 \pm 1.41	0,8	5.11 \pm 0.32
	Cu	5.46 \pm 1.19	45.81 \pm 21.41	0,62	45.81 \pm 2.45
	Pb	5.85 \pm 2.28	22.94 \pm 11.75	1,06	22.94 \pm 2.25
	Cr	4.59 \pm 0.58	5.43 \pm 0.59	0,75	5.43 \pm 4.40
Coeur	Zn	3.01 \pm 1.21	3.23 \pm 0.65	0,3	3.23 \pm 0.00
	Fe	3.07 \pm 0.79	4.27 \pm 1.64	0,86	4.27 \pm 0.00
	Cu	3.70 \pm 0.88	33.74 \pm 17.69	0,59	33.74 \pm 4.16
	Pb	3.59 \pm 1.67	16.48 \pm 9.50	0,22	16.48 \pm 2.65
	Cr	2.60 \pm 0.61	2.91 \pm 0.65	0,13	2.91 \pm 5.15

La comparaison des niveaux des éléments traces dans les organes des espèces de rongeurs (avec trois valeurs au moins pour chaque espèce) montre que les concentrations en Zn, Cu et Pb ne sont pas significativement différentes entre les trois organes (foie, rein et cœur). Cependant, la concentration de Fe dans le foie est significativement plus élevée que dans les reins et le cœur. La concentration de Cr dans le foie et les reins est significativement plus élevée que celle du cœur (Fig.59).

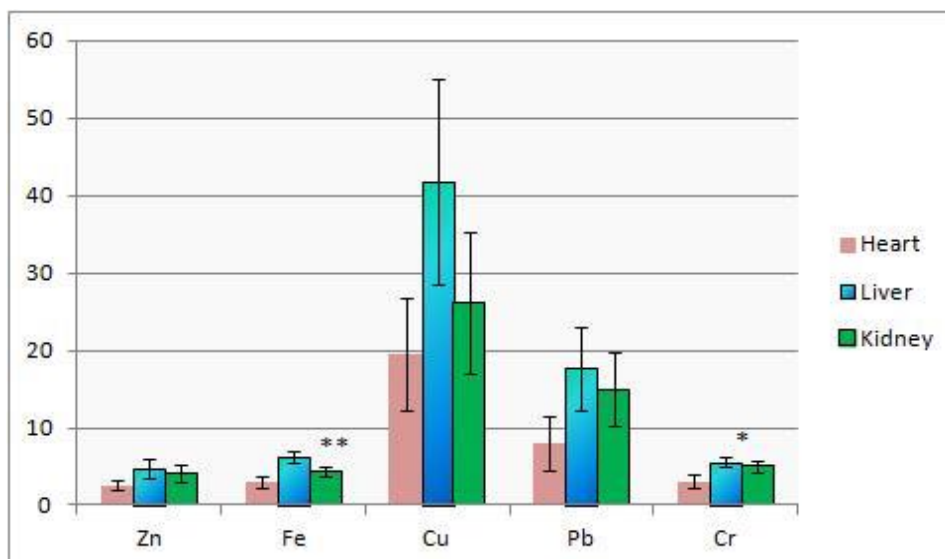


Figure 59 : Valeurs moyennes \pm ET des éléments traces (Zn, Fe, Cu, Pb et Cr) dans le foie, les reins et le cœur des Muridés (* p 0,05 ; ** p 0,01)

Sur la base des résultats du test Duncan-Waller, et après avoir testé l'ANOVA, la comparaison des niveaux d'accumulation des différents éléments traces dans chaque espèce de rongeur montre que le taux le plus élevé a été enregistré chez le genre *Rattus* suivi de *Lemniscomys* et *Mus* (tableau 16). En effet, sauf pour le Zn où aucune différence significative n'a été observée entre les quatre espèces ; les concentrations d'autres éléments (Pb, Cu) diffèrent significativement entre les espèces *Rattus norvegicus* et *Rattus rattus* d'une part et les *Mus spretus* et *Lemniscomys barbarus* d'autre part. Cependant, concernant l'accumulation de Cr, une différence significative a été observée entre l'espèce *Mus spretus* et les autres espèces (*Rattus norvegicus*, *Rattus rattus* et *Lemniscomys barbarus*).

Tableau 16: Comparaison des concentrations moyennes des éléments traces des espèces de Muridae par le test Duncan-Waller (Les moyennes avec la même lettre ne sont pas significativement différentes)

Espèces	Éléments traces				
	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Cr (µg/g)
<i>Rattus norvegicus</i>	4.733 a	5.639 a	48.99 a	21.966 a	5.178 a
<i>Lemniscomys barbarus</i>	4.641 a	5.209 a	5.31 b	5.659 ab	4.417 a
<i>Rattus rattus</i>	1.577 a	2.068 b	63.11 a	22.867 a	5.717 a
<i>Mus spretus</i>	0.833 a	1.710 b	0.91 b	0.867 b	0.590 b
LSD 0.05	5.091	2.351	28.69	18.002	2.833

Afin d'affirmer ces résultats, une ACP a été réalisée. Les deux premiers axes factoriels ont été retenus car ils représentent 82,24 % de la variance totale (Fig.60). Il ressort de cette analyse que

le *Mus spretus* et les juvéniles de *Lemniscomys barbarus* forment un groupe caractérisé par de faibles concentrations en éléments traces. Le *Rattus norvegicus* et les adultes de *Lemniscomys barbarus* sont caractérisés par des concentrations élevées et moyennes de Zn et de Fe, respectivement. Quant à *Rattus rattus*, il se caractérise par des niveaux élevés de Pb et de Cr. On distingue donc trois groupes :

- ✓ Groupe 1 : comprend l'espèce MS1 (19 ; 20 ; 21) qui a une faible teneur en cinq éléments traces analysés dans les 3 organes et les spécimens LB1 (1 ; 2 ; 3), LB2 (4 ; 5 ; 6) et LB4 (16 ; 17 ; 18) avec des teneurs moyennes dans les 3 organes.
- ✓ Groupe 2 : comprend RN2 (10 ; 11 ; 12), LB3 (13 ; 14 ; 15), LB5 (22 ; 23 ; 24) qui se caractérise par des concentrations élevées de Fe/Zn.
- ✓ Groupe 3 : défini par, RN4 (28 ; 29 ; 30), RN3 (25 ; 26 ; 27), RR1 (31 ; 32 ; 33), RR2 (34 ; 35 ; 36) qui ont une forte concentration de Pb / Cu. On note que RN1 quitte le groupe pour former un groupe isolé caractérisé par une forte concentration de Cr.

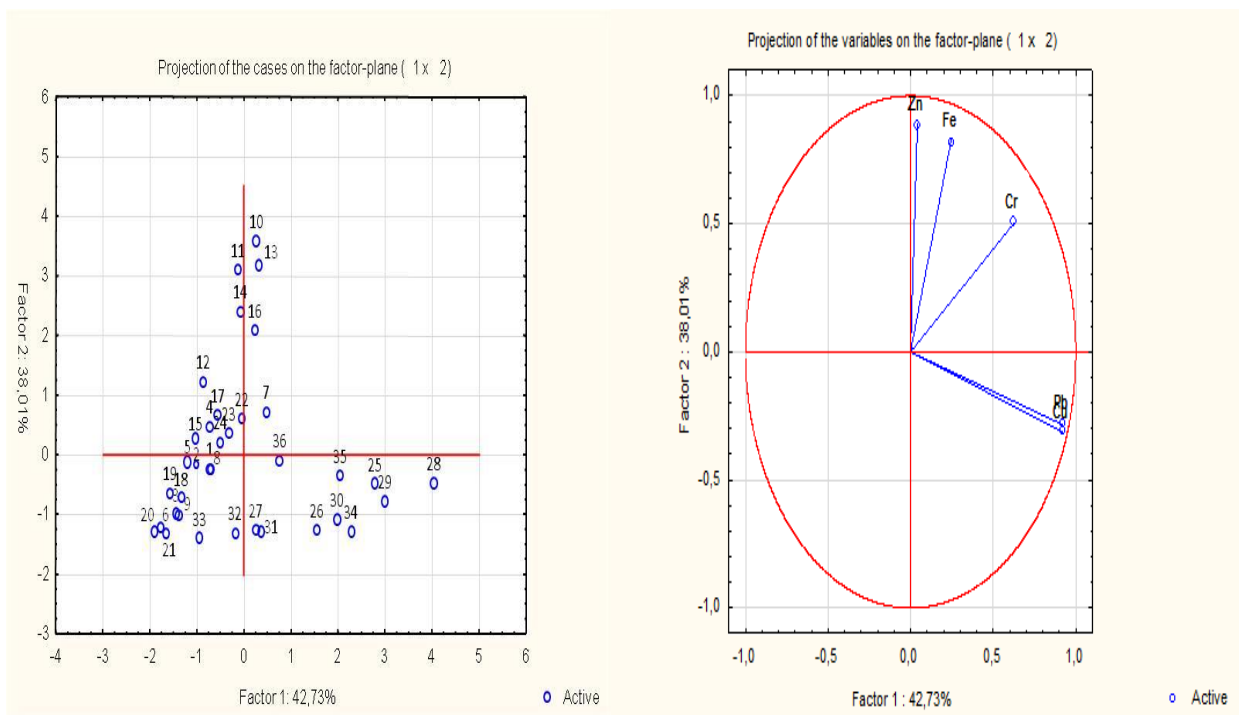


Figure 60 : Analyse en composantes principales appliquée aux concentrations des éléments traces chez les Muridés

IV.4- Discussion

Compte tenu de ces résultats, l'analyse en composante principale (ACP) montre que les concentrations les plus élevées des éléments traces ont été enregistrées dans le foie et les reins, tandis que les niveaux les plus faibles ont été détectés dans le cœur. Les niveaux significativement plus élevés de Fe et de Cu ont été observés dans le foie et les reins de *Rattus norvegicus*. Les plus faibles concentrations de ces éléments ont été détectées au cœur de *Mus spretus*. Chez les quatre espèces, la hiérarchie des concentrations de Zn, Fe, Cu et Pb est foie> rein> cœur, tandis que pour le Cr est rein> foie> cœur. Lorsque nous avons comparé les niveaux des éléments traces chez les espèces de rongeurs, nous avons constaté que le genre *Rattus* accumule des taux plus élevés suivis de *Lemniscomys* et *Mus*.

Les organes vitaux sont de bons biomarqueurs d'une accumulation à long terme de divers facteurs de risque, notamment des éléments essentiels et non essentiels. Les éléments essentiels sont nécessaires au bon fonctionnement des organismes vivants ; cependant, ils peuvent produire des effets toxiques lorsqu'ils sont consommés à des concentrations élevées (Angelova *et al*, 2004). Il a été rapporté que la bioaccumulation des éléments traces est un processus dont l'efficacité dépend à la fois du niveau de pollution, de l'âge individuel, et elle est également proportionnelle au taux d'absorption (Pokarzhevskij *et al*, 1985). Cependant, des différences de concentrations des éléments traces peuvent exister entre les mâles et les femelles, en particulier au début de la période de reproduction lorsque les femelles consomment plus de nourriture et accumulent des réserves de graisse.

Dans cette optique, l'accumulation accrue des éléments traces dans les organes de rongeurs étudiés pourrait être utilisée comme indication de la contamination du site. Il est connu que l'application de produits agrochimiques peut conduire à une accumulation plus importante d'éléments spécifiques, en particulier le Cu et le Zn dans le sol (Sawicka-Kapusta *et al*, 1987 ; Abt *et al*, 1998). De plus, il y a un trafic intense près du lieu de capture, qui est également considéré comme une source importante d'éléments de risque (Blagojevic *et al*, 2012) car au moins 90 % des éléments traces présents dans l'eau ruisselant de la route sont constitués de Cu, de Zn et de Pb. Il existe également une possibilité de retombées de poussières transportées dans l'air à partir de grandes zones industrielles comme Tanger et Tétouan. Cette hypothèse peut être étayée par une étude indiquant la possibilité de transporter divers xénobiotiques d'une région à une autre (Coggins *et al*, 2006). Il est également connu que la différence de concentration en éléments traces entre les espèces pourrait résulter des différences dans la structure de la population (Hunter B.A *et al*, 1989). De plus, ils peuvent être affectés par les habitudes

alimentaires modifiées, les pluies saisonnières, l'aspect de la biodisponibilité de la nourriture, la qualité de l'habitat et les préférences alimentaires de chaque espèce (Wijnhoven et al, 2007). Ces paramètres peuvent créer à la fois de grandes variations interindividuelles dans les indicateurs de santé. Quels que soient les facteurs à l'origine de l'accumulation des métaux dans les tissus des rongeurs, notre étude a montré que le genre *Rattus* est un meilleur indicateur de pollution que les genres *Lemniscomys* et *Mus*.

IV.5- Conclusion

Cette étude a illustré la pertinence de toutes les espèces comme bioindicateurs dans l'évaluation de la qualité de l'environnement. De plus, les niveaux élevés de Cu et de Zn dans les organes de rongeurs sont le résultat de la pollution causée principalement par les activités agricoles, tandis que ceux de Pb par le trafic routier. L'ampleur et l'étendue spatiale de l'accumulation de métaux traces chez ces espèces ont été classées comme des changements anthropiques « très graves ». Compte tenu de la position des rongeurs dans les réseaux trophiques, nous pouvons spéculer sur l'accumulation d'éléments dans les niveaux trophiques supérieurs et supposer un scénario de bioamplification significatif d'éléments potentiellement toxiques. Enfin, nous notons que nos valeurs sont légèrement moyennes aux résultats trouvés dans la littérature.

Chapitre V : Influence de l'âge sur la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez Apodemus sylvaticus de la Merja Zerga, Maroc

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans Saudi Journal of Biological Sciences

Résumé

L'influence de l'âge et du sexe sur la bioaccumulation des éléments traces chez *Apodemus sylvaticus* a été étudiée dans la lagune de la Merja Zerga au nord du Maroc. Cinq éléments (Zn, Pb, Cr, Cu et Fe) ont été analysés quantitativement par spectroscopie d'absorption atomique Varian AA 240 avec un four en graphite dans trois organes (foie, rein et cœur) provenant de spécimens d'âge et de sexe différents. La teneur maximale en éléments traces des échantillons analysés a été enregistrée chez les adultes et était limitée à 46,62ug / g pour le Pb et 35,1ug / g pour le Cu, alors qu'elle atteignait 22,69ug / g, 7,59ug / g et 6,78ug / g pour le Cr, Zn et Fe, respectivement. Des différences très significatives ont été enregistrées pour la bioaccumulation des éléments traces métalliques selon l'âge des individus et aucune différence significative n'a été observée entre les deux sexes parmi les spécimens étudiés. Nos résultats ont également révélé l'existence d'une forte corrélation ($r > 0,65$) entre la majorité des paramètres biométriques et les concentrations en éléments traces. En général, nous avons constaté que l'âge est un facteur critique dans l'estimation du niveau de pollution par les éléments traces. D'autres caractéristiques telles que l'habitat, les habitudes alimentaires et le comportement anti-prédateur de l'espèce doivent être étudiées.

Mots clés : Bioaccumulation, *Apodemus sylvaticus*, lagune de Merja Zerga.

V.1- Introduction

Depuis le XXe siècle, les connaissances concernant la contamination de l'environnement par des éléments traces métalliques n'ont cessé d'évoluer. Bien que ces éléments soient naturellement présents dans la croûte terrestre, la plupart des contaminations environnementales résultent de nombreuses activités humaines (Aziz *et al*, 2013). Les éléments métalliques sont l'un des principaux groupes de polluants, car ils posent un grave problème pour la vie en général (Nasrabadi *et al*, 2010) et une réelle menace pour l'environnement puisqu'ils ne peuvent pas être biodégradés et donc y persister pendant de longues périodes de temps (Okuku et Peter, 2012). L'impact de ces substances est très complexe tant que leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes, et que des phénomènes synergiques entre les éléments traces sont possibles et pourraient déclencher des effets complexes (Haider *et al*, 2004).

Une étude a montré que les organismes vivants ont besoin de quantités variables des éléments essentiels; cependant, certains niveaux excessifs peuvent être nocifs pour le corps. Par conséquent, lorsque ces organismes sont exposés aux métaux de manière active ou passive, leurs stades de développement sont entravés (Serbaji *et al*, 2012).

En raison de leur large distribution, les micromammifères conviennent pour étudier les effets de la pollution en tant que bioindicateurs (Chardi, 2007, Wijnhoven *et al*, 2008, Beernaert *et al*, 2008, Fritsch *et al*, 2010, Tête *et al*, 2014, Tifarouine *et al*, 2018). La souris des bois, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus 1758), est un exemple de ces espèces largement réparties en Afrique du Nord-Ouest et en Europe occidentale (Lalis *et al*, 2016). Elles accumulent de plus grandes quantités des éléments traces (Sawicka-Kapusta *et al*, 1995, Martiniakovà *et al*, 2012), mais cela ne signifie pas nécessairement que ces espèces sont les plus exposées aux effets toxiques de la pollution. La sensibilité de l'espèce est très variable et de nombreux mécanismes existent pour faire face aux toxines.

Dans cette perspective, cette étude vise à mieux comprendre le transfert et les impacts des polluants métalliques dans les écosystèmes, en caractérisant les mécanismes de réponse de certains modèles biologiques, notamment les rongeurs, à ce type de pollution. L'approche adoptée est basée sur l'analyse des données sur l'influence des caractéristiques individuelles (âge, sexe) et les effets des éléments traces.

V.2- Matériels et méthodes

V.2.1- Modèle biologique

La souris des bois est un rongeur que l'on trouve généralement dans les zones forestières du nord du Maroc, mais on le rencontre également dans les terres cultivées, sa nourriture est composée à 80% de plantes (Khidias *et al*, 2002). Ce rongeur, qui vit dans des terriers peu profonds, se caractérise par de longues oreilles et une queue couverte de poils sur toute sa longueur, il présente, comme la plupart de ses congénères, des membres postérieurs plus développés que les antérieurs. Il ressemble à la souris grise (*Mus musculus*), qui se distingue par sa taille plus grande, ses grands yeux (ceux des rongeurs nocturnes), son dos est gris-brun à rouge et son ventre est blanc.

a- Zone d'étude

L'étude est réalisée dans la forêt d'Ain Fefel près de la lagune de la Merja Zerga situé au nord du Maroc (près du village balnéaire de Moulay Bouselham, entre les villes de Kénitra et Larache). Cette lagune est une réserve biologique et aussi un site RAMSAR (1980) le plus

connu au Maroc. Son environnement est principalement d'origine tectonique et occupe une dépression d'environ 5000 ha située à la limite nord de la plaine du Gharb et à proximité de la marge sud-ouest de la chaîne de montagnes du Rif. Elle est entourée de basses dunes de sable dont l'une, en forme de rivage, sépare la lagune de l'océan et est interrompue par un ravin qui assure une communication permanente avec l'océan Atlantique. Le climat de cette région est méditerranéen avec une prédominance des influences océaniques (Benhoussa et al, 2000; Bazairi et al, 2003).

Trente-sept spécimens d'*Apodemus sylvaticus* ont été capturés (22 mâles et 15 femelles) dans la forêt de Ain Fefel, dominée par des oliviers sauvages, des chênes-lièges et des pins, habitats privilégiés de cette espèce. Une cinquantaine de pièges Sherman sont déposés dans l'après-midi, et sont récupérés tôt le lendemain matin. Les différents pièges appâtés (pain, huile d'olive, beurre de cacahuète, dattes) sont placés dans la végétation à au moins 5 m l'un de l'autre (Fig.61).

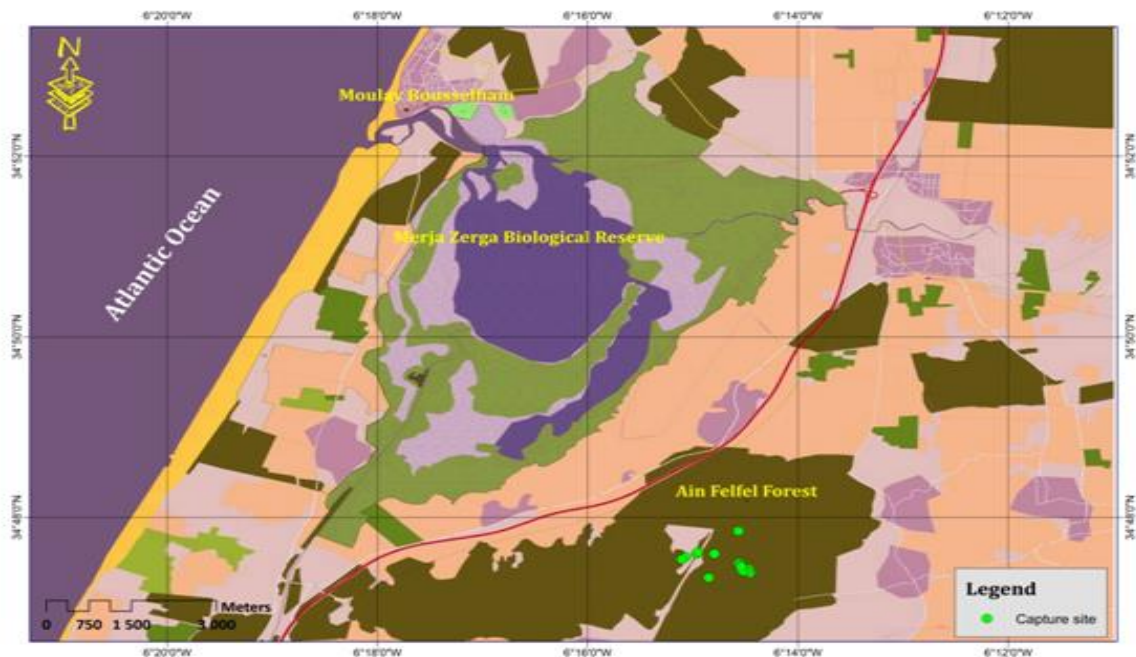


Figure 61: Localisation géographique des points d'échantillonnage

b- Paramètres morphométriques et analyses chimiques

Les échantillons de population collectés comprenaient 21 juvéniles et 16 adultes clairement séparables par poids corporel (W), dont la longueur comprenait la tête et le corps (TL), la queue (T), la patte postérieure (PL) et l'oreille E) (Fig.62).

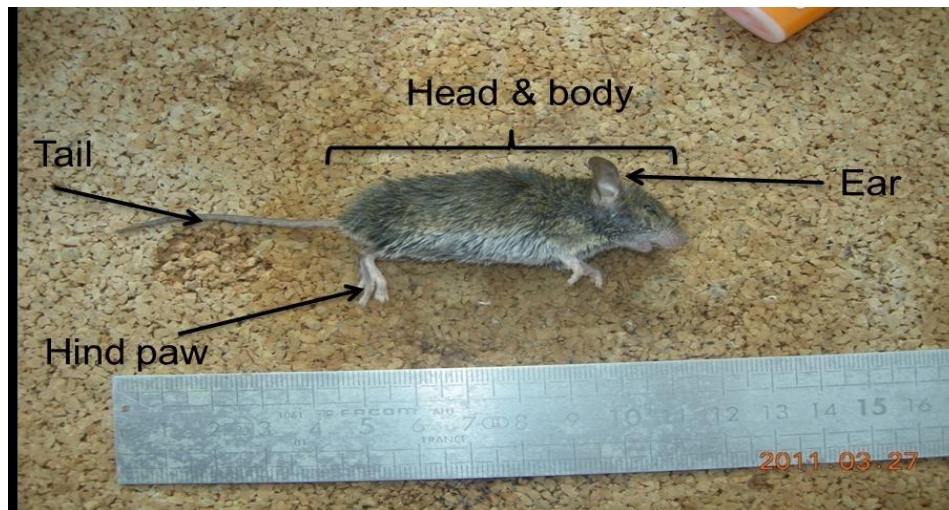


Figure 62: Mesures morphométriques effectuées sur des rongeurs

Les spécimens capturés sont sacrifiés avec du chloroforme, sexés, pesés et mesurés (longueur de la tête et du corps, longueur de la queue, longueur de la patte postérieure, longueur de l'oreille). Les échantillons de rein, de foie et de cœur ont été maintenus à -18°C jusqu'au dosage (l'absorption des éléments traces est principalement distribuée au niveau du foie et du rein, où concentre finalement près de la moitié de la charge totale de l'organisme). Par la suite, trois doses d'environ 0,5 g d'échantillons d'organes sont minéralisées à chaud à 120°C pendant 4 heures en présence de 3 ml d'acide nitrique suprapur (65% Merck), la solution de minéralisation a été diluée au volume final de 25 ml avec de l'eau bidistillée comme décrit par Auger (1989). Les concentrations de Pb, Cu et Cr dans les différents échantillons ont été analysées par spectroscopie d'absorption atomique avec four à graphite (Varian AA 240 120 GTA Z) (Chiffolleau et Truquet, 1994). La correction de fond se fait par un effet Zeeman, tandis que la dose de Zn et de Fe est réalisée par spectroscopie d'absorption atomique de flamme (VARIAN AA40 FS), dans le laboratoire accrédité de la toxicologie de l'Institut national d'hygiène (Rabat, Maroc). Pour réduire l'interférence chimique et la volatilité du Cr, Cu et Pb dans un four, un modificateur de matrice a été utilisé (mélange de PdCl_2 et MgNO_3). La courbe d'étalonnage a été générée par le "MSA (méthode d'addition standard)". La validité de cette méthode est vérifiée par un contrôle interne à l'aide d'échantillons standard (Conseil national de recherches du Canada: DORM-2) et par un contrôle externe à l'aide d'exercices d'inter-étalonnage (IAEA-MESL-2014-01-TE) qui utilise des échantillons de dopage sanguin. Après la linéarité de la courbe, la précision a été vérifiée par trois lectures successives pour chaque échantillon et la moyenne de ces mesures serait prise en considération si le RSD (écart type relatif) était inférieur à 10%.

c- Analyses statistiques

Les données concernant les paramètres morphométriques, les quantités d'éléments traces métalliques ainsi que le sexe des animaux (mâles ou femelles) et l'âge (adultes ou juvéniles) constituaient une structure matricielle qui a été soumise à l'analyse suivante:

- Une analyse multivariée de la variance pour évaluer l'effet du sexe et de l'âge sur la bioaccumulation des éléments métalliques.
- Une comparaison des moyennes pour détecter d'éventuelles variations morphologiques entre les spécimens marocains et ceux d'autres pays.
- Les coefficients de corrélation de Pearson (r) ont été calculés pour établir la relation entre les éléments traces et la taille individuelle. Des différences significatives ont été acceptées à $p < 0,05$.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel «R 2.7.1» (R Development Core Team, 2006) avec les packages supplémentaires suivants: ggfortify, lfd, ggplot2, devtools, FactoMineR, cluster et ade4.

V.3- Résultats

V.3.1- Paramètres morphométriques

Trente-sept spécimens d'*Apodemus sylvaticus* ont été capturés (22 mâles et 15 femelles) dans la forêt de Ain Felfel, dominée par des oliviers sauvages, des chênes-lièges et des pins, habitats privilégiés de cette espèce.

La morphométrie est un critère important pour identifier l'espèce. Les mensurations corporelles des différents individus capturés révèlent une certaine homogénéité avec les limites données par d'autres auteurs (Ben Salem *et al*, 2012, Çolak *et al*, 2004, Stoetzel *et al*, 2010). Le poids moyen est de $17,16 \pm 3,31$ g. Les mensurations corporelles montrent que la tête et la longueur du corps varient entre 74,0 et 101,0 mm (moyenne = $90,08 \pm 7,00$ mm). La longueur de la queue est comprise entre 57,0 et 116,00 mm avec une moyenne de $80,78 \pm 22,70$ mm. La patte postérieure a une moyenne de $20,45 \pm 1,91$ mm.

Une classification hiérarchique ascendante a été réalisée à partir des données morphométriques des moyennes d'*Apodemus sylvaticus* du Maroc (Stoetzel *et al*, 2010; Stoetzel *et al*, 2012; la présente étude), la Tunisie (Stitou *et al*, 2001; Saidi, 2006; Ben Salem *et al*, 2012), la France

(Rampaud, 1988), la Turquie (Çolak et al, 2004; Krystufek et Vohralik, 2009), l'Allemagne (Düsseldorf, 2007) et le Moyen-Orient (Filippucci et al, 1989; AbuBaker et Amr, 2008). Cette procédure a permis de distinguer trois groupes (Fig.63). Le groupe 1 comprend des espèces du Maroc, de France et d'Allemagne avec une distance de dissimilarité d'environ 0,10. Le second groupe comprend ceux de la Tunisie et de la Turquie avec une différence de 0,45, et le dernier groupe comprend celui du Moyen-Orient.

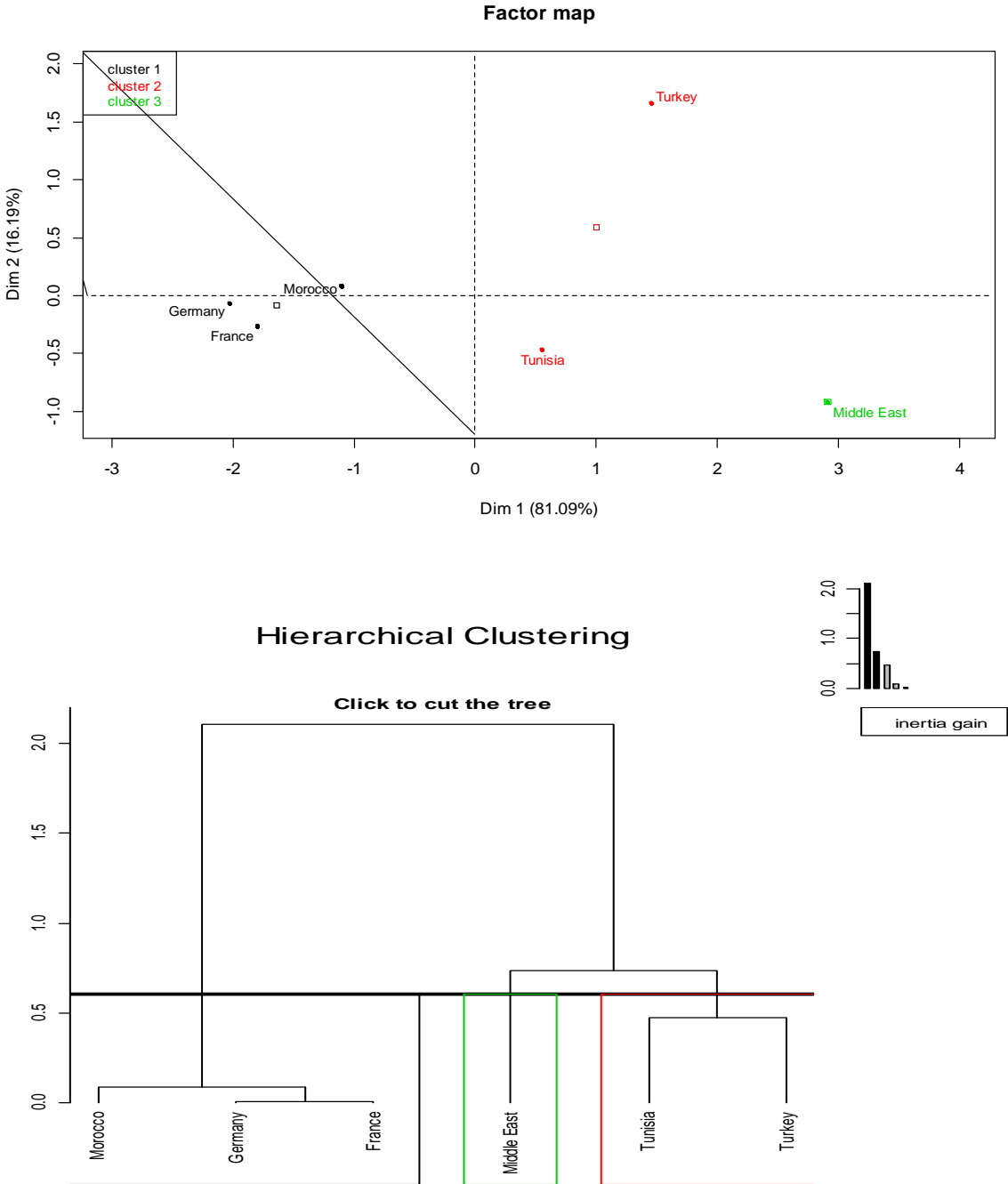


Figure 63: Analyse en composantes principales appliquée aux moyennes morphométriques des *Apodemus sylvaticus* du Maroc, de France, d'Allemagne, de Turquie, de Tunisie et du Moyen-Orient

V.3.2- Bioaccumulation des éléments traces par âge et sexe

L'intégration des résultats dans un Système d'Information Géographique (SIG) a permis la réalisation de plusieurs cartes thématiques relatives aux distributions spatiales des contenus en éléments traces métalliques (Fig.64).

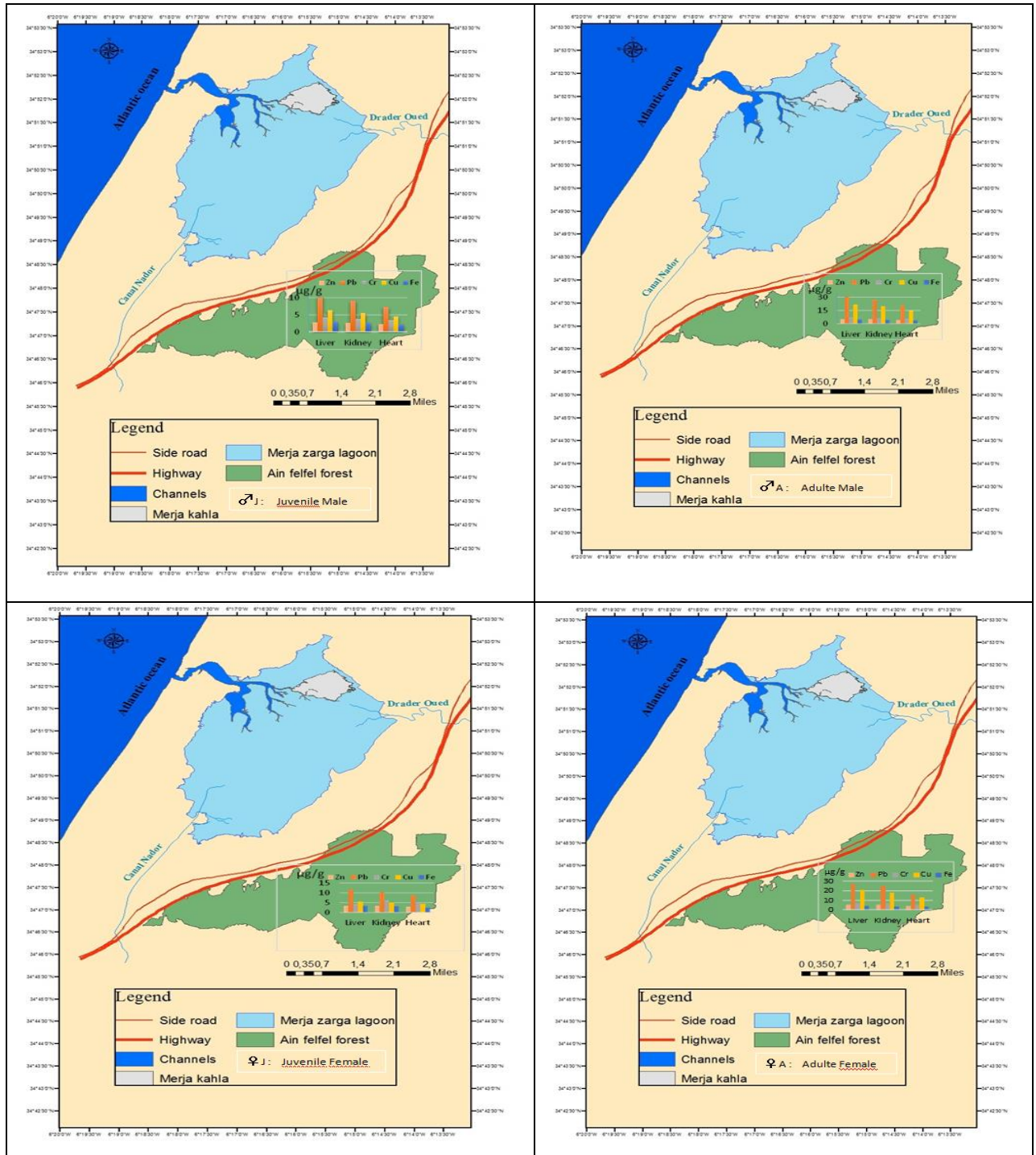


Figure 64 : Carte établie en fonction des concentrations des ETMs (Zn, Pb, Cr, Cu et Fe) dans les organes (Foie, Rein et Cœur) des différents individus capturés (MA: mâle adulte, MJ: mâle juvénile, FA: femelle adulte et FJ: femelle juvénile)

L'analyse du dosage des différents éléments traces d'*Apodemus sylvaticus* adulte montre qu'au niveau du foie, les concentrations les plus élevées sont celles de Pb et de Cu avec des valeurs maximales d'environ 46,62 ug/g et 33 ug/g respectivement. L'accumulation de Cr, de Zn et de Fe dans le même organe atteint respectivement des concentrations maximales de 10,87 ug/g; 7,59 ug/g et 6,56 ug/g. Au niveau du rein, les concentrations des éléments métalliques suivent la même hiérarchie avec des maximas de 39,75 ug/g pour le Pb et 29,17 ug/g pour le Cu. Quant au Cr, Zn et Fe, ils ne dépassent pas 12,53 µg/g; 7,31 ug/g et 6,78 ug/g respectivement. Enfin, les concentrations enregistrées des éléments traces dans le cœur montrent que ce dernier constitue l'organe qui accumule le moins par rapport au rein et au foie.

Chez les juvéniles d'*Apodemus sylvaticus*, le taux global d'accumulation des éléments traces est généralement inférieur à celui observé chez les adultes. Dans cette tranche d'âge, le foie reste l'organe qui concentre les plus grandes quantités d'éléments traces, en particulier le Pb et le Cu, dont les concentrations maximales atteignent respectivement 29,18 ug/g et 14,83 ug/g. Alors que les concentrations de Chrome, de Zinc et de Fer ne dépassent pas successivement 6,57 ug/g; 5,89 ug/g; 5,17 ug/g. De plus, les dosages de ces éléments traces dans les reins et le cœur de ces mêmes individus (juvéniles) donnent des concentrations beaucoup plus faibles que celles observées dans le foie.

Chez tous les individus de notre échantillon (mâles, femelles, adultes et juvéniles), le foie reste l'organe qui concentre la plus grande quantité d'éléments traces, suivi du rein et du cœur. Les teneurs en éléments métalliques dans les différents organes, ont respecté la même hiérarchie, les concentrations de Pb et de Cu étant les plus élevées suivies de celles de Cr, de Zn et de Fe.

L'application d'une analyse ANOVA à la matrice de l'ensemble de nos données a montré des différences statistiquement significatives dans les concentrations des éléments traces selon l'âge des individus (tableau 17).

Tableau 17 : Résultats de l'ANOVA à deux facteurs pour déterminer les effets du sexe et de l'âge chez *Apodemus sylvaticus* (foie, rein et cœur) et interactions sur les concentrations tissulaires métalliques (Zn, Pb, Cr, Fe et Cu)

Source	Zn	Pb	Cr	Cu	Fe
Sex (F _{Lead})	0.2412 ns	0.2715 ns	0.1508 ns	0.7934 ns	0.2675 ns
Age (F _{Lead})	36.7736***	36.2853***	42.3619***	67.2870**	14.8237 ***
as.factor (sex)×as.factor(age)	0.1720 ns	0.4598 ns	0.0039 ns	0.0006 ns	1.0388 ns
Sex (F _{Kidney})	0.6711 ns	0.1689 ns	1.4129 ns	1.2059 ns	0.0562 ns
Age (F _{Kidney})	32.6485***	36.5374***	2.3005 ns	85.0764***	10.3070**
as.factor (sex)×as.factor(age)	0.3073 ns	0.4356 ns	0.5554 ns	0.1208 ns	1.8110 ns

Sex (F _{Heart})	0.3250 ns	0.7368 ns	1.1903 ns	1.1186 ns	0.7168 ns
Age (F _{Heart})	29.2530***	25.7746***	2.3890 ns	92.1182***	14.1362***
as.factor(sex)×as.factor(age)	0.6951 ns	2.3744 ns	0.6487 ns	0.3101 ns	0.8231 ns

ns : aucune différence significative: *P<0.01; **P<0.001; ***P<0.0001

Cependant, aucune différence significative n'a été détectée entre les deux sexes. Cela semble être dû à la forte proportion de juvéniles dans notre échantillon (21 juvéniles et 16 adultes). Les mêmes analyses ont été répétées sur des individus adultes seulement, mais aucune variation dépendante du sexe n'a été détectée pour les concentrations de ces éléments.

V.3.3- Corrélations entre paramètres (morphométriques et ETMs)

La matrice de corrélation donne des estimations de l'ampleur des liens entre les différentes variables morphométriques et les taux de bioaccumulation des éléments traces dans les organes considérés dans cette étude (foie, rein et cœur). Ces liens sont traduits par des coefficients de corrélations qui varient entre -1 et 1. On estime que 2 variables sont fortement corrélées si leur coefficient a une valeur $R > 0,7$ alors que si $0,5 < R < 0,7$ la corrélation entre les paramètres est considéré comme modéré.

L'analyse de cette matrice (Fig. 65) montre que le poids des individus (W) est fortement corrélé avec TL (R = 0,82), KPb (R = 0,73), LPb (R = 0,72), LZn (R = 0,71), et modérément corrélé avec KZn (R = 0,68) et HCu (R = 0,68). En revanche, TL a une forte corrélation avec Pp (R = 0,87), et une moyenne avec HCu (R = 0,68) et LZn (R = 0,61). D'autres corrélations pourraient être détectées entre les différents éléments, ce qui reflète leurs implications pour les principaux processus qui se déroulent au niveau des organes (LZn-LPb (0,75); LZn-KPb (0,76); LZn-HPb (0,73); LZn-HCu (0,70); LPb-KZn (0,72); LCr LCu (0,76); LCr-LFe (0,71); LCr-KCu (0,78); LCr-HCu (0,83); LFe-HZn (0,70)).

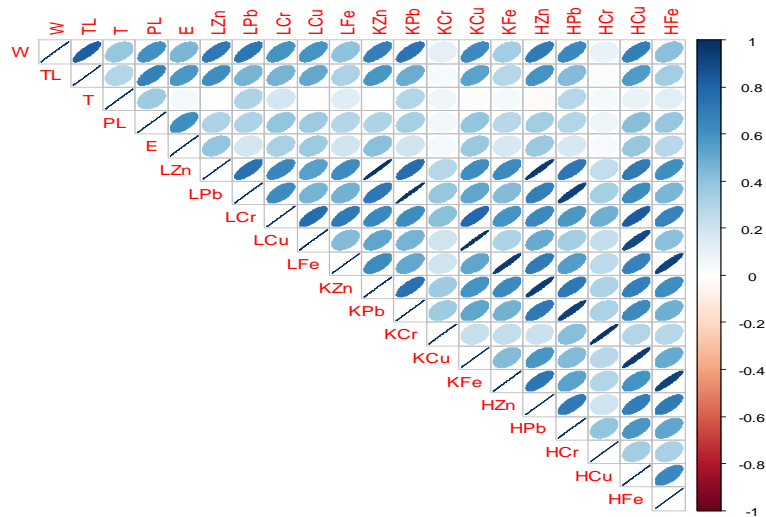


Figure 65 : Corrélations entre les variables morphométriques et les teneurs en éléments traces dans les organes (Foie : LZn, LPb, LCr, LCu, LFe; Rein: KZn, KPb, KCr, KCu, KFe; Coeur: HZn, HPb, HCr, HCu, HFe)

Pour confirmer les différents résultats obtenus, et afin d'identifier une typologie de tous les individus en fonction de leurs caractéristiques morphologiques et des taux d'accumulation des éléments traces dans leurs organes, nous avons réalisé une analyse en composantes principales (ACP) sur la matrice de l'ensemble de nos données. La projection des coordonnées des différentes variables sur le plan F1xF2 des deux premières composantes principales, qui représentent 64,30% de la variance totale, montre que l'axe F1 est fortement corrélé aux variables biométriques (W, TL, T, PL, E) et les concentrations de Cu, de Zn, de Pb et de Fe dans les différents organes. Alors que seules les concentrations de Cr dans le rein et le cœur montrent une forte corrélation avec l'axe F2 (Fig. 66).

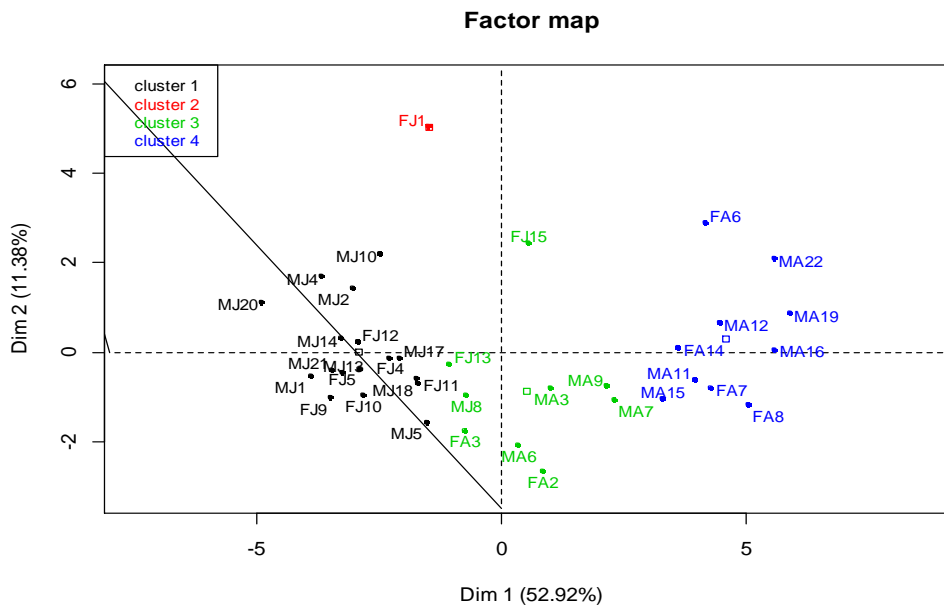
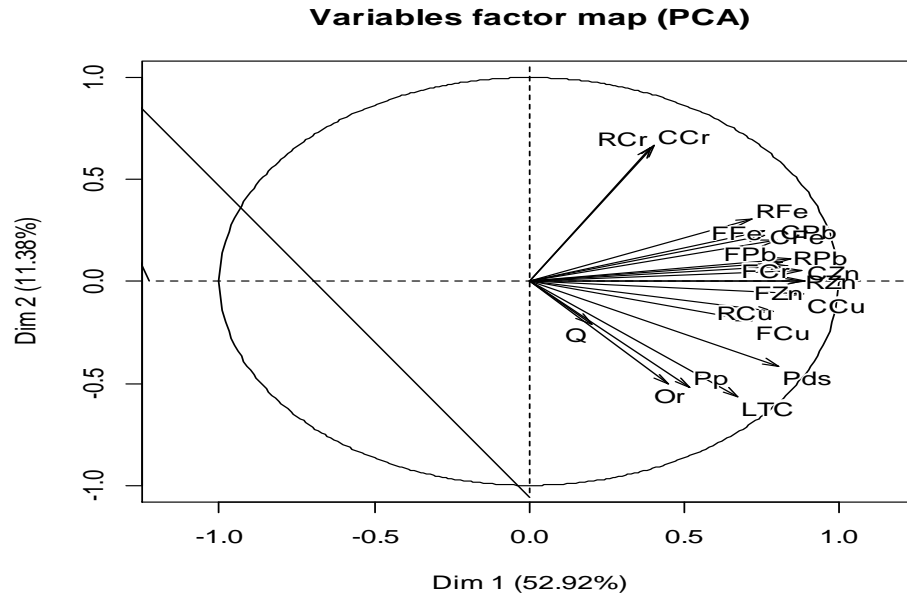


Figure 66 : Analyse en composantes principales appliquée à la concentration des éléments traces d'*Apodemus sylvaticus* capturé

L'organisation des différents individus dans le même plan factoriel F1xF2 permet de distinguer 4 groupes (cluster) qui sont répartis selon l'axe F1 :

- ✓ Groupe 1: positionné vers les valeurs positives de l'axe F1 et constitué d'individus adultes mâles et femelles caractérisés par une grande taille (W et TL) et ayant des concentrations élevées en éléments traces métalliques (Cu, Zn, Pb, Fe) dans les trois organes.

- ✓ Le groupe 2, situé de l'autre côté du premier groupe, contient des individus juvéniles des deux sexes avec une petite taille et de faibles niveaux d'accumulation d'éléments traces métalliques.
- ✓ Le groupe 3 (position intermédiaire entre les groupes 2 et 4) comprend les individus MA7, MA9, MA3, FA3, MA6, FA2, MJ8, MJ13 et FJ15 avec des niveaux moyens des éléments traces.
- ✓ L'échantillon FJ1, qui est un sub-adulte, s'individualise vers les valeurs positives de l'axe F2 en raison de sa forte teneur en Cr dans le cœur (17,63µg / g) et les reins (22,69µg/g).

V.4- Discussion

Les résultats obtenus indiquent que les populations marocaines d'*Apodemus sylvaticus* présentent à peu près les mêmes caractéristiques morphologiques que celles de la France, de l'Allemagne, de la Turquie, de la Tunisie et du Moyen-Orient. Il ressort également que la queue (T) des individus augmente avec le taux d'augmentation de leur patte postérieure (PL) et que les individus de faible poids, leurs pattes postérieures ont tendance à avoir une longueur importante permettant à ces individus de sauter. D'après les archives fossiles, l'espèce *Apodemus sylvaticus* a colonisé le Maroc et l'Algérie pendant l'Holocène (Stoetzel, 2013), après sa migration depuis l'Europe par le détroit de Gibraltar (Lalis, 2016), alors qu'elle est présente en Europe depuis le début de la Pléistocène (Cuenca-Bescós al, 2010). Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer l'arrivée de la souris des bois en Afrique; ils supposent que cette espèce est originaire du sud-ouest de l'Europe et que son introduction est probablement anthropique (Libois et al, 2001). Cela confirme la grande similitude observée entre nos spécimens marocains et ceux d'autres pays européens. Ce pourcentage de similitude entre toutes ces populations peut atteindre 95%. Tchernov (1979) a démontré une forte affinité génétique entre les populations du Moyen-Orient et des Balkans, ce qui suggère que le genre *Apodemus* a probablement envahi le Moyen-Orient depuis le sud de l'Europe. Une analyse mitochondriale et microsatellitaire réalisée par Lalis *et al* (2016) a révélé une faible variabilité dans la lignée nord-Africaine (Maroc, Algérie et Tunisie) suggérant que les souris nord-Africaines forment une seule population. Il convient également de noter que les différences entre les populations sont probablement dues au fait qu'elles sont séparées géographiquement et vivent dans des conditions écologiques nettement différentes. Les études de Bernardo (1994) et Klaassen (1995) ont démontré que les traits du cycle biologique et les taux métaboliques varient d'une population à l'autre, apparemment comme une réponse adaptative à différents environnements.

Comme décrit précédemment par Martiniaková *et al.*, (2012), Tête *et al.*, (2014) et Tifarouine *et al.*, (2018); les rongeurs ont été largement utilisés comme bio-indicateurs de contamination métallique. En effet, ils peuvent fournir des informations sur les caractéristiques, les quantités et les types de polluants présents dans l'environnement. Les résultats que nous avons obtenus ont montré des différences très significatives dans la bioaccumulation des métaux traces selon l'âge des individus dans la population. Les adultes ont accumulé environ deux fois plus de Pb et de Cu dans les tissus du foie, des reins et du cœur que les juvéniles. Ces résultats ont également montré que la concentration hépatique de plomb atteignait un maximum de 46,62 µg/g chez l'adulte et de 25,07 µg/g chez le juvénile, ce qui explique leur forte capacité à réguler les ETMs de manière homéostatique dans leurs tissus mous. De plus, l'accumulation de plomb dans différents organes suit la même hiérarchie Rein > Foie > Cœur. Contrairement au plomb, l'accumulation de cuivre a culminé dans le cœur ($F = 94,02$, $p < 0,0001$), ce qui peut être lié à la nécessité d'une fonction myocardique. En effet, Angelova *et al.*, (2004), ont montré que les métaux essentiels sont nécessaires au bon fonctionnement des organismes vivants. Cependant, ils peuvent également produire des effets toxiques lorsque leur consommation atteint des concentrations élevées. A cet égard, nos résultats confirment des différences significatives dans l'accumulation de Zn, de Fe et de Cr. Les concentrations hépatiques de Cr étaient plus élevées que celles de Zn et de Fe. Cependant, aucune différence de Cr n'a été observée dans les tissus rénaux et cardiaques, alors que la hiérarchie des concentrations dans ces tissus était $[Zn] > [Fe]$. Néanmoins, des niveaux élevés des éléments traces dans le corps pourraient être causés par une mauvaise excrétion rénale.

Sur la base des résultats obtenus, les corrélations observées entre les ETMs de l'*Apodemus sylvaticus* indiquent des valeurs significatives des couples Zn-Pb ($R > 0,70$); Cr-Cu ($R > 0,75$); Fe-Zn ($R > 0,70$). En plus de leurs niveaux toxiques, l'interaction entre les éléments traces a un effet très néfaste, car ces mélanges peuvent augmenter les effets toxiques par synergie (Açikel et Alp, 2009; Desaunay, 2011). Nos données concordent avec les relations rapportées pour Fe-Zn, Cr-Cu et Zn-Pb (Goix, 2012). En effet, il existe également des interactions entre les éléments traces et d'autres produits chimiques tels que les pesticides et les ions majeurs (sodium, potassium, calcium et magnésium). Les résultats indiquent également des corrélations très importantes, en particulier entre les variables corporelles et les concentrations des éléments traces, W-Pb ($R > 0,70$), W-Zn ($R > 0,65$) et TL-Cu ($R > 0,65$), on peut dire que l'accumulation de métaux traces est influencée par la taille des individus, la durée d'exposition aux polluants et l'âge de la population (Scheirs, 2006). La grande variation de la concentration de métaux

dans une même population pourrait être justifiée principalement par des paramètres biotiques et abiotiques.

De manière globale, on peut dire que nos recherches montrent une accumulation importante accrue d'éléments traces métalliques dans les organes de l'espèce *Apodemus sylvaticus* étudiée. Ce fait s'explique par la zone d'étude qui est essentiellement agricole. La Merja Zerga est située sur deux grands périmètres agricoles : Gharb et Loukkos. La plaine du Gharb est l'une des plus importantes zones de production maraîchère du Maroc (ORMVAG, 2010). Dans le même temps, le Loukkos couvre une vaste zone agricole au niveau national, principalement dans la production de fraises (80%), de riz, d'arachides (20%) et de cultures sucrières (15%). En général, ces cultures consomment beaucoup de pesticides. Selon l'ORMVAG (2007), 12 résidus de pesticides ont été enregistrés au périmètre du Gharb dans les ressources en eau et en sol, ce qui peut conduire à une accumulation ultérieure d'éléments spécifiques, notamment le Cu et le Zn dans le sol. A proximité du lieu de capture, il existe un trafic routier lourd et dense considéré comme source d'éléments de risque, en l'occurrence le Pb (Blagojevic, 2012), notamment en été, lorsque les conditions climatiques favorisent la dispersion des polluants (absence de vent et de pluie). Selon la bibliographie, l'usure abrasive et mécanique des systèmes de freinage contribue principalement aux émissions des éléments traces par les véhicules. Néanmoins, si les émissions du trafic routier sont généralement enregistrées, des différences géographiques existent en raison des additifs et lubrifiants utilisés, qui varient d'un pays à l'autre (Sternberck *et al*, 2002 ; Lin *et al*, 2005). De plus, les eaux de ruissellement de la route comportent principalement du Cu, du Zn et du Pb (Coggins, 2006). Il existe également une possibilité de contamination par la poussière produite, par les zones industrielles de Kénitra, Larache et Tanger, et transportée dans les airs. Cette hypothèse devrait être confirmée par d'autres études mettant en évidence la possibilité du transport des éléments toxiques à longue distance. L'industrie charbonnière est l'une des sources les plus importantes de contamination environnementale, car sa poussière contient du zinc, du cuivre, du plomb et du cadmium, et cette contamination peut augmenter la teneur en éléments des tissus de mammifères qui peuplent ces zones. Nous avons également émis l'hypothèse que l'apport anthropique des éléments traces dans l'environnement résulte de sources industrielles, d'applications agricoles et d'activités urbaines (Onder, 2007).

V.5- Conclusion

La présente étude analyse à la fois la bioaccumulation des éléments traces dans les organes d'*Apodemus sylvaticus* de la Merja Zerga et la variation géographique de la taille corporelle de

cette espèce dans d'autres pays. Nous avons constaté que l'efficacité du processus de bioaccumulation ne dépend que de l'âge individuel, tandis que le sexe n'a aucun effet. Nos résultats ont montré que les adultes, malgré le faible taux de leur métabolisme, accumulaient environ deux fois plus d'éléments traces dans leurs tissus que les juvéniles. Il affirme également que le transfert de polluants de l'environnement vers l'*Apodemus* est dû à une contamination par ingestion directe de particules de sol et / ou transfert à travers le réseau trophique (Gonzalez, 1999). Nous soupçonnons que le temps d'exposition, la dispersion des métaux traces et la structure de la population peuvent être des facteurs importants dans la bioaccumulation des éléments traces chez cette espèce.

Chapitre VI : Evaluation de la bioconcentration des éléments traces chez la souris d'Afrique du Nord (Mus spretus) sur deux sites marocains

Ce chapitre fait l'objet d'une publication acceptée à *Biologia*

Résumé

De nombreux micromammifères se sont révélés vulnérables aux éléments traces métalliques et sont adaptés donc à la biosurveillance. L'objectif de notre recherche est d'évaluer le niveau de concentration de cinq éléments traces (Cu, Pb, Cr, Fe et Zn) dans les organes (foie, reins et cœur) de *Mus spretus* de deux sites marocains, Merja Zerga et Dayet Erroumi, menacée par l'utilisation massive d'engrais. Les concentrations de métaux dans les tissus de cette espèce variaient considérablement selon l'âge, le sexe, les sites et les organes. La concentration de Cu dans le foie était la plus élevée de tous les métaux et a été enregistrée chez les femelles adultes de la Merja Zerga avec un maximum de $60 \mu\text{g g}^{-1}$; à Dayet Erroumi, elle était d'environ $14 \mu\text{g g}^{-1}$. Nous avons aussi trouvé une tendance similaire pour le Fe, le Pb, le Cr et le Zn dans les trois organes chez les mâles et les femelles des deux sites. Des différences très significatives entre les femelles des deux sites ont été enregistrées pour les variables poids (W) et la longueur tête-corps (TL) ($t = -3,992$; $p < 0,001$ et $t = -2,242$, $p < 0,05$), cependant, un modèle similaire de bioaccumulation a été révélé chez les mâles des deux sites. Le suivi spatio-temporel chez les petits mammifères doit être étudié, mais nécessite l'application d'un estimateur non léthal dans le cadre d'une approche de conservation multicritère.

Mots clés : biosurveillance, éléments traces, *Mus spretus*, Merja Zerga, Dayet Erroumi.

VI.1- Introduction

La pollution métallique occupe une place prépondérante parmi les divers processus de perturbations anthropiques qui affectent le cours normal des systèmes vivants. Contrairement à la pollution organique, la contamination par des éléments traces métalliques pose un sérieux problème environnemental car elle s'accumule et peut persister longtemps dans le sol (Alimohammad Kalhori *et al*, 2012; Ashraf *et al*, 2012; Okuku et Peter, 2012) ce qui constitue une menace réelle pour la santé humaine (Fritsch *et al*, 2010; Mzoughi et Chouba 2012; Ghaderi *et al*, 2012; Slavka Stankovic *et al*, 2014; Benabbou *et al*, 2015). Les organismes vivants ont besoin de concentrations spécifiques d'éléments essentiels, tels que le Fer (Fe) et le Zinc (Zn), mais ils peuvent être toxiques pour l'organisme à des niveaux élevés. D'autres éléments non essentiels tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le chrome (Cr) qui dépassent les seuils autorisés interfèrent avec le fonctionnement normal des processus biologiques. Ces éléments

métalliques peuvent pénétrer dans le corps des organismes vivants à tous les stades de développement (Ogundiran *et al*, 2008; Serbaji *et al*, 2012).

De nombreuses études ont étudié la contamination par les métaux traces des micromammifères. La mesure des concentrations de métaux dans les organes cibles de petits mammifères sauvages peut révéler les niveaux élevés de ces métaux dans l'environnement. En fait, cela peut s'expliquer par la pollution de l'environnement, en plus des résidus de métaux dans le sol et les organes ou tissus du corps étaient à noter (Tête *et al*, 2014). En effet, des études menées dans différentes régions de plusieurs pays ont affirmé que les petits mammifères terrestres bioaccumulent les métaux dans leurs tissus (Metcheva *et al*, 2002; Ieradi *et al*, 2003; Blagojević *et al*, 2012; Tête *et al*, 2014) et plusieurs espèces ont été proposées comme indicateurs prometteurs pour estimer les risques de pollution par les éléments traces métalliques.

A part l'étude réalisée par Tifarouine *et al*, (2018; 2019), aucune information concernant la contamination métallique des petits mammifères (rongeurs) marocains n'est disponible. En plus des analyses en laboratoire, les rongeurs constituent un véritable modèle pour comprendre les effets des contaminants métalliques in situ. De plus, le comportement et la distribution des métaux traces dans leurs tissus sont similaires à ceux des humains (Damek-Poprawa M *et al*, 2003).

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer la bioconcentration de cinq éléments traces métalliques (Cu, Pb, Cr, Fe et Zn) chez les rongeurs de deux sites d'intérêt majeur pour la biodiversité marocaine; Dayet Erroumi et Merja Zerga menacées par l'utilisation massive d'engrais. L'espèce *Mus spretus* a été utilisée comme bioindicateur pour évaluer le risque potentiel d'exposition aux métaux traces (Garcia-Sevillano *et al*, 2014; Quina *et al*, 2019).

VI.2- Matériels et méthodes

VI.2.1- Sites d'étude

Cette étude a été réalisée dans deux zones (Fig.67) caractérisées par des activités intenses en termes de pêche, d'élevage et d'urbanisation forte:

Merja Zerga, située au nord-ouest du Maroc (34°47'N, 6°13'W), couvre une superficie de 30 km², avec une longueur maximale de 9 km et une largeur maximale de 5 km. Elle est divisée en deux zones de superficie et d'importance inégales (Merja Kahla de 3 km² et Merja Zerga de 27 km²). En plus de son afflux de marée, le système lagunaire reçoit un drainage principalement de la rivière Drader à l'est et du canal de Nador au sud.

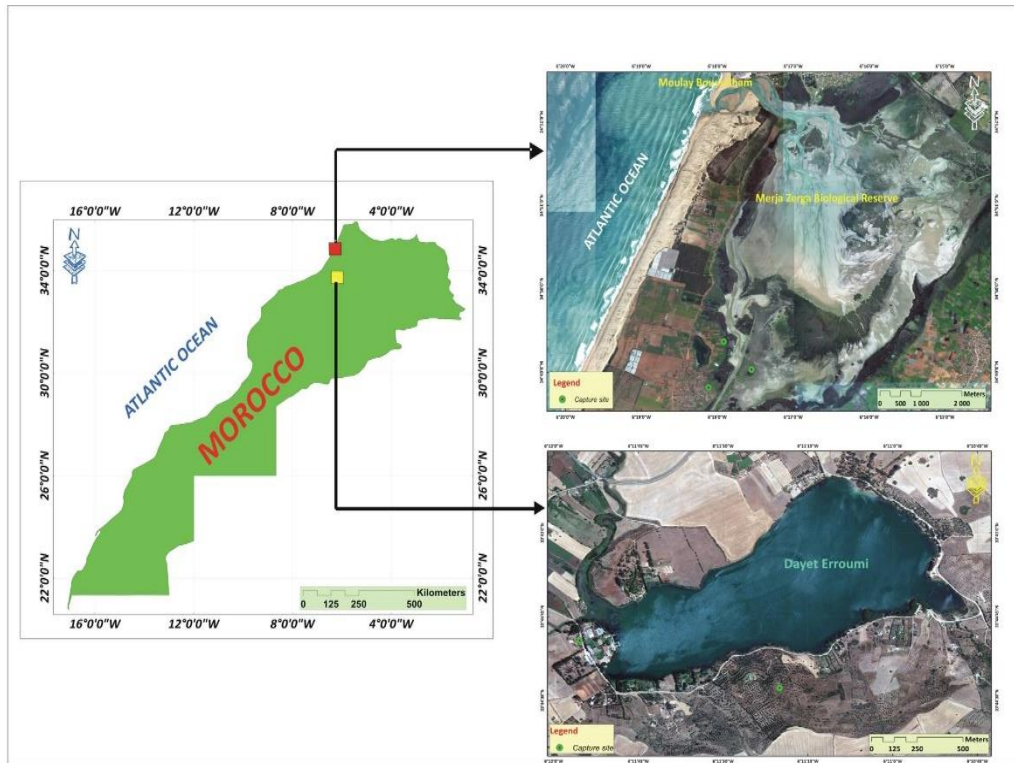


Figure 67: Localisation géographique de la zone d'étude

Ce site paralique est l'un des quatre premiers sites de la Liste RAMSAR, reconnu mondialement pour sa diversité biologique (Benhoussa *et al*, 1999; Bazaïri *et al.*2003; Maanane *et al*, 2013; Ainou, 2016; Touhami *et al*, 2018), c'est le meilleur site d'hivernage et de migration des oiseaux d'eau (Qninba *et al*, 2006; Cherkaoui et Lamrani 2007; Touhami *et al*, 2018). L'activité agricole est très développée sur le site et utilise beaucoup d'engrais et de produits phytosanitaires.

Dayet Erroumi est situé à 15 km de Khemisset ($33^{\circ}45'N$ et $6^{\circ}12'W$), classé comme site d'intérêt biologique et écologique du Maroc. C'est un lac peu profond de près de 90 ha (14 m maximum) caractérisé par un climat semi-aride et un régime pluviométrique méditerranéen (Bounif I. *et al*, 2017). Le lac est alimenté par les eaux souterraines et un ruisseau du sud-est. Au nord-est, une plate-forme correspondant à la sortie du lac fait la jonction entre le lac et un ruisseau permanent (Oued Rehhou). À l'extrémité nord-est du lac, s'ouvre un canal de drainage d'une dépression marécageuse située à 1 à 2 km au nord-est du lac.

VI.2.2- Techniques d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé la nuit par des pièges de type Sherman, appâtés par un mélange de beurre de cacahuète, d'olive et de pain. 100 pièges sont déposés le long de transects de six hectares. Les captures ont été effectuées lors de sessions de piégeage de cinq nuits par site.

Au total 71 spécimens de *Mus spretus* ont été collectés, dont 25 mâles et 14 femelles capturées à la Merja Zerga, et 12 mâles et 20 femelles échantillonnées à Dayet Erroumi. Notons que ces petits mammifères sont herbivores et ont une activité nocturne. Tous les individus capturés ont été pesés (W), mesurés la longueur de la tête et du corps (TL), la longueur des oreilles (E) et la longueur de la patte postérieure (PL) et sacrifiés par inhalation de chloroforme. Après cela, leurs organes (foie, rein et cœur) ont été extraits et maintenus à -18 ° C jusqu'à l'analyse.

VI.2.3- Analyse des éléments traces

Les organes ainsi prélevés sont préalablement pesés avant d'être minéralisés à chaud à 120 °C pendant 4 heures selon un procédé du laboratoire de toxicologie accrédité de l'Institut national d'hygiène (INH Rabat, Maroc). La détermination des éléments métalliques dans les trois organes est effectuée sur les minéralisés après dilution. Les concentrations en Pb, Cu et Cr ont été déterminées par spectroscopie d'absorption atomique avec un four à graphite (Varian AA 240 120 GTA Z) (Chiffolleau et Truquet, 1994), la correction de fond est effectuée par un effet Zeeman. Les teneurs en Fe et Zn ont été dosés par spectroscopie d'absorption atomique de flamme (VARIAN AA40 FS). Pour réduire les interférences chimiques et la volatilité du Cr, Cu et Pb dans un four, un modificateur de matrice est utilisé (mélange de PdCl₂ et MgNO₃).

VI.2.4- Analyse statistique

A partir de chaque tissu, une mesure globale du sexe, de l'âge et de l'effet du site sur les concentrations des éléments traces a été obtenue par une analyse multivariée à quatre variables de la variance (MANOVA). La normalité et l'homogénéité des variances des variables susmentionnées ont été vérifiées. Les différences ont été considérées comme statistiquement significatives à p-value ≤ 0,05. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées par le logiciel R en utilisant les packages FactoMiner, Factoextra, ggplot2 et corrplot.

VI.3- Résultats

VI.3.1- Caractérisation morphologique

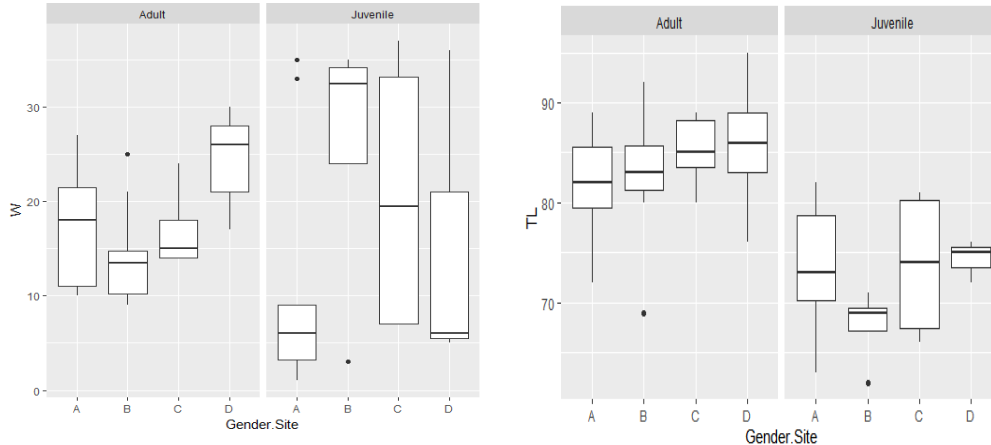
Un total de 39 individus a été capturé à la Merja Zerga et 32 spécimens à Dayet Erroumi. Les mâles dominent au niveau de la Merja Zerga avec 25 individus, alors que les femelles sont plus abondantes à Dayet Erroumi.

Notons également que les proportions de juvéniles sont plus importantes dans l'échantillon de la Merja Zerga que dans celui de Dayet Erroumi, avec respectivement 46,15 % et 21,87% du total des captures dans chaque site (tableau 18).

Tableau 18: Répartition des spécimens capturés selon l'âge et le sexe (♂, ♀)

Site	Age		Total
	Juveniles	Adults	
Merja Zerga	18 (14,4)	21 (11,10)	39 (25,14)
Dayet Erroumi	7 (4,3)	25 (8,17)	32 (12,20)

L'analyse comparative des caractères morphométriques (poids (W), longueur de tête-corps (TL), longueur des oreilles (E) et la longueur de la patte postérieure (PL)) de la population de la Merja Zerga et celle de Dayet Erroumi montre que la valeur de poids la plus élevée est enregistrée chez les femelles de Dayet Erroumi avec un maximum de 19,2 g suivies par les mâles de la Merja Zerga avec une valeur de 17 g (Fig .68). Les femelles de Dayet Erroumi ont également des tailles plus grandes avec des valeurs TL d'environ 95 mm, suivies de près par les femelles de la Merja Zerga qui ont enregistré des valeurs TL de 92 mm. Les mâles des deux sites ont des tailles comparables avec des valeurs TL atteignant 89 mm. La longueur de l'oreille (E) et la longueur des pattes postérieures (PL) ont montré des valeurs comparables dans les deux sexes des deux populations.



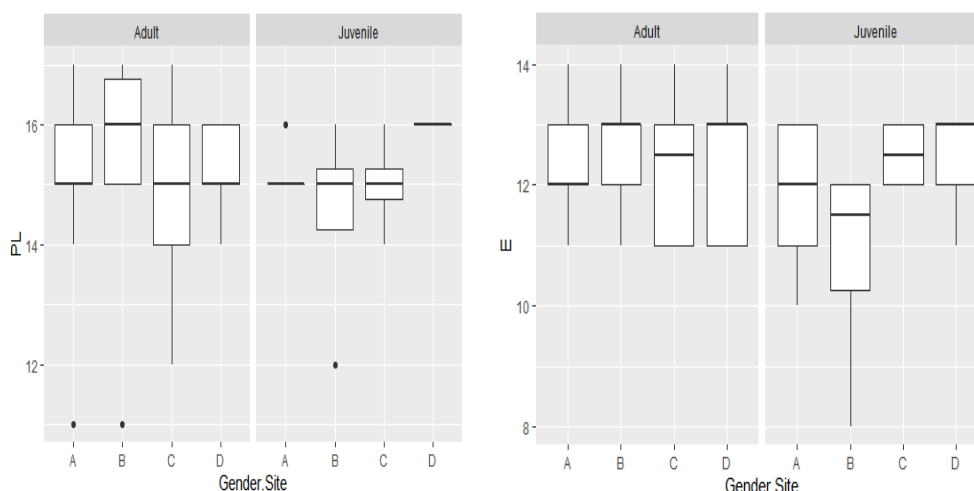


Figure 68: Mesures corporelles (poids: W, longueur tête-corps: TL, longueur des oreilles: E et longueur des pattes postérieures: PL) de *Mus spretus* capturé à la Merja Zerga et à Dayet Erroumi (A: Mâle Merja Zerga et B: Femelle Merja Zerga; C: Mâle Dayet Erroumi et D: Femelle Dayet Erroumi)

Les femelles ont un poids plus élevé que les mâles à Dayet Erroumi ($t = -3,315$ et $p < 0,001$). Lors de la comparaison des femelles des deux sites, nous avons constaté que les femelles de Dayet Erroumi avaient un W et un TL plus grands ($t = -3,992$; $p < 0,001$ et $t = -2,242$, $p < 0,05$), cependant, les mâles ont des valeurs égales dans les deux sites. Les mâles et les femelles de la Merja Zerga ont des variables morphologiques égales.

VI.3.2- Eléments traces métalliques

Les concentrations des éléments étudiés chez *Mus spretus* varient selon les tissus et les sexes à chaque site de capture (Fig.69). Dans la Dayet Erroumi, les tissus hépatiques ont des concentrations plus élevées, suivis des reins et du cœur. L'accumulation des éléments traces chez les femelles est très élevée par rapport aux mâles, avec un maximum atteignant $13,65 \mu\text{g/g}$ pour le Cu, suivi par le Pb à $12,34 \mu\text{g/g}$. A la Merja Zerga, les niveaux les plus élevés de Cu et de Cr hépatiques ont été enregistrés chez les femelles avec un maximum de $60 \mu\text{g/g}$ et $28,68 \mu\text{g/g}$ respectivement. Une tendance similaire a été révélée pour le Fe, le Pb et le Zn dans les trois organes chez les deux sexes

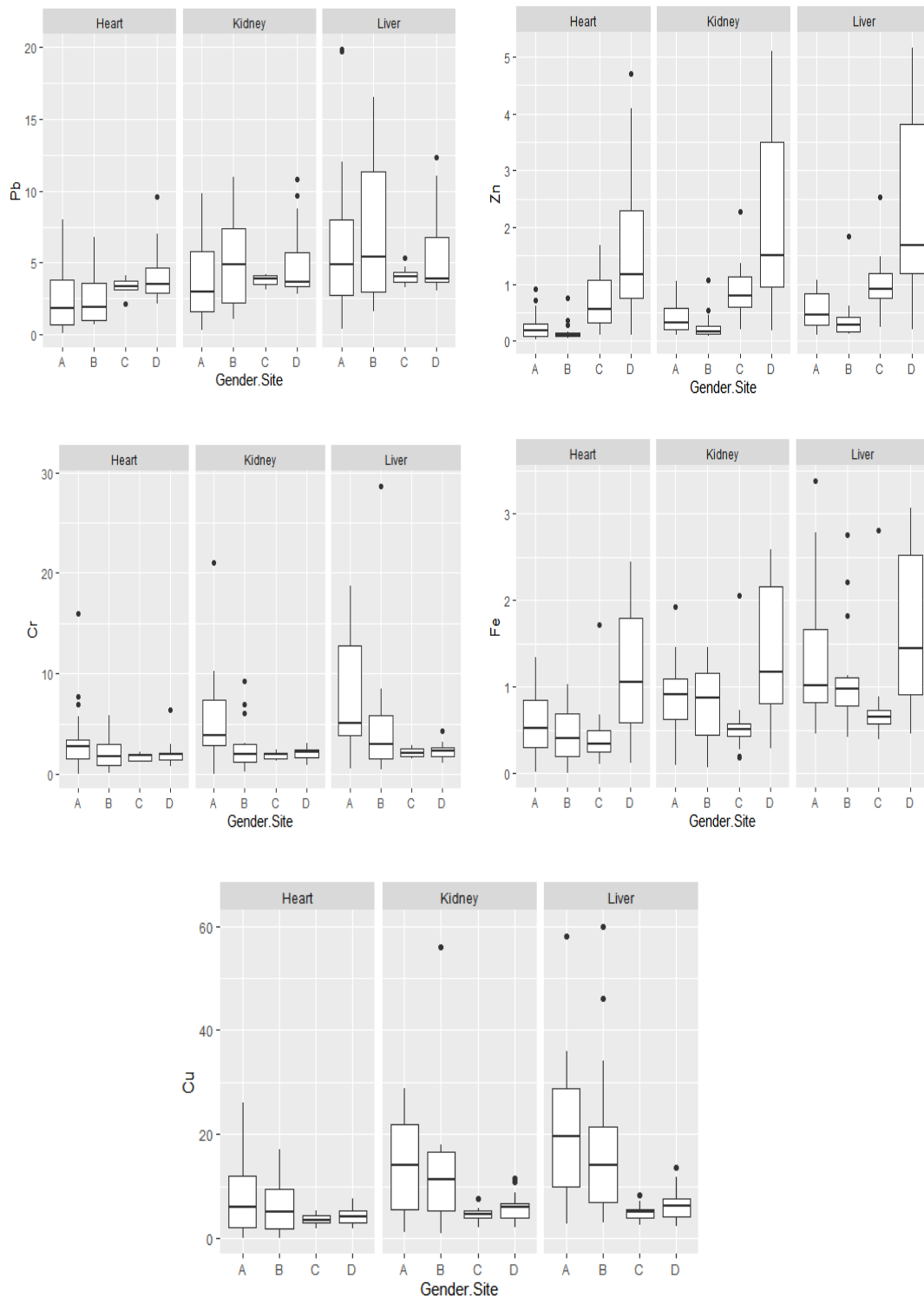


Figure 69 : Concentrations des éléments traces ($\mu\text{g} / \text{g}$) dans le foie, les reins et le cœur de *Mus spretus* de la Merja Zerga et de Dayet Erroumi (A: mâle Merja Zerga et B: femelle Merja Zerga; C: mâle Dayet Erroumi et D: femelle Dayet Erroumi)

En comparant les sexes des deux sites, ceux de la Merja Zerga n'ont montré aucune différence significative entre les mâles et les femelles à l'exception du Cr dans les reins ($t = 1,980$, $p = 0,055$), tandis que les femelles du Dayet Erroumi ont obtenu des valeurs plus élevées pour le

Zn, le Pb et le Fe, hépatique et rénal, et seulement le Zn et le Fe dans les tissus cardiaques (tableau 19).

Les mâles de la Meja Zerga ont dépassé ceux de Dayet Erroumi en termes de majorité des éléments traces dans les trois organes. Les femelles des deux sites ont montré des différences significatives pour le Zn, le Cu et le Fe. Alors que le foie emmagasinait les cinq éléments traces, le cœur bioaccumulait le Zn, le Cr, le Cu, le Pb et les reins concentraient uniquement le Zn, le Cr et le Cu.

Le profil d'accumulation de métal par les tissus était similaire sur les deux sites. Le foie était le principal organe cible des cinq éléments examinés (Zn, Cr, Cu, Fe et Pb). En effet, les concentrations y étaient les plus élevées, ce qui implique un examen histologique du foie.

Tableau 19 : Résultats du test t de Student pour la variation des concentrations des ETMs spécifiques aux tissus pour chaque site et la comparaison entre les deux sexes

Site Organs/Metals	Merja Zerga(♂ ♀)		Dayet Erroumi(♂ ♀)		♂Merja Z. ♂Dayet E.		♀Merja Z. ♀Dayet E.	
	t	p	t	p	t	p	t	p
Liver								
Zn	0,987	-	-3,205	<0,01	-2,757	<0,01	-5,125	<0,001
Pb	-0,590	-	-2,24	<0,05	1,964	<0,05	1,042	-
Cr	0,805	-	-0,661	-	4,844	<0,001	1,583	-
Cu	0,422	-	-1,673	-	6,165	<0,001	2,7	<0,01
Fe	0,638	-	-3,172	<0,01	1,986	<0,05	-1,981	<0,05
Kidney								
Zn	1,66	-	-3,107	<0,01	-2,786	<0,01	-5,276	<0,001
Pb	-1,196	-	-2,264	<0,05	0,060	-	-0,134	-
Cr	1,980	<0,05	-1,042	-	3,743	<0,001	1,193	-
Cu	0,063	-	-1,604	-	4,752	<0,001	2,058	<0,05
Fe	0,409	-	-3,603	<0,001	1,564	-	-2,914	<0,01
Heart								
Zn	1,324	-	-3,003	<0,01	-2,969	<0,01	-5,04	<0,001
Pb	0,018	-	-1,622	-	-1,974	<0,05	-2,53	<0,01
Cr	1,484	-	-1,186	-	2,229	<0,05	-0,016	-
Cu	1,048	-	-1,584	-	2,977	<0,01	1,189	-
Fe	1,081	-	-3,423	<0,001	0,858	-	-3,805	<0,001

*p_0.05; **p_0.01; ***p_0.001

Pour confirmer les différents résultats obtenus, et afin d'identifier une typologie de tous les individus en fonction de leurs caractéristiques morphologiques et des taux d'accumulation des ETMs dans leurs organes, nous avons réalisé une analyse en composantes principales (ACP)

sur la matrice de l'ensemble de nos données. Les principales composantes F1 et F2 traduisent toutes les informations avec une variance totale de 42,4%. L'axe F1 exprime 26,8% de la variance totale, est défini par une très forte corrélation Zn positive dans les différents organes analysés et qui suit l'ordre d'importance suivant LZn > HZn > KZn. Il est également influencé par une corrélation significative de la concentration en Fe et en Cu dans les trois organes. La proximité du Fer, du Cuivre et du Zinc souligne une bonne corrélation entre ces trois éléments et suggère une origine commune. Ce fait est confirmé par la matrice de corrélation (Fig. 73). Par conséquent, F1 peut être interprété comme le phénomène de synergie des accumulations de Zn / Fe (Fig. 70).

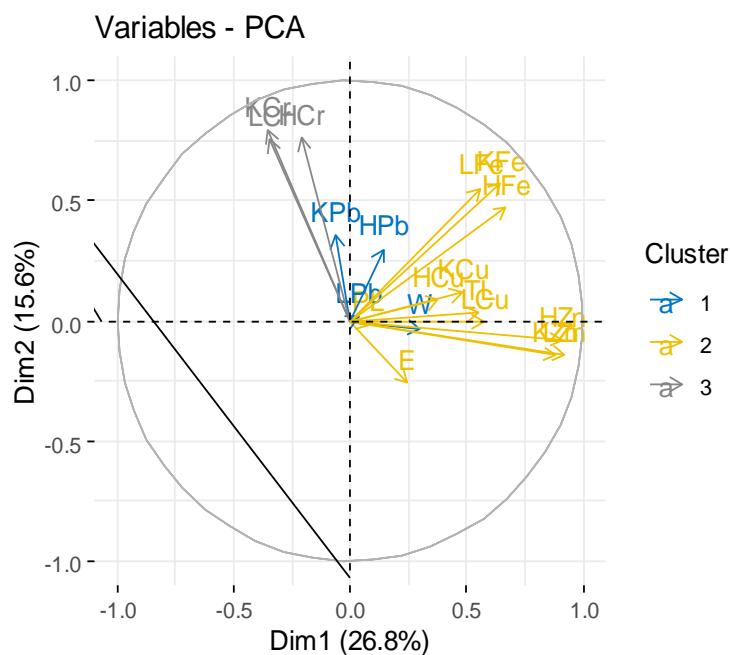


Figure 70: Cercle de corrélation obtenu par l'analyse en composantes principales (ACP) des variables morphométriques et des concentrations des ETMs dans les organes de *Mus spretus* dans l'espace des facteurs (F1 et F2)

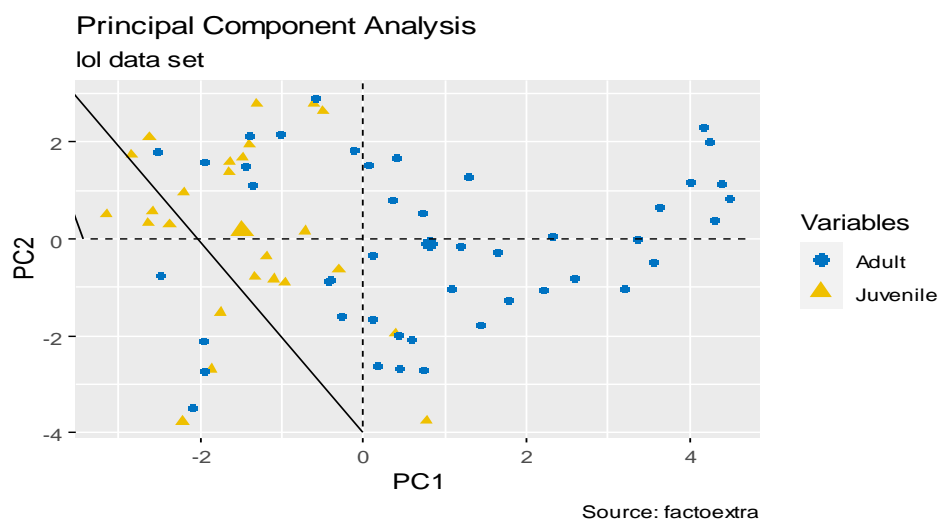


Figure 71 : Répartition des individus selon F1/F2 de l'ACP réalisée. Les couleurs représentent les catégories d'âge des spécimens (Adulte : bleu; Juvenile: jaune moutarde)

Le deuxième axe F2 (15,6% de l'inertie totale) est déterminé par la concentration de Cr, comme élément dominant, dans les différents organes analysés et qui suit l'ordre d'importance suivant : KCr > HCr > LZn.

Sur le diagramme de dispersion des deux premiers axes de l'ACP (Fig.71), nous pouvons distinguer deux groupes principaux :

- ✓ Groupe 1 : présente du côté positif de l'axe F1 la majorité des adultes de l'espèce *Mus spretus* des deux zones étudiées. Il se caractérise par des teneurs élevées en Zn, en Fe et en Cu suivies par des teneurs moyennes en Pb et en Cr. Caractérise aussi par une grande taille (W, PL, TL et E). Cela confirme l'existence d'un gradient croissant de taille et de concentrations claires des ETMs démontrées par la composante principale (PCA).
- ✓ Groupe 2 : regroupe les juvéniles des espèces étudiées du côté négatif. Il indique une faible présence des ETMs dans les trois tissus analysés et une petite taille.

Le diagramme de dispersion PCA (Fig.72) nous permet de visualiser quatre groupes et indique une accumulation bien définie par zone et par sexe, comme en témoigne le chevauchement respectif des groupes suivants:

- ✓ A et B, regroupant les mâles et les femelles de la Merja Zerga avec des teneurs importantes en Cu, en Cr et en Pb.

- ✓ Et les groupes C et D regroupant les mâles et les femelles du Dayet Erroumi avec une taille assez importante chez les femelles et des concentrations moyennes des ETMs.

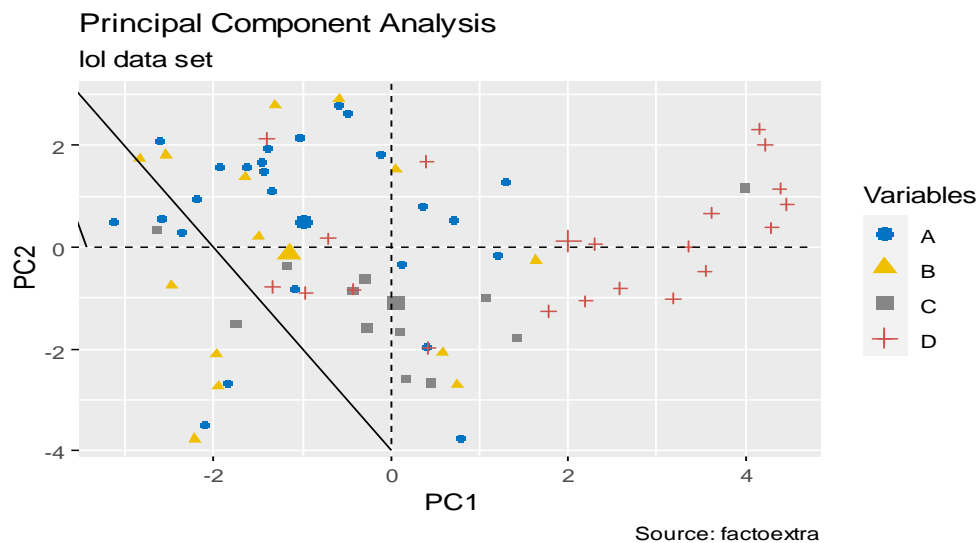


Figure 72: Répartition des individus selon les deux premières composantes principales identifiées dans l'ACP. Les quatre couleurs représentent les différents groupes selon le sexe et la zone (Mâle Merja Zerga : bleu ; Femelle Merja Zerga : jaune moutarde ; Mâle Dayet Erroumi : gris et Femelle Dayet Erroumi : rouge bordeaux)

Nous avons vérifiés également la corrélation entre les différents paramètres morphométriques et les taux d'accumulation des ETMs dans leurs organes étudiés (Fig. 73). La matrice de corrélation indique et confirme une accumulation en synergie entre plusieurs couples, notamment Zn-Cr, Zn-Fe et Cu-Zn. De fortes corrélations significatives ($p < 0,05$) ont été observées entre LZn-KZn, LZn-HZn, KZn-HZn, LFe-KFe, KFe-HFe et LFe-HFe ($0,76 < r < 0,94$), moyennes entre KCr-HCr, LCu-KCu, KPb-HPb, LCu-HZn, LCu KZn, LZn-LCu, LZn-KFe, TL-LZn et PL-E ($0,43 < r < 0,75$).

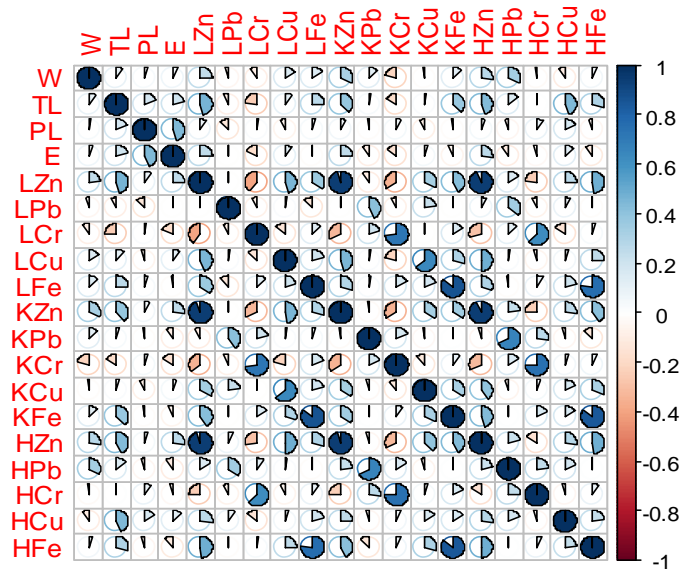


Figure 73: Corrélations entre les différentes variables morphométriques (W, TL, PL, E) et les concentrations des éléments traces dans les trois organes (Foie : LZn, LPb, LCr, LCu, LFe; Rein: KZn, KPb, KCr, KCu, KFe; Coeur: HZn, HPb, HCr, HCu, HFe) de *Mus spretus* étudiées

VI.4- Discussion

VI.4.1- Bioaccumulation des ETMs par site

La pollution par les éléments traces est un problème environnemental croissant qui nécessite une attention constante (Nasrabadi *et al*, 2010 ; Sambo *et al*, 2014 ; Lai *et al*, 2010 ; Kargar *et al*, 2012). En tant que l'un des principaux groupes de polluants, ils constituent une menace pour l'environnement car ils ne sont pas biodégradables et peuvent persister longtemps dans le sol, l'eau et les sédiments (Xiaoyu Li *et al*, 2012 ; Okuku et Peter, 2012). Ils peuvent également se bioaccumuler et se bioamplifier le long de la chaîne alimentaire (Farag *et al*, 2012). Les résultats que nous avons obtenus ont montré des différences très significatives dans la bioaccumulation des éléments non essentiels (Cu, Cr et Pb) par site. Les *Mus spretus* de la Merja Zerga ont accumulé deux fois plus de Cu, de Cr et de Pb que ceux de la Dayet Erroumi. Les fortes concentrations des ETMs signalées à la Merja Zerga sont le résultat d'une pollution dont l'origine est différente. Les concentrations sont principalement dues aux rejets des échappements des véhicules et à l'usure des pneumatiques contenant du Plomb (Blagojevic J *et al*, 2012), car cette zone est connue par un trafic routier très dense (Tifarouine *et al*, 2019). La Merja Zerga est située sur deux grands périmètres agricoles : Gharb et Loukkos. La plaine du Gharb est l'une des plus importantes zones de production agricole du Maroc (ORMVAG 2010). Tandis que, le Loukkos couvre une vaste zone agricole au niveau national, principalement dans la production de fraises (80%), de riz, d'arachides (20%) et de cultures sucrières (15%). En

général, ces cultures consomment beaucoup de pesticides. Selon ORMVAG 2007, 12 résidus de pesticides ont été enregistrés au périmètre du Gharb des ressources en eau et en sol, ce qui peut conduire à une accumulation ultérieure d'éléments spécifiques, notamment le Cu et le Zn dans le sol (Abt KF, 1998). Nous rappelons également que des mesures de la concentration de Pb à l'aide d'un échantillonneur placé directement au milieu des fumées émergeant des cheminées de la ville de Rabat, ont montré des concentrations de Pb supérieures à $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (El Abidi *et al*, 2000). Lee (2007), a approuvé la possibilité à long terme des retombées de la poussière en suspension dans l'air des grandes villes industrielles, bordant la Merja Zerga comme Rabat, Kénitra et Larache. De même, selon plusieurs auteurs, les conditions climatiques (température et vent) ont un effet remarquable sur la variation saisonnière de la pollution atmosphérique (Aunan *et al*, 2006 ; Ding *et al*, 2013 ; Wang *et al*, 2018). Les faibles teneurs de Dayet Erroumi sont dus à l'absence d'influence significative des deux sources de pollution mentionnées ci-dessus, le site d'échantillonnage étant à environ 80 km de ces émissions.

VI.4.2- Bioaccumulation des ETMs par âge et par sexe

En raison de leur large répartition, les micromammifères conviennent pour étudier les effets de la pollution. Le large éventail de variations observées dans les deux domaines peut s'expliquer en partie par des facteurs (biotiques et abiotiques) qui peuvent influencer leur niveau d'exposition aux xénobiotiques tels que la durée d'exposition aux polluants, les propriétés de l'élément, le régime alimentaire et, par conséquent, la réponse individuelle à l'absorption et à la bioaccumulation des métaux, la physiologie de la population, y compris la taille, le sexe et l'âge, sont également ajoutées (Beernaert *et al*, 2008; Rautio *et al*, 2010). Généralement, lorsqu'un organisme vivant est exposé aux éléments traces, ils peuvent pénétrer à tous les stades de développement (Ogundiran *et al*, 2008 ; Serbaji *et al*, 2012). En cas de variation des concentrations des éléments essentiels, ceux-ci peuvent être liés au cycle de vie (besoins de croissance, maturation et reproduction des gonades) (Lopes *et al*, 2002; Udriou *et al*, 2008). Nos résultats ont montré que les femelles adultes de *Mus spretus* accumulaient environ trois fois plus des ETMs dans leurs tissus que les femelles juvéniles. La concentration élevée de Cu a été détectée chez les femelles adultes de la Merja Zerga avec un maximum de $60 \mu\text{g}/\text{g}$; tandis qu'à Dayet Erroumi, elle est d'environ $14 \mu\text{g}/\text{g}$. Ce métal est un élément essentiel chez l'Homme et l'animal, il est d'une importance capitale dans le maintien des processus biologiques, en particulier pour la formation de l'hémoglobine et la maturation des neutrophiles. Il est également connu pour son effet fongicide sur les plantes, est présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut perturber les populations de phytoplancton (Pesce, 2006). De même, le Cr et le Pb ont

augmenté avec l'âge chez les femelles du *Mus spretus* avec un maximum de 28,68 µg/g à la Merja Zerga et 12,34 µg/g à Dayet Erroumi. La présence de concentration plus élevées en éléments traces chez les femelles adultes peut être attribuée à la fois à un taux métabolique élevé et à la perturbation des mécanismes de neutralisation des métaux toxiques (Kljaković Gašpić *et al*, 2002), et par conséquent, l'état nutritionnel et les besoins physiologiques des individus conduisent à des différences intra-populationnelles dans l'accumulation des ETMs. L'augmentation des concentrations des ETMs à la Merja Zerga est cohérente avec les études précédentes rapportant des quantités importantes de ces éléments dans le sol (Mhamdi Alaoui *et al*, 2010 ; Maanane *et al*, 2015; Boutahar *et al*, 2019), chez les poissons (Wariaghli *et al*, 2013) et dans les tissus de rongeurs (Tifarouine *et al*, 2018). Tifarouine *et al* (2019) ont signalé que l'efficacité du processus de bioaccumulation d'*Apodemus sylvaticus* (Muridae) à la Merja Zerga dépend uniquement de l'âge de l'individu, alors que le sexe n'a aucun effet. Sanchez Cardi *et al* (2007) ont démontré que l'augmentation du mercure avec l'âge se produit également chez un autre micromammifère, *Crossidura russula*, provenant d'une zone humide polluée. En revanche, la présente étude a montré que la bioaccumulation des ETMs chez *Mus spretus* dépend à la fois de l'âge et du sexe.

VI.4.3- Bioaccumulation des ETMs par les tissus

Les oligo-éléments sont nécessaires pour les organismes terrestres et aquatiques, tels que le Cu, le Cr, le Fe et le Zn. Pour certains organismes, des quantités infimes de ces éléments sont essentielles à une croissance et un développement normal. Cependant, à des niveaux élevés d'exposition et d'adsorption, ces éléments peuvent être potentiellement nocifs pour la plupart des organismes (Yorulmaz *et al*, 2015). Le foie et les reins sont les principaux organes impliqués dans les processus métaboliques des métaux tels que la biotransformation, la bioaccumulation, la détoxification et l'excrétion (Dragun *et al*, 2009 ; Sunjog *et al*, 2012). Une fois que les micronutriments franchissent les barrières biologiques et pénètrent dans la circulation sanguine, ils atteignent le foie et s'y accumulent. Nos résultats sur la distribution des éléments traces chez *Mus spretus* correspondent à ceux rapportés pour d'autres espèces de mammifères (Gdula-Argasińska *et al*, 2005 ; Jarić *et al*, 2011; Tête *et al*, 2014; Prevendar Crnić *et al*, 2015; Gašparík *et al*, 2016; Zietara *et al*, 2018). Le foie est le principal accumulateur des cinq éléments étudiés dans les deux sites, suivi du rein et du cœur. La concentration hépatique chez les femelles de la Merja Zerga était plus élevée que chez les mâles avec un maximum de 60µg/g pour le Cu et 28,68 µg/g pour le Cr. La même distribution a été enregistrée à Dayet Erroumi avec 13,65 µg/g pour le Cu et 12,34 µg/g pour le Pb. Cette distribution tissulaire

confirme les résultats obtenus pour *Apodemus sylvaticus* à la Merja Zerga (Tifarouine *et al*, 2019) et *Crocidura leucodon* (Marques *et al*, 2007).

VI.5- Conclusion

La présente étude fournit des résultats originaux sur les concentrations dans le foie, les reins et le cœur de plusieurs éléments traces chez le *Mus spretus* au Nord du Maroc. Nous avons constaté que la bioaccumulation des éléments métalliques dans les organes est un processus dont l'efficacité dépend du sexe, de l'âge individuel et de l'habitat. Les concentrations de ces éléments chez les adultes étaient deux à trois fois plus élevées à la Merja Zerga qu'à Dayet Erroumi, ce qui peut avoir été causé par la pollution métallique ou d'autres facteurs associés. Cependant, le processus d'accumulation se poursuit tout au long de leur vie, bien que ces micromammifères âgés aient un taux de métabolisme plus faible, de sorte que l'accumulation des éléments traces dépend directement du niveau de pollution. Selon nos résultats, une différence entre les deux localités ne peut être clairement observée que chez les individus âgés, cette catégorie devrait donc faire l'objet d'études complémentaires.

Conclusion générale

Les rongeurs sont des bioindicateurs modèles pour l'évaluation de la biodiversité d'un milieu donné. Certes, ils constituent un maillon important dans les différents réseaux trophiques. Notre travail consiste d'une part, à évaluer la diversité des micromammifères à travers des indices écologiques de composition et de structure au Maroc, et d'autre part, de promouvoir l'utilisation des spécimens dans le cadre des études de bioaccumulation et d'évaluation des effets des ETMs sur la santé de la faune sauvage.

Nous avons opté pour la méthode d'échantillonnage en lignes, en utilisant des centaines de pièges (Sherman et grillagés), soit un effort de piégeage de 3413 nuits pièges et un effort de 9,87%. L'inventaire faunistique établie dans la présente thèse, relève la présence de 21 taxons, dont : *Gerbillus campestris*, *Gerbillus sp.*, *Gerbillus pyramidum*, *Gerbillus occiduus*, *Gerbillus tarabuli*, *Gerbillus henleyi*, *Dipodillus simoni*, *Gerbillus gerbillus*, *Meriones crassus*, *Meriones shawi*, *Lemniscomys barbarus*, *Mus spretus*, *Mus musculus domesticus*, *Apodemus sylvaticus*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Crocidura russula*, *Crossidura sp.*, *Crossidura tarfayensis*, *Eliomys melanirus* et *Eliomys munbianus*. Les valeurs de la diversité de Shannon et d'Equitabilité sont différents d'une station à l'autre, elles semblent suivre deux gradients : un gradient latitudinal et un gradient anthropique. En effet, elles sont les plus faibles au centre (Guercif, Sour El Az, Boutkhoubye-Ifran et Oualidia) avec 2 espèces maximum, là où l'activité humaine est importante. Elles sont les plus élevées au niveau des zones Humides/SIBE (entre 5 à 8 espèces), là où l'activité humaine est limitée.

La morphométrie est un critère important pour l'identification des espèces. Les techniques de description classique et de comparaison des formes de structures sont nécessaires dans toute étude systématique basée sur la morphologie des organismes. Nos mesures morphométriques effectuées sur les différents spécimens sont similaires à ceux déjà publiées dans des travaux antérieurs.

Les techniques classiques de morphométrie permettant de distinguer des assemblages d'espèces (Lay, 1983) nous semble peu efficaces pour l'identification d'un groupe d'espèces animal très homogènes comme les Gerbilles, d'où l'utilisation de la phylogénie comme outil pour organiser leur systématique (Granjon et Denys, 2006).

Ce travail a permis d'émettre des hypothèses sur l'organisation et les relations entre les principales lignées du genre *Gerbillus*. Là aussi, compléter l'échantillonnage apparaît prioritaire pour aller plus loin et définitivement régler des questions d'ordre divers laissées en suspens, et de conserver les espèces plus rares ou plus vulnérables.

Les petits mammifères ont été largement utilisés comme bioindicateurs de la contamination par les métaux (Bonilla-Valverde *et al*, 2004 ; Sánchez-Chardi et Nadal, 2007 ; Sánchez-Chardi *et al*, 2007 ; Tête *et al*, 2010). En fait, les animaux sauvages peuvent fournir des informations robustes sur les caractéristiques, les quantités et les types de produits chimiques présents dans l'environnement et, dans de nombreux cas, ils ont tendance à réagir plus rapidement que les humains à des doses plus faibles.

L'ingestion alimentaire est reconnue comme la principale source d'apport environnemental des éléments traces métalliques chez les petits mammifères (Hunter *et al*, 1987). Cependant, le transfert des ETMs de l'environnement aux mammifères terrestres dépend de plusieurs facteurs abiotiques et biotiques, tels que la saison (variation de la température, de l'humidité et de la photopériode), l'espèce impliquée, son régime alimentaire et son âge (Hunter *et al*, 1987 ; Erry *et al*, 2000 ; Lopes *et al*, 2002 ; Viegas-Crespo *et al*, 2003 ; González *et al*, 2008).

Les éléments comme le Fer, le Cuivre, le Sélénium et le Molybdène sont physiologiquement essentiels, mais ils peuvent également altérer le fonctionnement de certains organes chez les animaux lorsque la dose d'exposition dépasse un seuil critique, spécifique à l'espèce. Ces doses peuvent dépendre de l'âge, du sexe, de l'état reproducteur et de l'état physiologique des organismes (Hoffman *et al*, 2001). D'autre part, le Cadmium, le Plomb, le Mercure et le Nickel sont considérés comme hautement toxiques pour les mammifères (Talmage et Walton, 1991), et peuvent induire un stress oxydatif et une cancérogenèse (Hsu et Guo, 2002 ; Kasprzak *et al*, 2003 ; Silbergeld *et al*, 2003).

Notre étude fournit des résultats originaux sur les concentrations de plusieurs éléments traces chez le *Mus spretus* au Nord du Maroc, en appliquant des apports d'études multi-échelles (espace, âge individuel, espèces). Nous avons constaté que la bioaccumulation des éléments métalliques dans les organes (foie, rein et cœur) est un processus dont l'efficacité dépend du sexe, de l'âge individuel et de l'habitat. Les concentrations de Pb, de Cr, de Cu, de Zn et de Fe chez les adultes étaient deux à trois fois plus élevées à la Merja Zerga qu'à Dayet Erroumi. (Ceci est en relation avec le développement très important de l'agriculture intensive qui emploie beaucoup d'engrais et de produits phytosanitaires).

Nos résultats ont montré aussi, que les adultes d'*Apodemus sylvaticus* de la Merja zerga, malgré le faible taux de leur métabolisme, accumulaient environ deux fois plus d'éléments traces métalliques dans leurs tissus que les juvéniles. Gonzalez (1999) atteste que le transfert de polluants de l'environnement vers l'*Apodemus* est dû à une contamination par ingestion directe de particules de sol et / ou transfert à travers le réseau trophique.

A Oued Siad, les niveaux significativement plus élevés de Fe et de Cu ont été observés dans le foie et les reins de *Rattus norvegicus*. Les plus faibles concentrations de ces éléments ont été détectées dans le cœur de *Mus spretus*. Chez les *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Lemniscomys barbarus* et *Mus spretus*, la hiérarchie des concentrations de Zn, Fe, Cu et Pb est foie > rein > cœur, tandis que pour le Cr est rein > foie > cœur. Lorsque nous avons comparé les niveaux des éléments traces chez ces espèces, nous avons constaté que le genre *Rattus* accumule des taux plus élevés suivis de *Lemniscomys* et *Mus*.

Dans cette optique, l'accumulation accrue des éléments traces dans les organes de rongeurs étudiés pourrait être utilisée comme indication de la contamination des sites. En outre, l'application de produits agrochimiques peut conduire à une accumulation plus importante d'éléments spécifiques, en particulier le Cu et le Zn dans le sol (Sawicka-Kapusta *et al*, 1987 ; Abt *et al*, 1998). Ainsi, les trafics routiers sont considérés comme une source importante d'éléments de risque (Blagojevic *et al*, 2012) car au moins 90 % des éléments traces présents dans l'eau ruisselant de la route sont constitués de Cu, de Zn et de Pb. Il existe également une possibilité de transporter des xénobiotiques d'une région à une autre à partir de grandes zones industrielles (Coggins *et al*, 2006). La différence de concentration en éléments traces entre les espèces pourrait résulter des différences dans la structure de la population (Hunter B.A *et al*, 1989), et peuvent être affectés par les habitudes alimentaires modifiées, les pluies saisonnières, l'aspect de la biodisponibilité de la nourriture, la qualité de l'habitat et les préférences alimentaires de chaque espèce (Wijnhoven *et al*, 2007). Ces paramètres peuvent créer à la fois de grandes variations interindividuelles dans les indicateurs de santé.

Les travaux réalisés dans cette thèse répondent à plusieurs questions, mais soulèvent également de nouvelles interrogations pour la compréhension des mécanismes de transfert et d'effets dans les écosystèmes terrestres, ainsi dans l'actualisation de l'inventaire des rongeurs. Dans cette partie, nous proposons des perspectives de recherches pour répondre à ces questions :

- ✓ Cette étude doit être complétée par l'étude de la dynamique des populations des rongeurs, en utilisant d'autres méthodes de piégeage, tels que la technique du radiotracking.
- ✓ Les rongeurs sont considérés comme proies de grande importance pour de nombreux prédateurs. A cet effet, il est intéressant de voir l'importance et l'impact des prédateurs sur les différentes espèces de rongeurs.

- ✓ L'identification et la taxonomie des gerbilles par des méthodes traditionnelles s'avèrent compliquée du fait la forte ressemblance des espèces jumelles. Il serait intéressant, d'associer à la biométrie le barcoding pour avoir des codifications spécifiques.
- ✓ Pour affiner la compréhension des transferts dans les réseaux trophiques et de l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est essentiel d'étudier la relation entre les proies et la bioaccumulation chez les consommateurs.
- ✓ Améliorer la compréhension du rôle du paysage (écologie du paysage) sur l'accumulation des ETMs.
- ✓ Développer des techniques non-létales pour le suivi de l'exposition aux ETMs.
- ✓ Examiner les relations entre succès de reproduction et concentrations internes en ETMs.
- ✓ Etudier l'influence des effets indirects liés à la disponibilité des ressources alimentaires sur les effets des ETMs.
- ✓ Intégrer les études de la dynamique de population et de la biologie de la conservation en écotoxicologie.

Références bibliographiques

- 1- Abt K.F, Bock W.F. (1998). Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus spp.* And bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriologica*. 43 (4):379–389.
- 2- Abu Baker M.A. and Amr Z.S., (2008). Mice of the Genus *Apodemus* in Jordan. *Vertebrate Zoology*. 58(1): 127-135.
- 3- Abu Dieyeh, M. H. (1988) The Ecology of some rodents in Wadi Araba with special reference to *Acomys cahirinus*. M. S. thesis. Jordan University. 216 pp.
- 4- Açıkel Ü. and Alp T., (2009). A study on the inhibition kinetics of bioaccumulation of Cu (II) and Ni (II) ions using *Rhizopus delemar*. *Journal of Hazardous Materials*. 168: 1449-1458.
- 5- Adamson I.Y.R, Bowden D.H. 1978. In: Concepts In Inhalation Toxicology Par Roger O. McClellan.
- 6- Agnèse J.F., Louizi H., Gilles A., Berrada Rkhami O., Benhoussa A., Qninba A. et Pariselle A. (2018) A euryhaline fish lost in the desert: The unexpected metapopulation structure of *Coptodon guineensis* (Günther, 1862) in the Sebkhha of Imlili. *Comptes Rendus Biologie*, 341 (2) : 75-84.
- 7- Ainou H. (2016). Etude des habitats de la lagune de Moulay Bouselham et actualisation de leur cartographie. Projet de fin d'étude de Master, Université Mohamed V, Rabat.
- 8- Alia Z., Sekour M. et Ould El Hadj M.D., (2012) .Importance des rongeurs dans le menu trophique de *Tyto alba* (Scopoli, 1759) dans la région de Souf (Algérie). *Rev. Biores.*, Vol. 2 (2): 37 – 47.
- 9- Alimohammad Kalhori A ., Jafari H. R., Yavari A. R., Prohić E. and Ahmad zadeh Kokya T., (2012). Evaluation of Anthropogenic Impacts on Soiland Regolith Materials Based on BCR Sequential Extraction Analysis. *Int. J. Environ. Res.*, 6 (1):185-194.
- 10- Angelova V., Ivanova R., Delibaltova V., Ivanov K., (2004). Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fiber crops (flax, cotton, and hemp). *Ind.Crops Prod*. 19. 197.
- 11- Ares, J., (2003). Time and space issues in ecotoxicology: Population models, landscape pattern analysis, and long-range environmental chemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 945-957.
- 12- Armario, A., Marti, J., Gil, M. (1990).The serum glucose response to acute stress is sensitive to the intensity of the stressor and to habituation. *Psychoneuroendocrinology*. 15:341-7.
- 13- Ashraf M.A., Maah M.J., & Yusoff I. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in fish species collected fom former tin mining catchment. *Int. J. Environ. Res.*, 6(1):209-218.
- 14- Athens, J. S. (2009) ' *Rattus exulans* and the catastrophic disappearance of Hawai'i's native lowland forest.' *Biological Invasions*, 11(7) pp. 1489–1501.
- 15- Auffray J. C., Tchernov E., Bonhomme F., Heth G., Simson S. & Nevo. E. (1990). Presence and ecological distribution of *Mus « spretoides »* and *Mus musculus domesticus* in Israel. Circum- Mediterranean vicariance in the genus *Mus*. *Z. Säugetierk.*, 55 : 1- 10.

- 16- Auger D., (1989). Méthode de dosage du plomb, du cadmium, du cuivre et du zinc dans les milieux biologiques. Direction de l'environnement et de recherche océaniques
- 17- Aulagnier S. & Thévenot M. (1986). Catalogue des mammifères sauvages du Maroc. *Trav. Inst. Sci.*, Rabat, sér. Zool., 41, 63 p.
- 18- Aulagnier S. and Thévenot M. (1986b). Note sur les mammifères de la région de l'embouchure de l'Oued Massa. Bulletin de l'Institut Scientifique, Université Mohammed V, Rabat 10: 193–199.
- 19- Aulagnier S., Cuzin F., Thévenot M., (2017). Mammifères sauvages du Maroc : Peuplement, répartition, écologie, Soc. Franc. Etude et Protection des Mammifères.
- 20- Aulagnier S., Haffner P., Mitchell-Jones A.J., Moutou F., Zima J., (2008). Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. *Delachaux et Niestlé*, Paris.
- 21- Aulagnier S., Thevenot M., (2006). Mise à jour de la liste des mammifères sauvages du Maroc. *Go-South Bull.*, 3: 6-9.
- 22- Aulagnier, S. (1992). Zoogéographie des Mammifères du Maroc : de l'analyse spécifique à la typologie du peuplement à l'échelle régionale. Thèse de Doctorat d'état, Université de Montpellier, 188p.
- 23- Aulagnier, S., Haffner, A. J., Mitchell-Jones, A. J., Moutou, F., Zima, J., (2008). Guide des Mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. Delachaux et Niestlé, Paris.
- 24- Aunan K, Fang JH, Hu T, Seip HM, Vennemo H. (2006). Climate change and air quality measures with co-benefits in China. *Environ SciTechnol.* 40:4822–4829.
- 25- Avenant N.L. & Cavallini P., (2007). Correlating rodent community structure with ecological integrity, Tussen-die-Riviere Nature Reserve, Free State province, South Africa, *Integrative Zoology*, 2(4), pp.212-219.
- 26- Avenant N.L., (2003). The use of small mammal community characteristics as an indicator of ecological disturbance in the Korannaberg Conservancy. In G.R. Singleton et al., eds. Rats, mice and people: rodent biology and management. Canberra-Australia: Australian Centre for International Agricultural Research, Pp 95-98.
- 27- Aziz F., Ouazzani N. and Mandi L., (2013). Assif El Mal River: source of human water consumption and a transfer vector of heavy metals. *Desalination and Water Treatment.* 1(1-12).
- 28- Barbalace K., (2012). EnvironmentalChemistry.com: Environmental, Chemistry & Hazardous Materials News, Careers & Resources.
- 29- Bartolommei P., Sozio G., Bencini C., Cinque C., Gasperini S., Manzo E., Prete S., Solano E., Cozzolino R. and Mortelliti A. (2015). Field identification of *Apodemus flavicollis* and *Apodemus sylvaticus*: a quantitative comparison of different biometric measurements. *Mammalia*. DOI 10.1515/mammalia-2014-0051.

- 30- Bartolomucci A, Pederzani T, Sacerdote P, Panerai AE, Parmigiani S & Palanza P (2004). Behavioral and physiological characterization of male mice under chronic psychosocial stress. *Psychoneuroendocrinology*. 29, 899-910.
- 31- Bazairi H, Bayed A, Glémarec M, Hily C. (2003). Spatial organization of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta*. 26(5-6): 457-471.
- 32- Bazairi H., Bayed A., Glemarec M. and Hily C., (2003). Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta*. 26, 457-471.
- 33- Bebbia K., 2008.- Les micromammifères dans la vallée d'Oued Righ. Mémoire Ing. Agr., Univ. Kasdi Merbah, Ouargla, 122 p.
- 34- Bebianno, M.J., Nott, J.A., Langston, W.J., (1993). Cadmium metabolism in the clam *Ruditapes decussata*: the role of metallothioneins. *Aquatic Toxicology* 27, 315-334.
- 35- Beernaert, J., Scheirs, J., Van Den Brande, G., Leirs, H., Blust, R., De Meulenaer, B., Van Camp, J. and Verhagen, R., (2008). Do wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) use food selection as a means to reduce heavy metal intake? *Environ. Pollut.* 151 (3), 599-607.
- 36- Beernaert, J., Scheirs, J., Van Den Brande, G., Leirs, H., Blust, R., De Meulenaer, B., Van Camp, J. and Verhagen, R., (2008). Do wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) use food selection as a means to reduce heavy metal intake? *Environ. Pollut.* 151 (3), 599-607.
- 37- Begon M., (2003). Disease: health effects on humans, population effects on rodents. In *rats mice and people*. pp. 13–19.
- 38- Ben Salem I., Ben Ibrahim A, Chetoui M, Cheniti T.L. & Nouira S., (2012). Karyological and morphometric study of the Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*: Muridae) from the North of Tunisia. *Ecologia Mediterranea* . 38(1).
- 39- Benabbou A., Benhoussa A., Fekhaoui M., El blidi S., El Abidi A. and Bounagua M. (2015). Application of Multivariate Statistical and Geochemical methods for assessing of Groundwater pollution near controlled Landfill in OumAzza area, NW Morocco. *Int. Res. J. of Earth Sciences*, Vol. 3(3):9-14.
- 40- Benabbou A., Benhoussa A., Fekhaoui M., Elblidi S., ElAbidi A., Bounagua M. (2014). Assessment the risk of impact of waste treatment center on groundwater quality in Oum Azza (Rabat, Morocco). *J. Mater. Environ. Sci.* 5(1):143-152.
- 41- Benazzou T., 1997. Mammifères. Etude nationale sur la diversité biologique. Ministère de l'environnement. Rabat.
- 42- Benhoussa A. (2000). Caractérisation des habitats et microdistribution de l'avifaune de la zone humide de Merja Zerg au (Maroc). Thèse de doctorat. Université Mohammed V, Faculté des sciences, Rabat. 258p.

- 43- Benhoussa A., Dakki M., Qninba A. & EL Agbani M.A. (1999). Habitats d'un site Ramsar côtier du Maroc, la Merja Zerga: approches typologique et cartographique. *Humedales Méditerranéens*. 1: 75-82.
- 44- Benlahrech F. 2008. Biodiversité des rongeurs dans un milieu agricole à Taâdmit (Djelfa). Mém. Ing. Agro. Pasto. Cent. Univ. Ziane Achour. Djelfa. 84 p.
- 45- Bernard J. 1970. Clef de détermination des rongeurs de Tunisie. *Extrait des Archives de l'Institut Pasteur de Tunis* 47: 265-307.
- 46- Bernardo, J. (1994). Experimental analysis of allocation in two divergent, natural Salamander populations. *American Naturalist*. 143, 14–38.
- 47- Blagojevic J., Jovanovic V., Stamenkovic G., Jojic V., Bugarski-Stanojevic V., Adnadevic T., et al, (2012). Age differences in bioaccumulation of heavy metals in populations of the black-striped field mouse, *Apodemus agrarius* (Rodentia, Mammalia). *Int J .Environ .Res*. 6:1045–1052.
- 48- Blondel J., (1979). Biogéographie et écologie. Ed. Masson, Paris, 173 p.
- 49- Bonhomme F., Catalan J., Britton- Davidian J., Chapman V. M., Moriwaki K., Nevo E. & Thaler L. (1984). Biochemical diversity and evolution in the genus *Mus*. *Biochem. Genet*, 22 (3/4): 275- 303.
- 50- Bouaarakia O. (2020). Etude intégrative de rongeurs Gerbillinés des zones anthropisées du Maroc septentrional : approche morphométrique et moléculaire. Thèse national, Université Mohammed V, p.227.
- 51- Boubakeur N., (2016). Biodiversité et distribution des rongeurs inféodés aux systèmes agricole et oasisien dans le Ziban. Mémoire Magister en Sciences Agronomiques, Option Agriculture et environnement en zones arides, Université de Biskra, Algérie, 106 p.
- 52- Bouchardy, CH. & Moutou F. (1989). Observer les Mammifères Sauvages. Les indices de présence et l'observation directe. Ed. Bordas : 239p.
- 53- Bounif I., âaouil H., Elanza S., Ibn Ahmed S. & Aboulouafa M. (2017). Physicochemical study of Dayet Er-Romi Lake water, Khemisset region. *American journal Of Engineering Research*.6 (3):101-106.
- 54- Boursot P. (1985). Variabilité de l'ADN mitochondrial et du chromosome Y : applications à l'étude de la structuration génétique et de l'hybridation naturelle chez une espèce et deux semi-espèces de souris (*Mus*). Thèse Docteur-Ingénieur, Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier, 81p.
- 55- Boutahar L., Maanan M., Benhoussa A., Bazairi H., Jonathan R. *et al.* (2019). Biomonitoring environmental status in semi-enclosed coastal ecosystems using *Zostera noltei* meadows. *Ecological Indicators*. 104:776-793.
- 56- Butet A., (1985). Méthode d'étude du régime alimentaire d'un rongeur polyphage (*Apodemus sylvaticus* L., 1758) par l'analyse microscopique des fèces. *Mammalia*, T. 49, (4): 450 - 483.

- 57- Cairns Jr. (1988). Putting the Eco in Ecotoxicology. *Regulat Toxicol Pharmacol* 8: 226-238.
- 58- Carlsen, T.M., Coty, J.D., Kercher, J.R., (2004). The spatial extent of contaminants and the landscape scale: An analysis of the wildlife, conservation biology, and population modeling literature. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 798-811.
- 59- Casti n E. & Gosalbez J. (1992). Distribuci n de micromamíferos (Insectivora y Rodentia) en Navarra. *Misc. Zool.*, 17 : 249-261.
- 60- Cherkaoui I, Lamrani M (2007). Caractérisation ornithologique des habitats naturels de la lagune de Merja Zerga (Maroc). *Ostrich* 78(2): 533–540.
- 61- Chevret, P., Denys, C., Jaeger, J.-J., Michaux, J. & Catzeflis, F. M. (1993). Molecular evidence that the spiny mouse (*Acomys*) is more closely related to gerbils (*Gerbillinae*) than to true mice (*Murinae*). *Proceedings of the National Academy of Science*, 90, 3433-3436.
- 62- Chiffolleau J.F., Truquet I., (1994). Nouvelles méthodes de dosage de quelques métaux traces dans les sédiments et les matières en suspension. *Ifremer*. 8-94.
- 63- Cockburn A., Manserg I.M., Broome L.S. & Ward S. (1990). Molecular clocks and generation time in buryamid marsupials. *Mol. Biol. Evol.*, 7 : 283-285.
- 64- Cockrum E. L, Vaughan T. C. et Vaughan P. J., (1976).– A review of north Africa Short-tailed Gerbillus (*Dipodillus*) with description of new taxon from Tunisia, *Mammalia*, 40 (2): 313–326.
- 65- Coggins A.M., Jennings S.G., Ebinghaus R., (2006). Accumulation rates of the heavy metals lead, mercury and cadmium in ombrotrophic peatlands in the west of Ireland. *J.Atmos. Environ.* 40: 260–278.
- 66-  olak R.,  olak E. & Yiđit N., (2004). Morphometric, Karyotypic and Electrophoretic Analysis of the Genus *Apodemus* (Kaup, 1829) (*Mammalia, Rodentia*) in Thrace. *Turkish Journal of Zoology*. 29, 147- 153.
- 67- Collinson M.E. & Hooker J.J. (1991). Fossil evidence of interactions between plants and plant eating mammals. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 333: 197-207.
- 68-** Corbet G.B. (1978). The mammals of the Palearctic region. A taxonomic review. *Brit. Mus. (Nat. Hist.)*- Cornell Univ. Press, London – Ithaca, 314p.
- 69- Cosson J. F., Granjon L., Cuisin J., Tranier M., Colas F., 1997. Les Mammifères du littoral mauritanien : LAURENT GRANJON, JEAN-MARC DUPLANTIER 184 1. Aspects m thodologiques ». In Colas F. ( d.) : Environnement et littoral mauritanien, Montpellier,  ditions du CIRAD, coll. Colloques : 65-72.
- 70-** Cosson, J.F., Hutterer, R., Libois, R., Sarà, M., Taberlet, P., Vogel, P., 2005. Phylogeographical footprints of the Strait of Gibraltar and Quaternary climatic fluctuations in the western Mediterranean: a case study with the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula* (*Mammalia: Soricidae*). *Mol. Ecol.* 14 (4), 1151–1162.

- 71- Courchamp, F., Chapuis, J.-L. et Pascal, M. (2003) 'Mammal invaders on islands: impact, control and control impact.' *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 78(3) pp. 347–383.
- 72- Cuenca-Bescos G., Rofes J., Lopez-Garcia JM., Blain H-A., De Marfa RJ., Galindo-Pellicena MA., Bennasar-Serra ML., Melero-Rubio M., Arsuaga JL., De Castro JMB., Carbonell E., (2010). Biochronology of Spanish Quaternary small vertebrate faunas. *Quatern Int.* 212: 109–119.
- 73- Damek-Poprawa M, Sawicka-Kapusta K. (2003). Damage of the liver, kidney and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steel works and zinc smelters in Poland. *Toxicology.* 186: 1-10.
- 74- Danson, F.M., Armitage, R.P., Marston, G.G., (2008). Spatial and temporal modelling for parasite transmission studies and risk assessment. *Parasite-Journal De La Société Française De Parasitologie.* 15, 463-468.
- 75- Delattre P., Giraudoux P., (2009). Le campagnol terrestre, prévention et contrôle des populations. p.263.
- 76- Denys S., Caboche J., Feidt C., Hazebrouck B., Dor F., Dabin C., Floch-Barneaud A., Tack K., (2009). Oral bioavailability and bioaccessibility in humans of metals and metalloids from polluted soils: Definitions, measure protocols and international operational feedback. *Environnement Risques & Sante*, 8, 433-438.
- 77- Denys, C., Michaux, J., Petter, F., Aguilar, J.-P., & Jaeger, J.-J. (1992) Molar morphology as a clue to the phylogenetic relationship of *Acomys* to the Murinae. *Israel Journal of Zoology*, 38, 253-262.
- 78- Denys, C., Taylor, P., Aplin, K., (2017). Family Muridae. In: *Handbook of the Mammals of the World, Vol. 7, Rodents II: 598–650* (D. E. Wilson, T. E. Lacher Jr., R. A. Mittermeier, Eds.). Lynx Edicions, Barcelona.
- 79- Desaunay A., (2011). Etude et modélisation de la biosorption des métaux par les bactéries. Application au transfert du cadmium et du zinc, seuls ou en mélange, par *Escherichia coli* et *Cupriavidus metallidurans* en colonnes de sable d'Hostun. Thèse du doctorat de l'Université de Grenoble. 222p.
- 80- Desvars-Larrive A, Pascal M, Gasqui P, Cosson J-F, Benoit E, Lattard V, *et al.* (2017) Population genetics, community of parasites, and resistance to rodenticides in an urban brown rat (*Rattus norvegicus*) population. *PLoS ONE* 12(9): e0184015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184015>.
- 81- Diane, A., Victoriano, M., Fromentin, G., Tome, D., Larue-Achagiotis, C. (2008). Acute stress modifies food choice in Wistar male and female rats. *Appetite.* 50:397-407.
- 82- Dickman C.R., (2003). Positive effects of rodents on biota in arid Australian systems. *International Conference on Rodent Biology and Management.* Canberra-Australia, 69-74.

- 83- Dickman M, Rygiel G. (1998). Municipal landfill impacts on a natural stream located in an urban wetland in regional Niagara, Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 112(4):619-630.
- 84- Didier R. et Rode P. (1944). Mammifères de France, Rat, Souris Mulots. Ed. Paul Lechevalier, Paris, 36 p.
- 85- Ding A.J., Fu C.B., Yang X.Q., Sun J.N., Petäjä T., Kerminen V.M., T. Wang T. and al. (2013). Intense atmospheric pollution modifies weather: a case of mixed biomass burning with fossil fuel combustion pollution in eastern China. *Atmos. Chem. Phys.* 13: 10545–10554.
- 86- Dobigny G., Nomao A. & Gauttin J., (2002). A cytotoxic survey of Rodents from Niger : implications for systematics, biodiversity and biogeography. *Mammalia*, 66(4), pp.1 – 27.
- 87- Dobson M., (1998). Mammal distributions in the western Mediterranean: the role of human intervention. *Mammalia*. Vol. 28, No. 2, 77–88.
- 88- Dobson, S., Shore, R.F., 2002. Extrapolation for Terrestrial Vertebrates. *Human and Ecological Risk Assessment* 8, 45-54.
- 89- Dragun Z., Roje V., Mikac N. and Raspor B., (2009). Preliminary assessment of total dissolved trace metal concentrations in Sava River water. *Environ Monit Assess.* 159:99–110.
- 90- Drake, D. R. & Hunt, T. L. (2009) ‘Invasive rodents on islands: Integrating historical and contemporary ecology.’ *Biological Invasions*, 11(7) pp. 1483–1487.
- 91- Drouai H., Belhamra M. et Mimeche F., (2018). Inventory and distribution of the rodents in Aurès Mountains and Ziban oasis (Northeast of Algeria). *Anales de Biología*, 40, 47-55.
- 92- Duplantier J-M, Granjon L, BÂ K. (1991 b). Découverte de trois espèces de rongeurs nouvelles pour le Sénégal : un indicateur supplémentaire de la désertification dans le nord du pays. *Mammalia*, 55 : 313-315.
- 93- Düsseldorf M.S.A., (2007). Die Waldmaus in urbanen Lebensräumen: Der Fall der „Gleismäuse“ am Essener Hauptbahnhof. Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Universität Duisburg-Essen, pp.89-90.
- 94- Echchakery M., Boussaa S., Kahime K., Boumezzough A., (2015). Epidemiological role of a rodent in Morocco: Case of cutaneous leishmaniasis. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease*, 5(8): 589-594.
- 95- Eisenberg J.F. (1981). The mammalian radiations. Athlone Press, London.
- 96- El Abidi A., Idrissi L., Taleb H., Azizi A., Mameli O. & Melis P., (2000). The impact of lead pollution on the environment of Rabat-Salé (Morocco). *Annali di Chimica*, 90 (11-12): 695–702.
- 97- Engels H. (1983). Zur Phylogenie und Ausbreitungsgeschichte mediterraner Hausmäuse (Genus *Mus* L.) mit Hilfe von “Compatibility Analysis”. *Z. Säugetierk.*, 48(1) : 9- 19.
- 98- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W., (2007). Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68, 145-227.

- 99- Farag M., Hagag M., Saber A., Fayz A. (2012). Contamination of Cows Milk by Heavy Metal in Egypt. *Bull Environ Contam Toxicol.* 88:611–613.
- 100- Faurie C., Ferra C., Medori P., Devaux J., J.L. Hemptinne J.L. (2006). *Ecologie : Approche scientifique et pratique.* Lavoisier, Paris, 376 p.
- 101- Felsenstein J. (1985). Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution* 39:783-791.
- 102- Fichet-Calvet E, Jomaa I, Giraudoux P, Ashford R.W. (1999). Estimation of fat sand rat *Psammomys obesus* abundance by using surface indices. *Acta Therio*, 44 (4): 353-362.
- 103- Filippucci M.G. & Civitelli M.V. (1986). The chromosomes of *Lemniscomys barbarus* (Rodentia, Muridae). *Boll. Zool.* 53: 355-358.
- 104- Filippucci M.G., Shimon Simson & Eviatar Nevo, (1989). Evolutionary biology of the genus *Apodemus* Kaup, 1829 in Israel. Allozymic and biometric analyses with description of a new species: *Apodemus hermonensis* (Rodentia, Muridae). *Boll. Zool.* 56, 361-376.
- 105- Flynn L.J. (1994). Roots of rodent radiation. *Nature*, 370 : 97-98.
- 106- Fons R. & Saint Girons M.C. (1993). Le cycle sexuel chez le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* (L. 1758), (Muridae) en région méditerranéenne. *Z. Säugetierk.* 58: 38–47.
- 107- Fons R., Libois R. & Saint Girons M.C. (1980). Les micro-mammifères dans le département des Pyrénées Orientales. Essai de répartition altitudinale en liaison avec les étages de végétation. *Vie Milieu*, 30 : 285-299.
- 108- Fons R., Sender S., Peters T. & Jürgens K.D. (1997). Rates of rewarming, heart and respiratory rates and their significance for oxygen transport during arousal from torpor in the smallest mammal, the etruscan shrew *Suncus etruscus*. *J. Exp. Biol.*, 200 : 1451- 1458.
- 109- Forbes, V.E., Forbes, T.L. (1997). *Ecotoxicologie. Théorie et applications.* INRA, Paris, France.
- 110- Fritsch C., Giraudoux P., Coeurdassier M., Douay F., *et al.* (2010). Spatial distribution of metals in smelter-impacted soils of woody habitats: influence of landscape and soil properties, and risk for wildlife. *Chemosphere*, 81 (2):141-155.
- 111- Ganzhorn, J. U. (2003). Effects of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry 74 deciduous forest fragments of western Madagascar. *Animal Conservation*, 6 pp. 147–157.
- 112- Garcia-Diaz, D. F., Campion, J., Milagro, F. I., Lomba, A., Marzo, F., Martinez, J. A. (2007). Chronic mild stress induces variations in locomotive behavior and metabolic rates in high fat fed rats. *Journal of physiology and biochemistry.* 63:337-46.
- 113- Garcia-Sevillano M.A, Garcia-Berrera T., Abril N., Pueyo C., Lopez-Barea J. & Gomez-Ariza J.L. (2014). Omics technologies and their applications to evaluate metal toxicity in mice *M. spretus* as a bioindicator. *Journal of proteomics.* (104):4-23.

- 114- Gašparík J., Binkowski L., Jahnátek A., Šmehýl P., Massanyi P. and al. (2016). Levels of Metals in Kidney, Liver, and Muscle Tissue and their Influence on the Fitness for the Consumption of Wild Boar from Western Slovakia. *Biol Trace ElemRes.* 177(2): 258-266.
- 115- Gdula-Argasińska J., Dąbrowski Z., Witkowska-Pelc E., Katarzyna Sawicka-Kapusta K., (2005). Heavy metal content and histopathology of the tissues of the Yellow-Necked mice (*Apodemus flavicollis*) and Bank Voles (*Clethrionomys glareolus*) as an exposure indicator of environmental pollution in Malopolska Province. *Chemia. I Inzynieria Ekologiczna.* 12(11): 1213-1220.
- 116- Gerasimov S., Nikolov H., Mihailova V., Auffray J.C. & Bonhomme F. (1990). Morphometric stepwise discriminant analysis of the five genetically determined European taxa of the genus *Mus*. *Biol. J. Linn. Soc.*, 41: 47-64.
- 117- Ghaderi A.A., Abduli M.A., Karbassi A.R., Nasrabadi T. and Khajeh M. (2012). Evaluating the Effects of Fertilizers on Bioavailable Metallic Pollution of soils, Case study of Sistan farms, Iran. *Int. J. Environ. Res.*, 6(2): 565-570.
- 118- Gilbert, S. (2010). A Small Dose of Toxicology. In *Toxipedia*. Toxipedia.
- 119- Giraudoux P, Raoul F, Vaniscotte A, Ito A, Craig PS. (2007). *Echinococcus multilocularis*: Why are multidisciplinary and multiscale approaches essential in infectious diseases ecology? *Trop Med Health* 35: 293-299.
- 120- Goix S., (2012). Origine et impact des pollutions liées aux activités minières sur l'environnement (eau-sol-atmosphère) et la santé, cas de Oruro (Bolivie). Thèse du Doctorat de l'Université de Toulouse-Toulouse III. 300p.
- 121- Gonzalez H., Pomares M., Ramirez M., Torres I. (1999). Heavy metals in organisms and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall of Havana City Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 1048-1051.
- 122- González, X.I., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Carballeira, A., (2008). Evaluation of some sources of variability in using small mammals as pollution biomonitors. *Chemosphere*. 11, 2060-2067.
- 123- Granjon L. and Duplantier J.M., 2011. Guinean biodiversity at the edge: Rodents in forest patches of southern Mali. *Mammalian Biology*, 76: 583 – 591.
- 124- Granjon L. et Duplantier J.M. (2009). Les rongeurs Sahélo-soudanienne. Institut de Recherche pour le Développement, Publications Scientifiques du Muséum Marseille, France, 242 p.
- 125- Granjon L. *Gerbillus simoni* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species, 2016, <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T9149A22462349.en> e.T9149A115518404 (Downloaded on 20 August 2018).

- 126- Granjon L., Bonnet A. & Hamdine W., (1999). Reevaluation of the taxonomic Status of North African gerbils usually referred to as *Gerbillus pyramidum* (Gerbillinae, Rodentia): Chromosomal and biometrical data. *Z. Säugetierkunde*, 64, pp.298–307.
- 127- Granjon,L ; Duplantier,JM. (2012). Demographic aspects of the island syndrome in two Afrotropical *Mastomys* rodent species, *Acta Oecologica*, 39:72-79.
- 128- Grasse P. P. & Dekeyser P. L., (1955). Ordre des rongeurs, pp. 1321–1573, cité par GRASSE, *Traité de Zoologie, Mammifères*. Ed. Masson et Cie, Paris, T. XVII, (2) :1172–2300.
- 129- Guey-Shin S., Bai-You C., Chi-Ting C., Pei-Hsuan Y., andTsun-Kuo C. (2011). Applying Factor Analysis Combined with Kriging and Information Entropy Theory for Mapping and Evaluating the Stability of Ground water Quality Variation in Taiwan. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 8: 1084-1109.
- 130- Haider S., Naithani V., Barthwal J., Kakkar P., (2004). Heavy metal content in some therapeutically important medicinal plants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 119.
- 131- Hamadache A., (1991) – Contribution à l'étude de l'avifaune suivant un transect DRAA ELMIZAN-TALA GUILF Mem.Ing. INA, 70p
- 132- Hamdine W. & Poitevin F. (1994). Données préliminaires sur l'écologie du Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* Linné, 1758, dans la région de Tala-guilef, parc national du Djurdjura, Algérie. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, T. 49 : 181 – 186.
- 133- Hanna, E. & Cardillo, M. (2014). Island mammal extinctions are determined by interactive effects of life history, island biogeography and mesopredator suppression. *Global Ecology and Biogeography*, 23(4) pp. 395–404.
- 134- Harper, G.A. (2006). Habitat use by three rat species (*Rattus spp.*) on an island without other mammalian predators. *New Zealand. Journal of Ecology*, pp.321–333.
- 135- Harris R.B, Mitchell T.D, Simpson J, Redmann S.M, Jr., Youngblood B.D & Ryan D.H. (2002a). Weight loss in rats exposed to repeated acute restraint stress is independent of energy or leptin status. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol*, 282, R77-88.
- 136- Harris R.B, Palmondon J, Leshin S, Flatt W.P & Richard D. (2006). Chronic disruption of body weight but not of stress peptides or receptors in rats exposed to repeated restraint stress. *Horm Behav*, 49, 615-625.
- 137- Harris, D. B. (2009). Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, 11(7) pp. 1611–1630.
- 138- Hartenberger J.L. (1985). The order Rodentia: Major questions on their evolutionary origin, relationships and suprafamilial systematics. In: *Evolutionary relationships among rodents*, Luckett W.P. et Hartenberger J.L. Eds., Plenum Press New York: 1-33.
- 139- Hichami N., Bendami S., Mounir A. (2020). Contribution of mammals study in the western Rif (North West of Morocco). *Plant Archives*, 20: 1329-1333.

- 140- Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA Jr, Cairns J Jr (eds). (1995). Handbook of ecotoxicology (2nd ed.). CRC Press, Boca Raton (FL), Etats-Unis, pp. 1312.
- 141- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Scheunert, I., Korte, F., (2001). Environmental contaminants. In: Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.), Ecotoxicology of wild mammals. Ecotoxicology and Environmental Toxicology Series. *John Wiley and Sons, Ltd, Chichester*, pp. 1-48.
- 142- Hope B. & Fairbrother A. (2005). Terrestrial Ecotoxicology. 2nd, Chapter NA, Wexler, P. (ed.), Encyclopedia of Toxicology. Elsevier Ireland Limited, Limerick, Ireland, 138-142.
- 143- Hunter B.A. & Johnson M.S. (1982). Food chain relationship of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos*, 38, 108-117.
- 144- Hunter B.A., Johnson M.S., Thompson D.J. (1987). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. III. Small mammals. *Journal of Applied Ecology*. 24, 601-614.
- 145- Hunter B.A., Johnson M.S., Thompson D.J. (1989). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV. Tissue distribution and age accumulation in small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 26, 89-99.
- 146- Ibn Tattou M. (2015). Sebket imlili : végétations et couverture végétale. Communication Orale. Journée scientifique, La Sebket d'Imlily (Province d'Oued Eddahab) : un système original de zone humide saharienne relique. *Institut Scientifique*.
- 147- Ieradi L.A, Zima J., Allegra F., Kotlanova E., Campanella L., *et al.* (2003). Evaluation of genotoxic damage in wild rodents from a polluted area in the Czech Republic. *Folia Zool.* 52(1): 57–66.
- 148- Ieradi L.A, Moreno S, Bolivar J.P, Cappai A, Di Benedetto A, Cristaldi M. (1998). Free-living rodents as bioindicators of genetic risk in natural protected areas. *Environ. Pollut.* 102, 265–268.
- 149- Ieradi L.A; Zima J ; Allegra F. Evaluation of genotoxic damage in wild rodents from a polluted area in the Czech Republic, *Folia Zool.* 52(1): 57–66 (2003).
- 150- Jacquart T. (1986). Structure génétique et phylogénie intraspécifique chez la souris sauvage *Mus spretus* Lataste : distribution spatiale du polymorphisme des gènes nucléaires de structure et de l'ADN mitochondrial. Thèse Doct. Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier, 122p.
- 151- Jarić I., Višnjić-Jeftić Z., Cvijanović G., Gačić Z., Jovanović L., Skorić S., Lenhardt M., (2011). Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenserruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchemical Journal*. 98: 77–81.

- 152- Jessup DA, Leighton FA. 1996. Oil pollution and petroleum toxicity to wildlife. In: Fairbrother A, Locke LN, Hoff GL (eds). *Noninfectious diseases of wildlife* (2nd ed). Iowa State University Press, Ames (IA), Etats-Unis: 141-156.
- 153- Johnson P.E, Milne D.B. & Lykken G.I. (1992). Effect of age and sex on copper absorption, biological half-life, and status in humans. *American Society for Clinical Nutrition*, vol. 58, p. 917-925.
- 154- Johnson P.T.J, Lund P.J, Hartson R.B, Yoshino T.P. (2009). Community diversity reduces *Schistosoma mansoni* transmission, host pathology and human infection risk. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 276, 1657-1663.
- 155- Kapustka L, Goncharova N, Arapis G. (2006). Methods and tools in ecotoxicology and ecological risk assessment working group summary. *Ecotoxicology, Ecological risk assessment and Multiple Stressors*, pp 371-377.
- 156- Kargar M., Khorasani N.A., Karami M., Rafiee G.H. & Naseh R. (2012). An investigation on As, Cd, Mo and Cu contents of soils surrounding the Meyduk tailing dam. *Int. J Environ. Res.* 6(1): 173-184.
- 157- Kasprzak K.S, Sunderman Jr F.W, Salnikow K. (2003). Nickel carcinogenesis. *Mutat Res*, 533:67-97.
- 158- Kermadi S., (2009). Etude morphologique et craniométrique des rongeurs dans la région de Ouargla. *memoire Ing. Agro., Uni. Kasdi Merbah, Ouargla*, p.192.
- 159- Khammes N & Aulagnier S. (2007). Diet of the Wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, in three biotopes of Kabylie of Djurdjura (Algeria). *Folia Zoologica*, 56(3): 243-252.
- 160- Khammes N, Lek S & Aulagnier S. (2006). Identification biométrique des deux espèces sympatriques de souris *Mus musculus domesticus* et *Mus spretus* en Kabylie du Djurdjura (Algérie). *Revue Suisse de Zoologie*, 113 (2): 411-419.
- 161- Khammes N. (2008). Fragmentation des Populations de Rongeurs Muridés en Méditerranée Occidentale : de l'échelle stationnelle à l'aire de répartition. Thèse Doctorat en Sciences Biologiques, Spécialité Ecologie Animale. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 170 p.
- 162- Khidas K., Khammes N., Khelloufi S., Lek S. & Aulagnier S., (2002). Abundance of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* and the Algerian mouse *Mus spretus* (Rodentia, Muridae) in different habitats of Northern Algeria. *Mamm. biol.* 67: 34-41.
- 163- Kitron U., Clennon J.A., Cecere M.C., Gurtler R.E., King C.H., Vazquez-Prokopec G. (2006). Upscale or downscale: applications of fine scale remotely sensed data to Chagas disease in Argentina and schistosomiasis in Kenya. *Geospatial Health* 1, 49-58.
- 164- Klaassen, M. (1995). Molt and basal metabolic rate in males of two subspecies of Stonechats the European *Saxicola torquata rubicula* and the East-African *Saxicola torquata axillaris*. *Oecologia* 104, 424-432.

- 165- Klein J.M, Poulet A. R., Simonkovich E., (1975). Observations écologiques dans une zone enzootique de peste en Mauritanie. 1. Les rongeurs, et en particulier *Gerbillus gerbillus* Olivier, 1801 (Rodentia, Gerbillinae). Cah. Orstom, sér. *Entomologie médicale et Parasitologie*, 13 : 13-28.
- 166- Kljakovic-Gaspic Z., Ujevic I. & Baric A. (2002). The Mediterranean blue mussel as an environmental indicator of metal pollution in the coastal area of Eastern Adriatic. *Fresenius Environmental Bulletin*. 11(9):620-625.
- 167- Knopper L.D, Mineau P. (2004). Organismal effects of pesticide exposure on meadow voles (*Microtus pennsylvaticus*) living in golf course ecosystems: developmental instability, clinical hematology, body condition, and blood parasitology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 1512-1519.
- 168- Koeman J.H. (1982). Ecotoxicological evaluation: the ecoside of the problems. *Ecotox Envir Saf*, 6: 358-362.
- 169- Koteja P. & Weiner J. (1993). Mice, voles and hamsters: metabolic rates and adaptive strategies in muroid rodents. *Oikos*, 66 : 505-514.
- 170- Koukal B., Dominik J., Vignati D., Arpagaus P., Santiago S., Ouddane B., and Benaabidate L. (2004). Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). *Environ Pollut.*, 131: 163–172.
- 171- Krystufek B. & Vohralik V., (2009). Mammals of Turkey and Cyprus, Rodentia II: Cricetinae, Muridae, Spalacidae, Calomyscidae, Capromyidae, Hystricidae, Castoridae. Univerza na Primorskem, Znanstveno-raziskovalno središče Koper. 80-81.
- 172- Kumar S, Stecher G, Tamura K (2016) MEGA7: molecular evolutionary genetics analysis version 7.0 for bigger datasets. *Mol Biol Evol* 33(7):1870-1874.
- 173- Lagadic L, Caquet T, Amiard JC, Ramade F (eds). Biomarqueurs en écotoxicologie, aspects fondamentaux. Masson, Paris, France : 1-9.
- 174- Lai HY, Hseu ZY, Chen TC, Chen BC, Guo HY, Chen ZS. (2010b). Health risk-based assessment and management of heavy metals-contaminated soil sites in Taiwan. *International Journal of Environmental Research & Public Health*. 7: 3595-3614.
- 175- Lalis A., Lebois R., Liefried S., Ouarour A., Beeravolu C.R., Michaux J., Hamani A., C. and Nicolas V., (2016). New molecular data favour an anthropogenic introduction of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in North Africa. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 54(1), 1-12.
- 176- Le Berre M. (1990). Faune du Sahara – Mammifères. Raymond Chabaud Le chevalier, T. 2,360 p.
- 177- Le Louarn H. et Quere J.P. (2003). Les rongeurs de France : Faunistique et biologie. Institut National Recherche Agronomique, Paris.

- 178- Lee C.S.L., Li X.D., Zhang G., Li J., Ding A., Tao X. (2007). Heavy metals and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Hong Kong and Guangzhou, South China-Evidence of the long-range transport of air contaminants. *Atmospheric Environment*, 41(2):432-447.
- 179- Leticia Torres Rodríguez L, Juan Manuel Vargas Morales J-M, Cárdenas-González J.F, Moctezuma-Zárate M.G. (2015). International Journal of Applied Science and Technology, 5:45-52.
- 180- Libois RM., Michaux JR., Ramalhinho MG., Maurois C., Sara M., (2001). On the origin and systematics of the northern African wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) populations: a comparative study of mtDNA restriction patterns. *Can J Zool* 79: 1503–1511.
- 181- Lidicker WZ. (2007). Levels of organization in biology: on the nature and nomenclature of ecology's fourth level. *Biol Rev*, 83: 71-78.
- 182- Lin C.C., Chen S. J., Huang K. L., Hwang W. I., Chang-Chien G. P., Lin W. Y., (2005). Characteristic of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environ. Sci. Technol.* 37.
- 183- Liu, J., Goyer, R. A. and Waalkes, M. P. (2008). Toxic Effects of Metals. In Casarett, L. J. and Doull, J., Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons (chap. 23, p. 931-979). New York, The McGraw-Hill Companies.
- 184- Lopes P.A., Viegas-Crespo A.M., Nunes A.C., Pinheiro T., Marques C., *et al.* (2002). Influence of age, sex, and sexual activity on trace element levels and antioxidant enzyme activities in field mice (*Apodemus sylvaticus* and *Mus spretus*). *Biological Trace Element Research*, 85: 227,239.
- 185- Louarn H. & Saint Girons M. C. (1977). Les rongeurs de France, Faunistique et Biologique. Ed. *Inst. nat. rech. agro*, Paris, 159 p.
- 186- Luckett W.P. & Hartenberger J.L. (1993). Monophyly or polyphyly of the order Rodentia : possible conflict between morphological and molecular interpretations. *J. Mammal Evol.*, 11 : 127-147.
- 187- Maanan M., Zourarah B., Sahabi M., Maanan M., Le Roy P., Mehdi K., Salhi F. (2015). Environmental risk assessment of the Moroccan Atlantic continental shelf: The role of the industrial and urban area. *Sciences of Total Environment*. 511: 407–415.
- 188- Marques C.C., Sanchez-Chardi A., Gabriel S., Mathias M.D.L. *et al.* (2007). How does the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, responds to long-term heavy metal contamination? - A case study. *Science of The Total Environment*. 376(1-3):128-33.
- 189- Martiniaková M., Omelka R., Stawarz R., Formicki G., (2012). Accumulation of lead, cadmium, nickel, iron, copper, and zinc in bones of small mammals from polluted areas in Slovakia. *Pol. J. Environ. Stud.* 21, 153–8.

- 190- McGeer, J.C., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K., Drexler, J. (2004). Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals, in: Beringer, M. (Ed.). US Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, Washington DC, USA, p. 126.
- 191- Meerlo P, De Boer SF, Koolhaas JM, Daan S & Van den Hoofdakker RH (1996a). Changes in daily rhythms of body temperature and activity after a single social defeat in rats. *Physiol Behav.* 59, 735-739.
- 192- Meng J., Wyss A.R., Dawson M.R. & Zhai R. (1994). Primitive fossil rodent from Inner Mongolia and its implications for mammalian phylogeny. *Nature*, 370 : 134-136.
- 193- Metcheva R., S. Teodorova, and M. Topashka-Ancheva. (2002). A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria I: monitoring points and bioaccumulation features. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54 (2003) 176–187.
- 194- Mhamdi Alaoui A., Choura M., Maanan M., Zourarah B., Robin M., Conceicao M.F., Andrade C., Khalid M., Carruesco C. (2010). Metal fluxes to the sediments of the Moulay Bousselham lagoon, Morocco. *Environ EarthSci.* 61:275–286.
- 195- Michaux J. & Pasquier L. (1974). Dynamique des populations de mulots (Rodentia, Apodemus) en Europe durant le Quaternaire. *Premières Données Bulletins Société Géologique France*, 7 : 431-439.
- 196- Michaux J. R., Sara M., Libois R. & Matagne R. (1998). Is the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) of Sicily a distinct species? *Belg. J. Zool.*, 128 : 211-214.
- 197- Michaux J., Aguilar J-P, Montuire S., Wolff A. & Legendre S. (1997). Les Murinea (Rodentia, Mammalia) néogènes du Sud de la France : évolution et paléoenvironnements. *Geobios*, 20: 379-385.
- 198- Michaux J., Filippucci M. G., Libois R.M., Fons R. & Matagne R. (1996 a). Biogeography and taxonomy of the Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in the Tyrrhenian region: enzymatique variations and mtDNA restriction pattern analysis. *Heridity*, 76: 267- 277.
- 199- Michaux J., Magnanou E., Paradis E., Nieberding C. & Libois R. (2003). Mitochondrial phylogeography of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in the Western Palearctic region. *Molecular Ecology*, 12 : 685-697.
- 200- Michaux J.R., Libois R. & Fons R. (1996 b). Différenciation génétique et morphologique du mulot, *Apodemus sylvaticus*, dans le bassin méditerranéen occidental. *Vie Milieu*, 46 : 193-203.
- 201- Michaux J.R., Magnanou E., Nieberding C. & Libois R. (2002). Phylogéographie mitochondriale du mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) dans la region Paléarctique occidentale. *Biosystema*, 20 : 115-130.

- 202- Mineau, P. (2005). A Review and Analysis of Study Endpoints Relevant to the Assessment "Long Term" Pesticide Toxicity in Avian and Mammalian Wildlife. *Ecotoxicology*, V14, 775-799.
- 203- Moores R & Brown D. (2013). Range Extension, Identification and Habitat of Occidental Gerbil *Gerbillus occiduus*. *Go-South Bull*, 10:27-28.
- 204- Morand S., Bordes F., Chen H-W., Claude J., Cosson J-F., Czirják G. A., A. D., Latinne, A., Michaux, A. et Ribas, A. (2015). Global parasite and Rattus rodent invasion: the consequences for rodent-borne diseases.' *Integrative zoology*, 10(5) pp. 409–423.
- 205- Moreno E. & Barbosa A. (1992). Distribution patterns of small mammal fauna along a gradient of latitude and altitude in Northern Spain. *Z. Säugetierk.*, 57(3) : 169-175.
- 206- Musser G .G. & Carleton M.D. (1993). Family Muridae. in Wilson DE, Reeder DM, eds. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. Washington, DC: *Smithsonian Institution Press* : 501-755.
- 207- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 6772.
- 208- Mzoughi N. and Chouba L. (2012). Heavy Metals and PAH Assessment Based on Mussel Caging in the North Coast of Tunisia (Mediterranean Sea). *Int. J. Environ. Res.*, 6 (1), 109-118.
- 209- Nasrabadi T., Nabi Bidhendi G. R., Karbassi A. R. and Mehrdadi N., (2010). Partitioning of metals in sediments of the Haraz River (Southern Caspian Sea basin), *Environmental Earth Sciences*, 59, 1111-1117.
- 210- Ndiaye A, Chevret P, Dobigny G, Granjon L. (2013b) Molecular phylogeny of Gerbillus (Rodentia: Gerbillinae) using mitochondrial and nuclear genes: taxonomic implications. *11th International Mammalogical Congress (IMC)*, Belfast, Ireland.
- 211- Ndiaye A, Shanas U, Chevret P, Granjon L. (2013a) Molecular variation and chromosomal stability within *Gerbillus nanus* (Rodentia, Gerbillinae): taxonomic and biogeographic implications. *Mammalia*, 77(1): 105–111.
- 212- Ndiaye A., Bâ K., Aniskin V., Benazzou T., Chevret P., Konecny A., Sembène M., Tatar C., Kergoat G. J., Granjon L. (2012). Evolutionary systematics and biogeography of endemic gerbils (Rodentia, Muridae) from Morocco: an integrative approach. *Zoologica Scripta*, 41: 11–28.
- 213- Ndiaye A., Shanas U., Chevret P., Granjon L. (2013). Molecular variation and chromosomal stability within *Gerbillus nanus* (Rodentia, Gerbillinae): taxonomic and biogeographic implications. *Mammalia*, 77(1): 105–111.
- 214- Nedbal M.A., Honeycutt R.L. & Schlitter D.A. (1996). Higher-level systematics of rodents (Mammalia, Rodentia): evidence from the mitochondrial 12S rRNA gene. *J. Mammal. Evol.*, 3 : 201-237.

- 215- Nei M. and Kumar S. (2000). *Molecular Evolution and Phylogenetics*. Oxford University Press, New York.
- 216- Newman MC. (2001). *Fundamentals of ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton (FL), Etats-Unis, pp.459.
- 217- Nicolas V., Ndiaye A., Benazzou T., Souttou K., Delapre A., Couloux A., Denys C. (2014). Phylogeography of the North African Dipodil (Rodentia: Muridae) based on Cytochrome-b sequences. *Journal of Mammalogy*, 95(2): 241–253.
- 218- Nowak, R.M., 1991. *Walker's mammals of the world*, 5th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- 219- Ogundiran M.B. and Osibanjo O., (2008). Heavy metal concentrations in soils and accumulation in plants growing in a deserted slag dumpsite in Nigeria. *African Journal of Biotechnology*. 7(17): 3053-3060.
- 220- Okuku, E.O. and Peter, H. K., (2012) Choose of Heavy Metals Pollution Biomonitors: A Critic of the Method that uses Sediments total Metals Concentration as the Benchmark. *Int. J. Environ. Res.*, 6 (1), 313-322.
- 221- Okuku, E.O. and Peter, H. K., (2012). Choose of Heavy Metals Pollution Biomonitors: A Critic of the Method that uses Sediments total Metals Concentration as the Benchmark. *Int. J. Environ. Res.*, 6 (1), 313-322.
- 222- Olivier, M.J. (2009). *Chimie de l'environnement*. 6e édition, Lévis, Les productions Jacques Bernier, 368 p.
- 223- Onder S., S. Dursun S., Gezgin S., A. Demirbas A., (2007). Determination of Heavy Metal Pollution in Grass and Soil of City Centre Green Areas (Konya, Turkey). *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 16, 1 : 145-154.
- 224- ORMVAG (2007). Contrôle de l'impact des engrais et des pesticides sur l'environnement du bassin du Sebou SCET-Maroc. *HTE*. 138: 30.
- 225- ORMVAG. (2010). Etude de la faisabilité de l'aménagement hydro-agricole de la zone côtière de la troisième tranche d'irrigation du Gharb. Mission 1 : Diagnostic de la situation actuelle. Doc n°1367 -S1231 -10 cMarché n° 53/2009/DAM Edition définitive : décembre, 2010 Maroc.
- 226- Orsini P. (1982). Facteurs régissant la répartition des souris en Europe: intérêt du modèle souris pour une approche des processus évolutifs. Thèse 3e Cycle (Evolution et Biosystématique), Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 134 pp.
- 227- Orsini P. 1979. Notes sur les souris de Provence. *Ann. Soc. Sci. Nat. Arch.* Toulon Var, 31 : 168-173.
- 228- Orsini P. 1981. Premiers échantillonnages de micromammifères en Provence. *Mammalia*, 45: 187–197.

- 229- Ouzaouit A. (2000). La situation des rongeurs au Maroc. Séminaire national sur les surveillances et la lutte contre les rongeurs, Marrakech. 7 et 8 juin 2000: 24-30.
- 230- Palomo L. J. España M., López-Fuster M.J., Gosálbez J. & Sans-Coma V. (1983). Sobre la variabilidad genética y morfométrica de *Mus spretus* Lataste, 1883 en la Península Ibérica. *Misc. Zool.*, 7 : 171-192.
- 231- Pasa, A., (1947). I mammiferi di alcune antiche brecce Veronesi. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona 1, 1-111.
- 232- Peakall D, Burger J. (2003). Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicol Environ Saf*, 56 : 110-121.
- 233- Peijnenburg W. & Jager T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 56:63-77.
- 234- Peijnenburg WJ, Posthuma L, Eijsackers HJ, Allen HE. (1997). A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotoxicol Environ Saf*. Jul, 37(2):163-72.
- 235- Pesce Stéphane, (2006). Effets des pesticides sur l'activité et la diversité des communautés microbiennes d'un milieu lotique récepteur. Etudes in situ et expérimentales. Thèse de doctorat. Université Blaise Pascal, Clermont II, 271p.
- 236- Petter F. (1961). Répartition géographique et écologie des Rongeurs désertiques (du Sahara occidental à l'Iran oriental). *Mammalia*, 25 (n° spécial) : 1-222.
- 237- Petter F., (1971). Nouvelles méthodes en systématique des mammifères. Cytotaxonomie et élevage. *Mammalia*, 35 : 351-357.
- 238- Pimsai U, Pearch M.J, Satasook C, Bates P.J.J. (2014). Murine rodents (Rodentia: Murinae) of the Myanmar-Thai-Malaysian peninsula and Singapore: taxonomy, distribution, ecology, conservation status, and illustrated identification keys Introduction. *Bonn Zoological Bulletin*. 63(1).
- 239- Pleydell D.R.J., Yang Y.R., Danson F.M., Raoul F., Craig P.S., McManus D.P., Vuitton D.A., Wang Q., Giraudoux P. (2008). Landscape composition and spatial prediction of *alveolar echinococcosis* in Southern Ningxia, China. *Plos Neglected Tropical Diseases* 2, 10.
- 240- Pokarzhevskij, A.D. (1985). Geochemical ecology of terrestrial animals. Nauka Publ. House: Moscow.
- 241- Prevendar Crnić A., Šuran J., Cipriš Madunić H. and Božić F., (2015). Cadmium concentrations in the tissues of young wild boar (*Sus scrofa* L.) from Moslavina and Slavonia in lowland Croatia. *VETERINARSKI ARHIV*. 85 (3): 323-334.
- 242- Qninba A., Benhoussa A., El Agbani M.A., Thévenot M., *et al* (2006). Etude phénologique et variabilité annuelle d'abondance des charadriidés (Aves, charadrii) dans un site Ramsar du Maroc: La Merja Zerga. *Bulletin de l'Institut Scientifique, section Sciences de la Vie*, n°28, 35-47.

- 243- Qninba A., Ibn tattou M., Radi M., El idrissi A., Essougrati H., Bensouiba H., Benmoussa S., Ougga T., Bouzrou J., Azaguagh I., Bensbai J. et Khayya M.L. (2009) Sebkheth Imlily, une zone humide originale dans le Sud marocain. *Bulletin Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 31 : 51-55.
- 244- Quina A.S., Durao A.F., Munoz F., Ventura J., *et al.* (2019). Population effects of heavy metal pollution in wild Algerian mice (*Mus spretus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*.171: 414:424.
- 245- Qumsiyeh, M.B. (1996). *Mammals of the Holy Land*. Texas Tech University Press. 389 pp.
- 246- Ramade F., (1984). *Eléments d'écologie-écologie fondamentale*. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 397 p.
- 247- Ramade F. (2007). *Introduction à l'écotoxicologie*. Editions Tec & Doc. Lavoisier, Paris France.
- 248- Ramade F., (2003). *Eléments d'écologie fondamentale*. Ed. Dunod. Paris, 690 p.
- 249- Rampaud M., (1988). *Les rongeurs d'Afrique du Nord. Notes de cours*. Section de lutte contre les vertébrés, ICE Agrochemicals, Fernhurst, Haslemere, Surrey GU27 3JE, Grande-Bretagne, 30 p.
- 250- Rampaud M., (1988). *Les rongeurs d'Afrique du Nord. Notes de cours*. Section de lutte contre les vertébrés, ICE Agrochemicals, Fernhurst, Haslemere, Surrey GU27 3JE, Grande-Bretagne, 30 p.
- 251- Rattner BA. (2009). History of wildlife ecotoxicology. *Ecotoxicol* 18: 773-783.
- 252- Rautio A., Kunnasranta M., Valtonen A., Ikonen M., Hyvarinen H., Holopainen I.J., Kukkonen J.V.K., (2010). Sex, Age, and Tissue Specific Accumulation of Eight Metals, Arsenic, and Selenium in the European Hedgehog (*Erinaceuseuropaeus*). *Arch Environ Contam Toxicol*. 59:642–651.
- 253- Ricart-Jane D, Rodriguez-Sureda V, Benavides A, Peinado-Onsurbe J, Lopez-Tejero MD & Llobera M. (2002). Immobilization stress alters intermediate metabolism and circulating lipoproteins in the rat. *Metabolism* 51, 925-931.
- 254- Rodriguez J.A., Nanos N., Grau J.M., Gil L., Lopez-Arias M., (2008). Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere* 70, 1085-1096.
- 255- Rofes J., Cuenca-Bescós G., (2011). Evolutionary history and biogeography of the genus *Crocidura* (Mammalia, Soricidae) in Europe, with emphasis on *Crocidura kornfeldi*. *Mamm. Biol.* 76, 64–78.
- 256- Roff D.A. (1992). *The evolution of life histories*. Routledge, Chapman & Hall New York.

- 257- Ruby M.V, Davis A, Kempton J, Drexler J.W, Bergstrom P.D. (1992). Lead bioavailability, dissolution kinetics under simulated gastric conditions. *Environ Sci Technol.* 26: 1242-1246.
- 258- Saïdi T., (2006). Éco-biologie des rongeurs sauvages de la région du Cap Bon. Mémoire de mastère en écologie et biologie des populations. Faculté des sciences de Tunis, 85 p.
- 259- Saint Girons M.C. & Thouy P. (1978). Fluctuations dans les populations de souris *Mus spretus* Lataste 1883, en region méditerranéenne. *Bulletin d'Ecologie*, 9 : 211-218.
- 260- Saitou N. and Nei M. (1987). The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution* 4:406-425.
- 261- Salinska A, Wlostowski T, Olesnka E. (2013). Differential susceptibility to cadmium-induced liver and kidney injury in wild and laboratory-bred bank voles *Myodes glareolus*. *Arch Environ Contam Toxicol* 65: 324-331.
- 262- Sambo F., Haruna M., Idris S., Mohd S. & Nasir A. (2014). Assessment of heavy metals in water and fish from Ibrahim Adamu Lake, Jigawa, Nigeria. *Trends in Applied Sciences Research.* 9:603-606.
- 263- Sanchez-Chardi A. and Nadal J., (2007). Bioaccumulation of metals and effects of landfill pollution in small mammals. Part I. The greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*. *Chemosphere.* 68: 703–711.
- 264- Sanchez-Chardi A., (2007). Tissue, age, and sex distribution of thallium in shrews from Doñana, a protected area in SW Spain. *Sci. Total Environ.* 383, 237–240.
- 265- Sawicka-Kapusta K., G´orecki A., Lange R. (1987). Heavy metals in rodents from polluted forests in southern Poland. *Ekologia Polska*, 35, 345–354.
- 266- Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Kowalska A., Lenda B. & Skrobacz M., (1995). Heavy metal concentrations in small mammals from Borecka forest. *Arch. Ochr. Środ.* 3–4: 229–234.
- 267- Scheirs J., De Coen A., Covaci A., Beernaert J., Kayawe M., Caturla M., De Wolf H., Baert P., Van Oostveldt P., Verhagen, R., Blust, R. and De Coen, W. (2006) Genotoxicity in wood mice (*Apodemus sylvaticus*) along a pollution gradient Exposure-age-and gender-related effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (8): 2154-2162.
- 268- Schwarz E. & Schwartz H.K. 1943. The wild and commensal stocks of the House mouse, *Mus musculus* Linnaeus. *J. Mammal.*, 24 : 59-72.
- 269- Selçuk A.Y, Özkoç O.U, Bal M, Yeltekin O.O. 2021. (2021). Diet composition of the wintering *Asio otus* L. (Strigiformes: Strigidae) in two different habitat types in turkey. *Trakya University Journal of Natural Sciences*, 22(1): xx-xx, DOI: 10.23902/trkjnat.770526.
- 270- Semple KT, Doick KJ, Jones KC, Burauel P, Craven A, Harms H. (2004). Peer Reviewed: Defining Bioavailability and Bioaccessibility of Contaminated Soil and Sediment is Complicated. *Environmental Science & Technology.* juin 1;38(12):228A-231A.

- 271- Serbaji, M. M., Azri, C. and Medhioub, K., (2012). Anthropogenic Contributions to Heavy Metal Distributions in the Surface and Sub-surface Sediments of the Northern Coast of Sfax, Tunisia. *Int. J. Environ. Res.*, 6 (3), 613-626.
- 272- Setra, (2004). La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes. Note d'information N° 73, SETRA, France, 12p.
- 273- Shehab H.A, Amr Z.S. & Abu Baker A.M. (2019). Rodents (Mammalia: Rodentia) of Southwestern Syria. *Acta Soc.Zool.Bohem.* 82: 177-194, 2018.
- 274- Shore RF, Rattner BA. (2001). Ecotoxicology of Wild Mammals. *John Wiley & Sons*, Londres, UK, pp.752.
- 275- Shore, R.F. (1995). Predicting cadmium, lead and fluoride levels in small mammals from soil residues and by species-species extrapolations. *Environ. Pollut.*, 88, 333–340.
- 276- Silbergeld E.K., (2003). Facilitative mechanisms of lead as a carcinogen, *Mutat. Res.* 533, 121–133.
- 277- Singleton E.G.R. et al., (2003). Rats, mice and people : rodent biology and management. *International Conference on Rodent Biology and Management*, p.548.
- 278- Smith PN, Cobb GP, Godard-Codding C, Hoff D, McMurry ST, Rainwater TR, Reynolds KD. (2007). Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. *Environ Pollut*, 150: 41-64.
- 279- Smith, H. M. & Banks, P. B. (2014). Disease and competition, not just predation, as drivers of impacts of the black rat (*Rattus rattus*) on island mammals. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12) pp. 1485–1488.
- 280- Smith, K. F. & Carpenter, S. M. (2006b) Appendix S1. Helminth parasites recorded from black rats (*R. rattus*) and deer mice (*P. maniculatus*) throughout their geographic ranges. Wiley.
- 281- St Clair, J. J. H. (2011). The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, 144(1) pp. 68–81.
- 282- Stankovic S., Kalaba P., Stankovic R., (2014). Biota as toxic metal indicators. *Environ Chem Lett.* 12:63–84.
- 283- Stenseth N. C., Leirs H., Skonhøft A., Davis S. A., Pech R. P., Andeassen H. P., Singleton G. R., et al. (2003) . Mice and rats: the dynamics and bioeconomics of agricultural rodent's pests. *Front Ecol. Environ*, Vol. 1, (7): 1 – 12.
- 284- Sternbeck J., Sjodin A., Andreasson K., (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36: 4735–4744.
- 285- Stitou S., Jiménez R., Díaz de la Guardia R. & Burgos M., (2001). Silent ribosomal cistrons are located at the pairing segment of the post-reductional sex-chromosomes of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae). *Heredity.* 86, 128-133.

- 286- Stoetzel E., (2013). Late Cenozoic micromammal biochronology of northwestern Africa. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol.* 392: 359–381.
- 287- Stoetzel E., El Agbani M.A., Qninba A., Mouna M., Mataame A., El Brini H. & Denys C. (2010). Inventaire taxonomique préliminaire des petits vertébrés terrestres du Nord du Maroc. *Bull. Inst. Sci., Rabat, Section Sci. Vie*, 32, 1, 17-24.
- 288- Stoetzel E., El Agbani M.A., Qninba A., Mouna M., Mataame A., El Brini H. & Denys C., (2010). Inventaire taxonomique préliminaire des petits vertébrés terrestres du Nord du Maroc. *Bull. Inst. Sci., Rabat, Section Sci. Vie*, 32, 1, 17-24.
- 289- Stoetzel E., Ohler A.M., Delapre A., Nicolas V., Jacquet F., Rihane A., Mataame A., Fekhaoui M., Benazzou T. & denys C., (2012). Inventaire des petits vertébrés terrestres du centre du Maroc. *Bull. Inst. Sci., Rabat, Section Sci. Vie*, 34(1): 45-56.
- 290-** Stoetzel, E., Denys, C., Michaux, J., Renaud, S., (2013). Mus in Morocco: A Quaternary sequence of intraspecific evolution. *Biol. J. Linn. Soc.* 109, 599–621.
- 291- Sunjog K., Gacic Z., Kolarevic S., Visnji Z., Lenhardt M. and & al. (2012). Heavy Metal Accumulation and the Genotoxicity in Barbel (*Barbusbarbus*) as Indicators of the Danube River Pollution. *The Scientific World Journal*.
- 292- Talmage S. and B. T. Walton, (1991). Small mammals as monitors of environmental contaminations, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 119, 47–108.
- 293- Tannenbaum LV. (2001). What's so bad about weight loss, blood chemistry effects, kidney toxicity, etc. in a modeled ecological receptor? *Hum Ecol Risk Assess* 7: 1765-1767.
- 294- Tannenbaum LV. (2003). Can ecological receptors really be at risk? *Hum Ecol Risk Assess* 9 : 5-13.
- 295- Tannenbaum, L.V., (2001). What's so bad about weight loss, blood chemistry effects, kidney toxicity, etc. in a modeled ecological receptor? *Human and Ecological Risk Assessment* 7, 1765-1767.
- 296- Tannenbaum, L.V., (2005). A critical assessment of the ecological risk assessment process: a review of misapplied concepts. *Integrated environmental assessment and management.* 1, 66-72.
- 297- Tauchi M, Zhang R, D'Alessio DA, Seeley RJ & Herman JP. (2008) Role of central glucagon-like peptide-1 in hypothalamo-pituitary-adrenocortical facilitation following chronic stress. *Exp Neurol*, 210, 458-466.
- 298- Tchernov E., (1979). Polymorphism, size trends and Pleistocene paleoclimatic response of the subgenus *Sylvaemus* (Mammalia: Rodentia) in Israel. *Israel J Zool.* 28: 131–159.
- 299- Teka O., Mensah G.A. et Holou R., (2002). Colonisation des parcelles fourragères par des espèces de rongeurs Sud Bénin: cas de la ferme d'élevage de Samiondji. Acte du séminaire – atelier sur la mammalogie et la biodiversité ABOMEY – CALAVI/ Bénin, Société pour l'étude et la protection des mammifères, 30 (10), 33- 39.

- 300- Tête N., Afonso E., Crini N., Drouhot S., Prudent A.S. and Scheifler R., (2014). Hair as a non-lethal tool for risk assessment: do the concentrations of cadmium and lead in the hair of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) reflect internal concentrations? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 108, 233-241.
- 301- Tête N., Durfort M., Rieffel D., Scheifler R., Sánchez-Chardi A., (2014). Histopathology related to cadmium and lead bioaccumulation in chronically exposed wood mice, *Apodemus sylvaticus*, around a former smelter. *Science of the Total Environment*. 481, 167–177.
- 302- Thaler L. (1986). Origin and evolution of mice: an appraisal of fossil evidence and morphological traits. *Current Topics Microbiol. Immunol.*, 127: 3-11.
- 303- Thévenot S. & Aulagnier S. (2006). Mise à jour de la liste des mammifères sauvages du Maroc. *Go-South Bulletin*, 3, 6.
- 304- Thiam M., (2007). Les changements climatiques et l'invasion des gerbilles (Rongeurs, Muridae) au Sénégal : importance et causes du phénomène, compétition avec les espèces résidentes. Thèse de 3e cycle, université Cheikh Anta Diop de Dakar, 184 p.
- 305- Tifarouine L., Benhoussa A., Bazairi H. *et al.*, (2018). Assessing the use of small mammals as bioindicators in northern Morocco (Oued Siad/Jbel Moussa) using heavy metal accumulation. *J. Mater. Environ. Sci.* 9(3): 834-840.
- 306- Tifarouine L., Benhoussa A., Bouaabid B., Rguibi Idrissi H. et al. (2019). Influence of age on the bioaccumulation of heavy metals in *Apodemus sylvaticus* at Merja Zerga lagoon, Morocco. *Saudi Journal of biological Sciences*. 26(7): 1682, 1688.
- 307- Torchin, M. E., Lafferty, K. D., Dobson, A. P., McKenzie, V. J. & Kuris, A. M. (2003). Introduced species and their missing parasites. *Nature*, 421(6923) pp. 628–630.
- 308- Touhami F., Bawairi H., Badaoui B., Benhoussa A. (2018). Vertical distribution of benthic macrofauna in intertidal habitats frequented by Shorebirds at Merja Zerga Lagoon. *Thalassas*. 34(3):255–265.
- 309- Touhami F., Bazairi H., Badaoui B. & Benhoussa A. (2018). The impact of wader predation on benthic macrofauna in merja Zerga lagoon, Morocco: an enclosure experiment. *Wader Study*, 124(3):225-237.
- 310- Towns, D. R., Atkinson, I. A. E. et Daugherty, C. H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, 8(4) pp. 863–891.
- 311- Truhaut R. (1975). Ecotoxicology, a new branch of toxicology: a general survey of its aims, methods, and prospects. C.R. NATO Science Committee Conference, Mont Gabriel. Canada. In Environmental Sciences Research Series, vol. 7: *Ecotoxicological Toxicology Research*, pp3-23, plenum press, New York.
- 312- Truhaut R. 1977. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. *Ecotoxicol Environ Saf*, Sep1:151-173.

- 313- Udroui I., Cristaldi M., Ieradi L.A., Tanzarella C. & Moreno S. (2008). Biomonitoring of Danona national park using the Algerian mouse (*Mus spretus*) as a sentinel species. *Fresenius Environmental Bulletin*. 17(9b): 1519-1525.
- 314- Valles A, Marti O, Garcia A. & Armario A. 2000. Single exposure to stressors causes long-lasting, stress-dependent reduction of food intake in rats. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol*, 279, R1138-1144.
- 315- Van Coillie, R. et Van Coillie, G. (2012). Environnement industriel au Québec : constatations et évolution. Lévis, Les productions Jacques Bernier, 152 p.
- 316- Van Den Brink NW, Baveco H, Vermeulen F, de Coen W. (2008). Food web accumulation in a structured environment, SETAC Europe Annual Meeting, Warsaw, Poland.
- 317- Van Den Brink PJ. (2008). Ecological risk assessment: from book-keeping to chemical stress ecology. *Environ Sci Technol*. 42: 8999-9004.
- 318- Van Gestel, C.A.M., (2008). Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils. *Science of the Total Environment* 406, 385-395.
- 319- Van Straalen, N.M., (2003). Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environmental Science and Technology* 37.
- 320- Varnham, K. (2010). Invasive rats on tropical islands. RSPB Research report n°41, Bedfordshire: RSPB Conservation Science Department.
- 321- Viegas-Crespo, A.M., Lopes, P.A., Pinheiro, M.T., Santos, M.C., Rodrigues, P.D., Nunes, A.C., Marques, C., Mathias, M.L., (2003). Hepatic elemental contents and antioxidant enzyme activities in Algerian mice (*Mus spretus*) inhabiting a mine area in central Portugal. *Science of the Total Environment*. 311, 101-109.
- 322- Vogel P, Mehmeti A.M, Dubey S., Vogel C., Koyasu K. and Ribí M. (2006). Habitat, morphology and karyotype of the Saharan shrew *Crocidura tarfayaensis* (Mammalia: Soricidae). *Acta Theriologica*, 51 (4): 353–361.
- 323- Vogel P., Maddalena T. and Schembri P. J. (1990). Cytotaxonomy of shrews of the genus *Crocidura* from Mediterranean islands. *Vie et Milieu*, 40: 124–129.
- 324- Volobouev V, Ducroz J.-F, Aniskin V, Britton D.-J., Dobigny G, Granjon L. *et al.* 2002 a. Chromosomal characterization of *Arvicanthis* species (Rodentia, Murinae) from Western and Central Africa: implications for taxonomy. *Cytogenetic and Genome Research*, 96: 250-260.
- 325- Walker C. 2014. 1st Edition Ecotoxicology. Effect of pollutants on the natural environment. 233p.
- 326- Wang Q., Sun Y., Xu W., Du W., Zhou L., Tang G. *et al.* (2018). Vertically resolved characteristics of air pollution during two severe winter haze episodes in urban Beijing, China. *Atmos. Chem. Phys.* 18(4):2495-2509.
- 327- Wariaghli F., Tilghman-Sibille A., ElAbidi A., Fekhaoui M., and Yahyaoui A., (2013). *Anguilla anguilla* L.: Evaluation of the degree of heavy metal contamination in the Sebou

- estuary and in Moulay Bousselham lagoon reserve (Morocco). *International Journal of Aquatic Science*. 4(2): 69-82.
- 328- Wijnhoven S., Leuven Rob S.E.W, Van der Velde G., Eijsackers Herman J.P., (2008). Toxicological risks for small mammals in a diffusely and moderately polluted floodplain. *Science of Total Environment*. 406, 401-406.
- 329- Wilson D.E. & Reeder D.M. (2005). *Mammal Species of the World*. Johns Hopkins University Press. Available from Johns Hopkins University Press.
- 330- Wilson DE, Reeder DM, eds. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 871–893.
- 331- Wood A.E. (1985). The relationships, origin and dispersal of the Hystricognathous Rodents. in *Evolutionary relationships among rodents*, Luckett WP et Hartenberger JL Eds., *Plenum Press New York*, 475-514.
- 332- Wube, T. & Bekele, A., (1999). Habitat préférence of the African grass rat, *Arvicanthis dembeensis* (Rodentia, Muridae) in Koka, Central Ethiopia. In C. Denys, L. Granjon, & A. Poulet, eds. *African Small Mammals Petits mammifères africains*. Paris, pp. 499–510.
- 333- Wyss A.R. & Meng J. (1996). Application of phylogenetic taxonomy to poorly resolved crown clades: a stem-modified node-based definition of Rodentia. *Syst. Biol.*, 45: 559- 568.
- 334- Xiaoyu Li., Lijuan L., Yugang W., Geping L., Xi C., Xiaoliang Y., Bin G., and Xingyuan H. (2012). Integrated Assessment of Heavy Metal Contamination in Sediments from a Coastal Industrial Basin, NE China. *PLoS One*. 7(6): e39690.
- 335- Yang, K., Wang, X.H., Yang, G.J., Wu, X.H., Qi, Y.L., Li, H.J., Zhou, X.N., (2008). An integrated approach to identify distribution of *Oncomelania hupensis*, the intermediate host of *Schistosoma japonicum*, in a mountainous region in China. *International Journal for Parasitology*, 38, 1 007-1016.
- 336- Yigit N, çolak E & Sozen M. (1995). Investigations on Biology of *Meriones crassus Sundevall*, 1842 (Mammalia: Rodentia) in Turkey. *Tr. J. of Zoology*. 20: 211-215.
- 337- Yoccoz, N. G. (1992). Présence du mulot (*Apodemus alpicola* ou *flavicollis*) en milieu alpin. *Mammalia*, 56 (3) : 488-490.
- 338- Yorulmaz B., Yılmaz F. and Genç T. O. (2015). Heavy Metal Concentrations in European Eel (*Anguilla anguilla L.*, 1758) from Köyceğiz-Dalyan Lagoon System. *Fres. Environ. Bull.* 24(5): 1607-1613.
- 339- Zergoun Y., (1990). Contribution à l'étude bioécologique des peuplements orthoperologiques dans la région de Ghardaia. Mem. Ing. I.N.F.S. /A.S. 70p.
- 340- Ziadi F. et Benazzou T. (1992). Dynamique de population de *Gerbillus campestris* (Rodentia, Gerbillidae) dans la plaine du Gharb, Maroc. *Rev. Ecol. (La terre et la vie)*, 47: 245–286.

- 341- Ziętara J., Wierzbowska I.A., Gdula-Argasińska J., Gajda A., Laskowski R., (2018). Concentrations of cadmium and lead, but not zinc, are higher in red fox tissues than in rodent's pollution gradient study in the Malopolska province (Poland). *Environ SciPollutRes.* 26(5): 4961-4974.

Annexes

Annexe 1

Tableau des concentrations du Zinc (Zn), Cuivre (Cu), Fer (Fe), Plomb (Pb) et Chrome (Cr) dans le foie, reins et cœur des *Muridae* capturés dans la région Oued Siad (Méditerranée, Maroc) obtenue par la méthode SAA

Espèces	Tissus	Variables	Zn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)
<i>Lemniscomys barbarus</i> (N=5)	Foie	Moyenne	5,906	6,932	6,764	7,536	6,068
		Médiane	6,24	7,09	6,82	6,68	5,72
		Minimum	0,81	4,61	2,37	2,48	4,81
		Maximum	12,32	8,81	11,57	13,18	8,04
		Std.Dev.	4,438466	1,77122	3,308985	5,008062	1,334305
	Rein	Moyenne	5,002	5,62	5,458	5,848	4,588
		Médiane	5,86	4,99	5,71	4,52	4,09
		Minimum	0,72	4,34	2,45	0,96	3,76
		Maximum	10,21	7,28	9,52	12,69	6,88
		Std.Dev.	4,029767	1,389802	2,668533	5,105543	1,290298
	Cœur	Moyenne	3,014	3,074	3,702	3,594	2,596
		Médiane	2,3	2,69	3,44	2,16	2,27
		Minimum	0,32	1,54	1,7	0,34	1,19
		Maximum	6,33	6,07	5,87	9,63	4,11
Std.Dev.		2,695984	1,764491	1,967186	3,729327	1,369226	
<i>Rattus norvegicus</i> (N=4)	Foie	Moyenne	5,74	7,5425	67,42	26,4825	7,2025
		Médiane	3,725	7,455	70,365	23,005	7,41
		Minimum	2,42	5,72	11,45	3,92	6,07
		Maximum	13,09	9,54	117,5	56	7,92
		Std.Dev.	5,01303	1,64654	46,90489	26,52696	0,89134
	Rein	Moyenne	5,2275	5,105	45,805	22,94	5,425
		Médiane	3,24	4,13	40,13	20,275	5,68
		Minimum	2,17	3,09	8,93	2,51	3,83
		Maximum	12,26	9,07	94,03	48,7	6,51
		Std.Dev.	4,76619	2,81688	42,81198	23,49913	1,17054
	Cœur	Moyenne	3,2325	4,27	33,7375	16,475	2,905
		Médiane	3,315	3,38	28,46	11,805	2,67

		Minimum	1,62	1,36	3,24	1,23	1,59
		Maximum	4,68	8,96	74,79	41,06	4,69
		Std.Dev.	1,29577	3,28814	35,37025	19,00758	1,29526

Mus spretus (N=1)	Foie	Moyenne	1,12	3,47	1,51	1,32	0,89
		Médiane	1,12	3,47	1,51	1,32	0,89
		Minimum	1,12	3,47	1,51	1,32	0,89
		Maximum	1,12	3,47	1,51	1,32	0,89
	Rein	Moyenne	1,08	0,8	0,62	1,06	0,75
		Médiane	1,08	0,8	0,62	1,06	0,75
		Minimum	1,08	0,8	0,62	1,06	0,75
		Maximum	1,08	0,8	0,62	1,06	0,75
	Cœur	Moyenne	0,3	0,86	0,59	0,22	0,13
		Médiane	0,3	0,86	0,59	0,22	0,13
		Minimum	0,3	0,86	0,59	0,22	0,13
		Maximum	0,3	0,86	0,59	0,22	0,13

Rattus rattus (N=2)	Foie	Moyenne	1,895	3,39	98	33,8	3,57
		Médiane	1,895	3,39	98	33,8	3,57
		Minimum	1,8	2,56	92	29	3,54
		Maximum	1,99	4,22	104	38,6	3,6
		Std.Dev.	0,13435	1,173797	8,485281	6,788225	0,042426
	Rein	Moyenne	1,3	1,73	51,45	28,75	7,385
		Médiane	1,3	1,73	51,45	28,75	7,385
		Minimum	0,78	1,41	49	26,5	2,99
		Maximum	1,82	2,05	53,9	31	11,78
		Std.Dev.	0,735391	0,452548	3,464823	3,181981	6,215469
	Cœur	Moyenne	1,535	1,085	39,865	6,05	6,195
		Médiane	1,535	1,085	39,865	6,05	6,195
		Minimum	1,53	1,08	35,7	3,4	1,05
		Maximum	1,54	1,09	44,03	8,7	11,34
		Std.Dev.	0,007071	0,007071	5,890199	3,747666	7,276129

Std. Dev. = Standard de déviation

Annexe 2 :

Journal of Materials and
Environmental Sciences
ISSN : 2028-2508
CODEN : JMESC�

J. Mater. Environ. Sci., 2018, Volume 9, Issue 3, Page 834-840

<https://doi.org/10.26872/jmes.2018.9.3.92>

Copyright © 2018,
University of Mohammed Premier
Oujda Morocco

<http://www.jmaterenvironsci.com>



Assessing the use of small mammals as bioindicators in northern Morocco (Oued Siad/Jbel Moussa) using heavy metal accumulation

Loubna Tifarouine¹, Asmae Benabbou¹, Hocein Bazairi¹, Bouabid Badaoui¹, Ali Tnoumi²,
Latifa Tahri³, Mohamed Fekhaoui³, Abdellah El Abidi⁴, Rachid Benaakame⁴, Hicham El
Brimi¹, Abdelaziz Benhoussa¹

1- *Plant and Microbial Biotechnology, Biodiversity and Environment Center, Biodiversity-Ecology and Genome Laboratory, Faculty of Sciences, MOHAMMED V University In Rabat Morocco,*

2- *Laboratory of Marine Geosciences and Soil Sciences (URAC 45), Department of Earth Sciences, Faculty of Sciences, El Jadida, Morocco*

3- *Scientific Institute, Zoological laboratory, Mohamed V University, Rabat Morocco,*

4- *National Institute of health, Department of toxicology, Health Ministry, Rabat, Morocco*

Received 26 Jan 2016,

Revised 07 Oct 2016,

Accepted 15 Oct 2016

Keywords

- ✓ Mediterranean;
- ✓ Oued Siad/Jebel Moussa;
- ✓ Muridae;
- ✓ Bio-indicator;
- ✓ Trace-metals.

L. TIFAROUINE

tifa.loubna@gmail.com

Absract

This study was conducted in the Mediterranean region of Oued Siad / Jebel Moussa in north of Morocco. It aimed at studying the diversity of rodents in this region, assessing the degree of contamination of their vital organs by adopting the morphometric analysis as well as the species identification. Four rodent species belonging to the family Muridae were caught. The concentrations ($\mu\text{g/g}$ dry weight) of Cr, Pb, Cu, Fe and Zn in various organs (liver, kidney, and heart) of the analyzed species were determined by atomic absorption spectroscopy Varian AA 240 with graphite furnace. The highest concentrations of Pb, Cu, Fe and Zn were found in the liver of *Rattus norvegicus*, while those of Cr were detected in the kidneys of *Rattus rattus*. The medium and low contamination levels were detected in *Lemniscomys barbarus* and *Mus spretus*, respectively. The results suggest that the genus *Rattus* can be considered as a bio-indicator as it accumulates more Trace- metals than the genus *Mus* and *Lemniscomys*

Annexe 3 :

Saudi Journal of Biological Sciences 26 (2019) 1682–1688



Contents lists available at ScienceDirect

Saudi Journal of Biological Sciences

journal homepage: www.sciencedirect.com



Original article

Influence of age on the bioaccumulation of heavy metals in *Apodemus sylvaticus* at Merja Zerga lagoon, Morocco

Loubna Tifarouine^a, Faissal Aziz^{b,*}, Abdallah El Abidi^c, Nawal Hichami^d, Salma Benmokhtar^a, Bouabid Badaoui^a, Hamid Rguibi Idrissi^a, Mohamed Fekhaoui^e, Abdelaziz Benhoussa^a

^a Plant and Microbial Biotechnology, Biodiversity and Environment Center, Biodiversity-Ecology and Genome Laboratory, Faculty of Sciences, Mohammed V University, Rabat, Morocco

^b Laboratory of Hydrobiology, Ecotoxicology, Sanitation and Global Change (LHEAC, URAC33), Faculty of Sciences Sémmlalia, Marrakech, Morocco

^c National Institute of Health, Department of Toxicology, Health Ministry, Rabat, Morocco

^d Laboratory of Biodiversity and Ecosystem Dynamics (BioDEcos), Faculty of Sciences Sémmlalia, Marrakech, Morocco

^e Scientific Institute, Zoological Laboratory, Mohammed V University, Rabat, Morocco



ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 July 2018

Revised 13 August 2018

Accepted 14 August 2018

Available online 17 August 2018

Keywords:

Bioaccumulation

Heavy metals

Apodemus sylvaticus

Merja Zerga lagoon

ABSTRACT

The influence of age and sex on the bioaccumulation of heavy metals in *Apodemus sylvaticus* was studied in Merja Zerga lagoon in northern Morocco. Five trace metal elements (Zn, Pb, Cr, Cu and Fe) were quantitatively analyzed by Varian AA 240 atomic absorption spectroscopy with graphite furnace in three organs (Liver, Kidney and Heart) from animals of different age and sex. The maximum metal level of the analyzed samples was recorded in adults and was limited to 46.62 µg/g for Pb and 35.1 µg/g for Cu, while it reached 22.69 µg/g, 7.59 µg/g and 6.78 µg/g for Cr, Zn and Fe, respectively. Highly significant differences were found for bioaccumulation of heavy metals according to animal ages and no significant differences were observed between the two sexes among the studied animals. Our results revealed also the existence of a strong correlation ($r > 0.65$) between the majority of biometric parameters and the trace element concentrations. In general, we found that age is a critical factor in estimating the level of heavy metal pollution. Other characteristics such as habitat, feeding habits and anti-predator behavior of the species need to be studied.

© 2018 Production and hosting by Elsevier B.V. on behalf of King Saud University. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introduction

Since the 20th century, the knowledge concerning the environment contamination by metallic trace elements has unceasingly evolved. Although these elements are naturally present in the earth's crust, most environmental contaminations result from numerous human activities (Aziz et al., 2013). Metal trace elements are one of the main polluting groups, for they pose a serious problem for life in general (Nasrabadi et al., 2010) and a real threat to the environment since they cannot be biodegraded and

therefore persist in it for long periods of time (Okuku and Peter, 2012). The impact of these substances is very complex as long as their toxic actions can be direct or indirect on individuals, populations or ecosystems, and that synergistic phenomena among metal trace elements are possible and could triggers complex effects (Haider et al., 2004).

A field study has shown that living organisms require varying amounts of essential metals; however, some excessive levels can be harmful to the body. Therefore, when these organisms are exposed to metals either actively or passively, all their development stages got hindered (Serbaji et al., 2012).

Because of their wide distribution, micromammals are suitable for studying the effects of pollution as bioindicators (Chardi, 2007; Wijnhoven et al., 2008; Beernaert et al., 2008; Fritsch et al., 2010; Tête et al., 2014; Tifarouine et al., 2018). The wood mouse, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus 1758), is an example of these species widely distributed in North West Africa and Western Europe (Lalis et al., 2016). They accumulate larger quantities of heavy metals (Sawicka-Kapusta et al., 1995; Martiniaková et al., 2012), but this does not necessarily mean that these species are the most exposed to the toxic effects of pollution. The sensitivity of the

* Corresponding author at: Laboratory of Hydrobiology, Ecotoxicology, Sanitation and Global Change (LHEAC, URAC33), Faculty of Sciences Sémmlalia, Marrakech, Morocco; National Centre for Research and Study on Water and Energy (CNEREE), Cadi Ayyad University, Marrakech, Morocco.

E-mail addresses: faissalaziz@gmail.com, faziz@kth.se (F. Aziz).

Peer review under responsibility of King Saud University.



Production and hosting by Elsevier

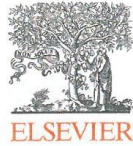
<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2018.08.017>

1319-562X/© 2018 Production and hosting by Elsevier B.V. on behalf of King Saud University.

This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Annexe 4:

C. R. Biologies 341 (2018) 398–409



Contents lists available at ScienceDirect

Comptes Rendus Biologies

www.sciencedirect.com



Taxonomy/Taxonomie

Notes on the distribution and phylogeography of two rare small Gerbillinae (Rodentia, Muridae) in Morocco: *Gerbillus simoni* and *Gerbillus henleyi*



Notes sur la distribution et la phylogéographie de deux rares petites gerbilles (Rongeurs, Muridae) au Maroc : *Gerbillus simoni* et *Gerbillus henleyi*

Oussama Bouarakia^a, Christiane Denys^{c,*}, Violaine Nicolas^c,
Loubna Tifarouine^a, Touria Benazzou^b, Abdelaziz Benhoussa^a

^a Laboratory 'Biodiversity, Ecology and Genome', Research Center 'Plant and Microbial Biotechnology, Biodiversity and Environment', Faculty of Sciences, Mohammed V University in Rabat, 4, avenue Ibn-Battouta, B.P. 1014 RP, Rabat, Morocco

^b Faculty of Sciences, Mohammed V University in Rabat, 4, avenue Ibn-Battouta, B.P. 1014 RP, Rabat, Morocco

^c Institut Systématique Évolution Biodiversité (ISYEB), Sorbonne Université, MNHN, CNRS, EPHE, 57, rue Cuvier, CP 51, 75005 Paris, France

ARTICLE INFO

Article history:
Received 2 June 2018
Accepted after revision 6 August 2018
Available online 25 August 2018

Keywords:
Gerbil
Cytochrome *b* gene
Skull measurements
Distribution
Cryptic species

Mots clés :
Gerbille
Cytochrome *b*
Craniométrie
Distribution
Espèces cryptiques

ABSTRACT

Even though Gerbillinae rodents represent an important part of the mammalian fauna in North Africa, many gaps remain in our understanding of the distribution, ecology, evolution, and systematics of some lesser known species in this family. We present in this study the most recent findings on two of these species. The first species, *Gerbillus simoni* Lataste, 1881, is a short-tailed, small gerbil, endemic to North Africa. In Morocco, it is present only in a small area in the northeast, where it has not been caught since 1970. In 2014, we captured a small gerbil in this region that was identified as *G. simoni* based on morphology and molecular data (cytochrome *b* gene sequencing). This study represents the first genetic characterization of *G. simoni* in Morocco and the first one outside Tunisia. Populations from Morocco and Tunisia (mainland and Kerkennah Islands) show very little genetic differentiation. The second species, *Gerbillus henleyi* de Winton, 1903, is a long-tailed small gerbil that lives in the Sahel and North Africa with an extension to the Middle East. In Morocco, this species was only known in the southwest. Between 2014 and 2015, we have captured four gerbils in the northeast of the country, which were confirmed genetically and morphologically as belonging to this species. This represents an extension of its known distribution of about 370 km to the northeast of the country. These new Moroccan specimens form a distinct lineage. High genetic diversity is observed throughout the geographic range of *G. henleyi*, suggesting the existence of several cryptic species.

© 2018 Published by Elsevier Masson SAS on behalf of Académie des sciences. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

* Corresponding author.
E-mail address: denys@mnhn.fr (C. Denys).

<https://doi.org/10.1016/j.crv.2018.08.001>

1631-0691/© 2018 Published by Elsevier Masson SAS on behalf of Académie des sciences. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Annexe 5 :

Travaux de l'Institut Scientifique, Série Générale, 2015, N° 8, 113-126

Inventaire des petits mammifères de milieux anthropisés et naturels du Maroc septentrional

Small Mammals inventory of anthropic versus natural regions of North Morocco

Christiane DENYS^{1*}, Emmanuelle STOETZEL^{1,2}, Aude LALIS¹, Violaine NICOLAS¹, Arnaud DELAPRE¹, Abderrahmane MATAAME³, Loubna TIFRAOUI⁶, Abdeslam RIHANE⁴, Hicham EL BRINI³, Sohaïb LIEFRID⁵, Soumia FAHD⁵, Ali OUAROUR⁵, Abdelhanine CHERKAOUT³, Mohammed FEKHAOU³, Abdelaziz BENOUSSA⁶, Ahmed EL HASSANI³ & Touria BENZAOU⁶

1. Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Systématique et Evolution, UMR 7205 du CNRS, 55 rue Buffon – CP 51, 75005 Paris, France (denys@mnhn.fr), (stoetzel@mnhn.fr), (lalis@mnhn.fr), (delapre@mnhn.fr), (vnicolas@mnhn.fr)

2. Muséum National d'Histoire Naturelle, Département de Préhistoire, UMR 7194 du CNRS, Musée de l'Homme, Palais de Chaillot, 17 Place du Trocadéro, 75016 Paris, France (stoetzel@mnhn.fr)

3. Université Mohammed V de Rabat, Institut Scientifique, Avenue Ibn Battouta, B.P. 703, Agdal 10090 Rabat, Maroc. (abdel_mat@hotmail.fr), (fekhaoui@israbat.ac.ma), (hichamelbrini@hotmail.fr), (elhassani@israbat.ac.ma)

4. Laboratoire SVT- Centre Régional des Métiers de l'Éducation et la Formation (CRMEF)-Avenue Standhal, Derb Ghallef- Casablanca, Maroc (abdeslam.rihane@gmail.com)

5. Université Abdelmalek Essaâdi, Faculté des Sciences de Tétouan, Département de Biologie, Avenue de Sebta, Mhannech II, 93000 Tétouan, Maroc (soumiafahd@yahoo.fr), (liefrid@yahoo.fr), (ouarour@hotmail.com)

6. Université Mohammed V de Rabat, Faculté des Sciences, Département de Biologie, 4 Avenue Ibn Battouta B.P. 1014 RP, Rabat (touriabenzaou@hotmail.com), (tifarouine_loubna@hotmail.fr), (benhoussa@fsr.ac.ma)

Résumé : Afin de mieux caractériser la biodiversité des petits mammifères terrestres (rongeurs, musaraignes) des zones anthropisées du Maroc central et côtier par rapport à celle des milieux naturels, une campagne d'inventaires ciblés a été effectuée d'avril 2010 à mai 2011 dans 19 localités représentant un effort de 8386 nuits-pièges. Au total, 897 spécimens appartenant à 15 espèces de micromammifères terrestres ont été capturés : 833 rongeurs, 56 soricomorphes, 6 érinacéomorphes, 2 macroscélides et 1 carnivore. Les rendements de capture, très variables (de 1,6 à 80%), ont été en moyenne de 10,7%. Chez les rongeurs, *Mus spretus* et *Apodemus sylvaticus* sont les deux espèces les plus abondantes (64%), suivies par *Meriones shawii* (16%), *Mus musculus* (5%), *Rattus rattus* (4%), *Gerbillus campestris* (4%) et occasionnellement *Lemniscomys barbarus* (2%) et *Eliomys munbyanus* (1%). Pour les autres ordres, c'est *Crociodura russula* la plus abondante tandis qu'*Atelerix algirus*, *Elephantulus rozeti* et *Mustela nivalis* ont été capturés accidentellement. La diversité la plus forte est observée dans les zones cultivées (de 1 à 7 espèces) alors que les forêts ou les lagunes n'ont livré que 2 à 4 espèces. Dans les maisons, elle varie de 2 à 5 espèces. Une analyse factorielle des correspondances met en avant l'existence d'une relation entre l'abondance d'*Apodemus sylvaticus* et les régions forestières tandis que *Mus spretus* est associée de préférence aux milieux de cultures ou de forêts dégradées. Ceci confirme pour le Maroc les observations antérieures effectuées dans le bassin méditerranéen.

Mots clés : Micromammifères, Rongeurs, Musaraignes, Biodiversité, Maroc.

Abstract: In order to better characterize small terrestrial mammals biodiversity in anthropized habitats of central and coastal Morocco versus natural habitats, we performed a fieldwork inventory from April 2010 to May 2011 in 19 localities for 8336 night traps. In total, we collected 897 specimens belonging to 15 terrestrial small mammals, including 833 Rodentia, 56 Soricomorpha, 6 Erinaceomorpha, 2 Macroscelididae and one Carnivora. The trapping success was highly variable (from 1.6 to 80%) and in an average of 10.7%. Among the rodents, *Mus spretus* and *Apodemus sylvaticus* were the two most abundant species (64%), followed by *Meriones shawii* (16%), *Mus musculus* (5%), *Rattus rattus* (4%), *Gerbillus campestris* (4%) and at the occasion *Lemniscomys barbarus* (2%) and *Eliomys munbyanus* (1%). *Crociodura russula* was the single shrew collected while *Atelerix algirus*, *Elephantulus rozeti* and *Mustela nivalis* were trapped only accidentally. The highest diversity was recorded in cultivated areas (up to 7 species) while natural forests and lagoons yielded between 2 and 4 species. Inside houses, the diversity varied between 2 to 5 species. A correspondence analysis, performed on the whole data set, highlighted the correlation between abundance of *A. sylvaticus* and protected forest environments and between *Mus spretus* and cultivated areas and degraded forests. These results are in agreement with previous data from the southern Mediterranean basin.

Keywords : Micromammals, Rodents, Shrews, Biodiversity, Morocco.

Abridged English version:

Small mammal biodiversity and their community structure and ecological distribution can be studied through taxonomic inventories. Situated at the crossroad between Europe, Sub-Saharan and North Africa, Morocco is a hotspot of biodiversity. However, despite the existence of 41 species of small mammals for the country, this diversity, which

contains some endemic species, is relatively poorly known, especially the ecological preferences of some species. Because the main part of the country, notably the northern and central regions are now subjected to the intensification of agriculture and the development of industry as well as mass tourism on the coasts, it becomes urgent to perform more studies both in natural and modified environments in order to

Annexe 6 :

Plant Cell Biotechnology and Molecular Biology 20(17&18):796–812; 2019

ISSN: 0972-2025

DISCRIMINANT ANALYSIS AND CORRELATION BETWEEN MORPHOLOGICAL AND PHYSICOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SOME VARIETIES OF MOROCCAN PRICKLY PEAR

JIHANE OUMATO*, SAADIA ZRIRA, MOHAMED BOUJNAH, BOUCHTA SAIDI,
MOHAMMED DEHHAOUI, LOUBNA TIFAROUINE, ABDELAZIZ BENHOUSA
AND KAWTAR LABEL

Department of Food and Nutritional Sciences, Agronomic and Veterinary Institute Hassan II, B.P. 6202,
Rabat, Morocco [JO, SZ, BS].
Laboratory of Agro-Food Technology- National Institute of Agricultural Research, Rabat, Morocco [MB].
Department of Statistics and Applied Informatics, Agronomic and Veterinary Institute Hassan II,
B.P. 6202, Rabat, Morocco [MD].
Laboratory 'Biodiversity, Ecology and Genome', Research Center 'Plant and Microbial Biotechnology,
Biodiversity and Environment', Faculty of Sciences, University of Mohammed V, 4, avenue Ibn-Battouta,
B.P. 1014 RP, Rabat, Morocco [LT, AB].
Laboratory of Biodiversity and Natural Resources, Faculty of sciences, Ibn Tofail University, Kenitra,
Morocco [KL].

[*For Correspondence: E-mail: jihane.oumato@gmail.com]

Received: 15 August 2019

Accepted: 17 October 2019

Published: 31 October 2019

Original Research Article

ABSTRACT

In this study, an analysis was carried on four Moroccan varieties of prickly pear grown at three different regions on three different maturity stages. This study aims at making firstly evaluation of the changes which take place in the morphological and physicochemical characteristics of prickly pear fruits on the three different stages of maturity and secondly detection of the correlation between the different descriptors. Statistical analysis reveals that regardless of the degree of maturity, the parameters of skin thickness and floral receptacle depth have changed significantly from one variety to another. The other physical and physico-chemical parameters (floral receptacle diameter, fruit weight, percentage of pulp, skin, Brix, acidity, sugar, vitamin C and fat content) also varied significantly from one variety to another and from one maturity stage to another. The analysis also shows that prickly pears ripen the content elements "fruit weight, pulp weight, Brix, sugar and vitamin C content", increase skin thickness and decrease acidity content. In conclusion, it seems that among the 14 physical and physicochemical characteristics of the prickly pears studied, only the "fruit weight" parameter is the most important. In addition, the heavier the fruit, the more pulpy, contains more citric acid, vitamin C and fat.

Keywords: Prickly pears; maturity stages; morphological characteristics; physicochemical characteristics.

Annexe 7 :

ORIGINAL ARTICLE



PREVALENCE OF FECAL COLIFORMS AND ESCHERICHIA COLI O157: H7 ISOLATED IN TURKEY MEAT SOLD IN RABAT SUPERMARKETS (MOROCCO)

| Tahri, Latifa³ | Elhanssi, Iman² | Nassri, Ilham¹ | Ameur, Najia¹ | Hafiane, Fatimazahra³ | ^{T. Farouk} Tefrouit, Loubna³ | Elabidi, Abdallah¹ | and | Fekhaoui, Mohamed³ |

¹. Ministry of Health | National Institute of Hygiene | Department of Microbiology | Rabat | Morocco |

². Mohammed V University | Agricultural and Veterinary Institute Hassan II | Rabat | Morocco |

³. Mohammed V University | Scientific Institute | Zoology and Animal Ecology | Rabat | Morocco |

| Received | 31 December 2017 | | Accepted | 23 January 2018 | | Published 29 January 2018 |

ABSTRACT

Background: The Escherichia coli O157:H7 is responsible of foodborne infection from food origins and causes a serious syndromes of human health as diarrhea disease. The O157:H7 serotype is responsible of the epidemics in all the world which causes thousands of diseases and leaves dozens of deaths. **Objectif:** This work aims to evaluate the presence of pathogenic bacteria: Fecal coliforms and Escherichia coli O157:H7 in products made from turkey meat using a microbiological method. **Methods:** In the framework of this study 91 samples of four preparations of turkey meat: spicy minced meat, not spicy minced meat, spicy sausages and not spicy sausages were collected from four supermarkets in Rabat to evaluate the prevalence of Escherichia Coli O157:H7. Moreover, fecal coliforms were counted using VRBL agar (Lactose Agar Billy crystal violet and neutral red) in order to evaluate the hygienic quality of these products. **Results:** as result the bacteria's identified as pathogens and responsible of food poisoning, while all food have an animal origin. The fecal coliform count shows that 34% of the samples have a no satisfactory hygienic quality and ,58% have acceptable hygienic quality and 8% have a satisfactory hygienic quality. However, the prevalence of Escherichia Coli O157:H7 is 2%. These results spotlight the bad microbiological quality of the raw materials used to prepare the meat products, as well as the contamination in the abattoirs and workshops. **Conclusion:** The existence of strains Escherichia Coli O157:H7 potentially pathogens has been confirmed in turkey meat, which triggered a serious public health problem.

Keywords: Escherichia Coli O157:H7; prevalence; turkey meat; fecal coliform; microbiological quality; food hygiene.

1. INTRODUCTION

The microbiological safety of food has become the primary concern of consumers. The increasing incidence of diseases caused by microorganisms transmitted mainly by food, such as Salmonella, E.Coli O157: H7 and Listeria were reported in many countries and are a real health problem.

Meat and meat products are still considered as an essential component of the healthy diet due to its rich nutritional composition [1]. However, this rich in nutrients also causes the growth of many microorganisms including food pathogenic bacteria [2]. This process is highly favored in the summer, and associated with poor hygiene practices which contribute to the prevalence of disease and increases the risk of food poisoning [3].

A Foodborne disease is responsible for the most frequent health crises in the world. The main food vehicle and is suspected or confirmed in 80% of homes is the meat and especially meat of poultry is considered as a germ of foodborne disease [4]. In the world 1.8 million people die each year from diarrheal diseases where most of its could be attributed to food or water contamination [5]. In Morocco over the last two decades (1992-2011); 19625 cases of foodborne disease have identified of which 5688 hospitalizations and 221 deaths [6].

These illnesses are a result of ingesting invasive effect in bacteria, often toxigenic, and then cause lesions both in the gastrointestinal tract at the level of other tissues (sepsis). Eg Salmonella, Shigella, Listeria, Escherichia, Clostridium, Yersinia, Vibrio.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Sampling

2.1.1 Number and origin of samples: in this study a total of 91 samples from four preparations of turkey meat: not spicy minced meat, spicy minced meat, not spicy sausages and spicy sausages have used which were collected during the period between 02-03-2015 and 03-05-2015 from four supermarkets in Rabat A, B, C and D.

*Corresponding Author: Hafiane, Fatimazahra and Author Copyright © 2018: Tahri, Latifa. All Rights Reserved. All articles published in American Journal of Innovative Research and Applied Sciences are the property of Atlantic Center Research Sciences, and is protected by copyright laws CC-BY. See: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>.

Résumé

L'inventaire taxonomique des micromammifères du Maroc fait ressortir l'existence de 21 Taxons sur 23 sites, soit un effort de piégeage de 3413 nuits-pièges et un succès de piégeage de 9,87%. Les valeurs de la diversité de Shannon et d'Equitabilité sont différents d'un site à l'autre, elles semblent suivre deux gradients : un gradient latitudinal et un gradient anthropique. En effet, elles sont les plus faibles au centre (Guercif, Sour El Az et Oualidia) avec 2 espèces maximum. Elles sont les plus élevées au niveau des zones Humides/SIBE (entre 5 à 8 espèces). Les mesures morphométriques effectuées sur nos spécimens (n=337) sont similaires à ceux déjà publiés par des travaux divers, puis confirmées par des analyses génétiques en utilisant le gène Cytb. Cinq éléments traces métalliques ont été quantitativement analysés par spectroscopie d'absorption atomique Varian AA 240 dans trois organes provenant de spécimens d'âge et de sexe différents. Dans la région méditerranéenne d'Oued Siad/Jbel Moussa, les plus fortes concentrations de Pb, Cu, Fe et Zn ont été détectés dans le foie de *Rattus norvegicus*, tandis que celle du Cr sont détectées dans les reins du *Rattus rattus*. A la Meja Zerga, la teneur maximale en éléments traces des *Apodemus sylvaticus* analysés a été enregistrée chez les adultes et était limitée à 46,62 ug.g⁻¹ pour le Pb et 35,1 ug.g⁻¹ pour le Cu, alors qu'elle atteignait 22,69 ug.g⁻¹ ; 7,59 ug.g⁻¹ et 6,78 ug.g⁻¹ pour le Cr, le Zn et le Fe, respectivement. La concentration de Cu dans le foie des *Mus spretus* a été enregistrée chez les femelles adultes de la Merja Zerga avec un maximum de 60 µg.g⁻¹ ; à Dayet Erroumi, elle était d'environ 14 µg g⁻¹. Bien que ces espèces aient une répartition continue ou discontinue en Afrique du Nord, leurs statuts de Conservation (UICN) devraient au moins être rectifiés sur la liste des mammifères du Maroc. Des facteurs physiologiques et écologiques modulent la bioaccumulation et les réponses au stress induit. Nos travaux soulignent aussi la nécessité des suivis à long terme et du développement des outils écotoxicologiques « non létaux » dans le cadre d'une approche de conservation multicritère.

Mots-clés : Inventaire taxonomique, Micromammifères, Mesures morphométriques, Analyses génétiques, Cytb, Eléments traces métalliques, Spectroscopie d'absorption atomique.

Abstract

Inventory taxonomic of micromammals in Morocco highlights the existence of 21 taxa at 23 sites, both a trapping effort of 3413 trap-nights and a trapping success of 9.87%. The values of Shannon diversity and Equitability are different from one site to another they seem to follow two gradients: a latitudinal gradient and an anthropic gradient. Indeed, they are the weakest in the center (Guercif, Sour El Az and Oualidia) with a maximum of 2 species. They are highest in Wetlands/SIBE (between 5 and 8 species). The morphometric measurements performed on our specimens (n=337) are similar to those already published by various works, then confirmed by genetic analyzes using the Cytb gene. Five metallic trace elements were quantitatively analyzed by Varian AA 240 atomic absorption spectroscopy in three organs from specimens of different age and sex. In the Mediterranean region of Oued Siad/Jbel Moussa, the highest concentrations of Pb, Cu, Fe and Zn were detected in the liver of *Rattus norvegicus*, while those of Cr were recorded in the kidneys of *Rattus rattus*. At Meja Zerga, the maximum trace element content of the analyzed *Apodemus sylvaticus* was recorded in adults and was limited to 46.62 ug.g⁻¹ for Pb and 35.1 ug.g⁻¹ for Cu, whereas that it reached 22.69 ug.g⁻¹; 7.59 ug.g⁻¹ and 6.78 ug.g⁻¹ for Cr, Zn and Fe, respectively. The concentration of Cu in the liver of *Mus spretus* was recorded in adult females of the Merja Zerga with a maximum of 60 µg.g⁻¹; at Dayet Erroumi, it was around 14 µg g⁻¹. Although these species have a continuous or a discontinuous distribution in North Africa, their conservation Status (IUCN) should at least be rectified on the list of mammals of Morocco. Physiological and ecological factors modulate bioaccumulation and responses to induced stress. Our work also highlighted the need for a long-term monitoring and the development of "non-lethal" ecotoxicological tools as part of a multi-criteria conservation approach.