

## **DISPONIBILITE EN *ARVICOLA TERRESTRIS* ET *MICROTUS SP.* LE LONG DU GRADIENT D'URBANISATION ET UTILISATION DE LA RESSOURCE DISPONIBLE PAR LE RENARD ROUX**

---

Le rendement du cycle parasitaire d'*E. multilocularis* dépend de l'intensité de la relation proie-prédateur. Or, les modifications du régime alimentaire du renard apparaissent associées aux variations de densité des proies disponibles sur le terrain. Ainsi, une moindre prédation du renard roux sur les campagnols reste un élément de réponse dans l'interprétation du gradient décroissant d'infection rural-urbain (Deplazes et al. 2004). Jusque très récemment, aucune étude ne faisait état simultanément de la disponibilité en hôtes intermédiaires et de leur fréquence de consommation par le renard roux le long d'un gradient d'urbanisation. Hegglin et al. (2007) ont récemment mis en évidence, à Zürich, que la disponibilité en *A. terrestris* pour le renard roux était plus faible dans les prairies et pâtures urbaines que dans celles de la périphérie de la ville. Ces variations de densité ont été observées simultanément avec une diminution de la consommation de cette espèce par le renard roux et à une diminution de la prévalence vulpine. Le genre *Microtus*, bien que rarement présent dans les prairies et pâtures de cette zone d'étude, représentait une part du régime alimentaire aussi importante que celle d'*A. terrestris*. Ces observations confirment donc la nécessité d'étoffer, d'une part, les informations qui concernent la réponse alimentaire du renard roux aux variations de densité des hôtes intermédiaires – proies le long du gradient d'urbanisation et, d'autre part, la nécessité de caractériser les variables environnementales favorisant la présence des hôtes intermédiaires en milieu urbanisé.

L'objectif de ce chapitre est donc de déterminer, à étendue sectorielle et grain d'une parcelle, l'influence du niveau d'urbanisation (rural, péri-urbain, urbain), du milieu et de la saison sur la disponibilité en *Microtus sp.* et en *Arvicola terrestris*, hôtes intermédiaires du parasite et de définir l'utilisation de cette ressource le long du gradient d'urbanisation.

***Quelles sont les espèces de micromammifères disponibles dans les parcs et friches du milieu urbain ?***

***Quelle est l'influence du niveau d'urbanisation, du milieu et de la saison sur les populations de *Microtus* sp. et d'*Arvicola terrestris*?***

***La réponse des renards à la disponibilité en *Microtus* sp. et *Arvicola terrestris* varie t'elle en fonction du niveau d'urbanisation?***

## **C.1. Matériel et Méthodes**

### **C.1.1. Choix des parcelles d'études**

Soixante huit parcelles ont été sélectionnées pour évaluer la disponibilité en *Microtus* sp. et *A. terrestris*, en fonction du milieu et du niveau d'urbanisation à partir de photographies aériennes, de la carte IGN au 1/25000 et de prospections sur le terrain (Figure 12).

Les milieux étudiés sont :

- Prairies et pâtures en zone rurale.
- Prairies, pâtures et jardins en zone péri-urbaine.
- Friches, jardins et parcs en zone urbaine.

Ainsi les prairies et pâtures ont été sélectionnées selon la disponibilité sur le terrain et de façon à obtenir une répartition spatiale homogène des transects sur le territoire. Les pâtures sont prédominantes dans le paysage agricole de la zone d'étude, 27 ont été sélectionnées (10 péri-urbaines et 17 rurales). Quinze prairies ont été suivies (9 péri-urbaines et 6 rurales).

Le fractionnement des zones vertes en milieu urbain est tel, que le nombre de jardins, parcs et friches est limité. L'ensemble des sites repérés ont donc été inclus dans l'étude.

Les jardins (5 en zone urbaine et 4 en zone péri-urbaine) sont en fait constitués chacun d'un ensemble de plusieurs dizaines de jardins privatifs clôturés. Comme il était

impossible d'accéder à tous les jardins pendant l'étude, seules les allées ont été prospectées. Le milieu étudié ici est donc un milieu annexe.

Les milieux spécifiques de la zone urbaine sont représentés par 10 parcs et 7 friches (dont 3 écartées en cours d'étude principalement à cause de leur réaménagement en zone bâtie). L'ensemble des parcelles a été géoréférencé à l'aide d'un GPS.

### **C.1.2. Estimation des densités relatives de *Microtus sp.* et d'*Arvicola terrestris***

Les densités relatives de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris* ont été estimées par une méthode indiciaire. Cette méthode de mesure, largement utilisée dans l'estimation des densités à échelle sectorielle, a été calibrée à partir des densités estimées par piégeage (Delattre et al. (1990a) et Quéré et al. (2000) pour *Microtus arvalis*; Giraudoux et al. (1995) pour *A. terrestris*). Dans chaque parcelle la diagonale la plus longue est divisée en intervalles de 10m de long et de 2,5 m de large de part et d'autre de la diagonale. Dans chaque intervalle les indices de présence-absence de campagnols terrestres et de campagnols des champs sont relevés.

Les indices de surface retenus pour *A. terrestris* sont les tumuli de terre répartis en tache, récents et identifiés à partir de leur taille et de leur forme. Les indices de présence de *Microtus arvalis* sont des galeries présentes dans l'herbe et des entrées de terriers présentant des crottes.

L'indice d'occupation de la parcelle par chaque espèce est obtenu par le rapport du nombre d'intervalles occupés au nombre total d'intervalles. L'utilisation de cette méthode ne permet pas la distinction entre *M. arvalis* et *M. agrestis* dans les milieux où les deux espèces cohabitent. La probabilité de présence des deux espèces étant forte dans les milieux "friches" et "jardins", les espèces *M. arvalis* et *M. agrestis* n'ont pas été dissociées. Cependant, des captures de micromammifères réalisées dans les friches urbaines étudiées ont montré une présence négligeable de *M. agrestis* par rapport à *M. arvalis*. En effet, l'identification des espèces à partir des tables dentaires des 45 *Microtus sp.* capturés a permis d'identifier 2 *Microtus agrestis* et 43 *Microtus arvalis*.

Les parcours ont été réalisés à chaque saison (janvier, avril, juillet, octobre) en 2005 et 2006 pour les friches, parcs et jardins (en milieu péri-urbain et urbain) et à chaque saison en 2006 uniquement pour les prairies et pâtures (en milieu péri-urbain et rural).

L'échantillonnage réalisé en été n'est pas inclus dans les analyses car la hauteur de végétation dans certaines parcelles ne permettait alors pas une bonne détection des indices. A chaque saison, le nombre d'intervalles parcourus était de 1114 en milieu urbain (friches : 289 ; jardins : 306 ; parc : 440) ; 1130 en milieu péri-urbain (jardins : 291 ; pâtures : 456 ; prairies : 384) ; 878 en milieu rural (pâtures : 675 ; prairies : 204).

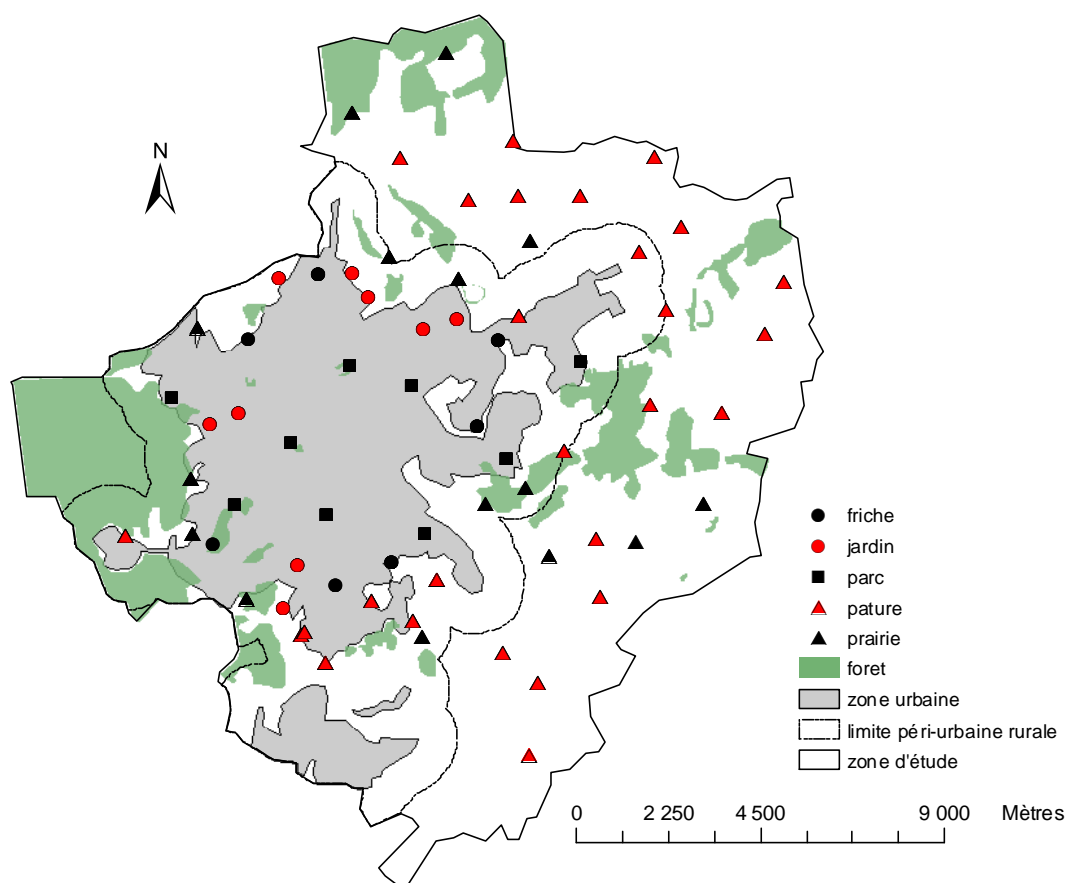


Figure 12: Localisation des différentes parcelles échantillonnées.

### C.1.3. Piégeage de micromammifères dans les parcs et friches

Le but de ce piégeage était de déterminer quelles étaient les espèces de rongeurs présentes dans divers milieux de la zone urbaine et d'estimer leur abondance relative. Des sessions de piégeage en ligne, ciblées sur les genres *Microtus* et *Apodemus* et sur l'espèce *Myodes (Clethrionomys) glareolus*, ont été réalisées dans le milieu "friche", chaque saison entre l'été 2005 et l'automne 2006. Le piégeage en ligne repose sur

l'existence d'une relation de proportionnalité entre la densité de population et le nombre de captures effectuées en un temps donné sur une longueur de ligne de pièges (Spitz et al. 1974). Dans un premier temps, le piégeage a été réalisé dans cinq parcelles en friches. En cours d'étude, deux sites ont subi des réaménagements rendant le piégeage impossible. Les résultats ne porteront donc que sur les 3 sites qui ont été échantillonnés tout au long de l'étude. En été 2005, une session de piégeage a également été réalisée dans 5 des 10 parcs de la zone d'étude. Un piégeage exhaustif et répété sur de vastes surfaces n'est pas sans affecter gravement les populations échantillonnées et fournit donc une représentation biaisée des évolutions naturelles (Spitz et al. 1974). Des pièges UGGLAN contenant des appâts (graines de tournesol et morceaux de carottes) et permettant la survie des animaux ont donc été utilisés. Cette méthode de piégeage a donc permis de relâcher les individus capturés après marquage. Elle influence donc au minimum la population étudiée.

Le piégeage a été réalisé de manière à obtenir une pression de piégeage identique dans toutes les parcelles. La distance entre deux pièges doit être telle qu'un minimum de deux pièges soit présent à l'intérieur de chaque domaine vital de l'espèce étudiée (Spitz 1969). Pour le campagnol des champs, qui a la plus petite taille de domaine vital parmi les espèces étudiées, la distance entre deux pièges a été estimée par Spitz (1969) à environ 3 mètres. Les pièges ont été disposés le long des transects tout les 3m avec l'entrée du dispositif au point le plus bas et une orientation aléatoire. Les pièges sont ensuite relevés chaque jour pendant 3 jours consécutifs, ce qui permet théoriquement de capturer 90 à 100% des animaux présents sur le site. La distinction entre le campagnol agreste et le campagnol des champs, notamment chez les jeunes individus, est difficile. Elle ne peut s'effectuer avec certitude qu'à partir de l'examen des dents (Le Louarn et Quéré 2003). L'examen dentaire n'étant réalisable que sur des individus morts, la distinction entre les espèces *Microtus arvalis* et *Microtus agrestis* n'a pas été effectuée. L'identification des individus piégés est limitée au genre pour *Apodemus* et à l'espèce pour *Myodes glareolus*. L'indice d'abondance a été déterminé comme le nombre moyen d'individus capturés pour 100 mètres de ligne de pièges.

#### **C.1.4. Récolte de fèces et analyse du régime alimentaire**

L'utilisation de la ressource disponible a été évaluée à partir de l'analyse de fèces récoltées lors du parcours des transects. Les critères d'identification des fèces étaient la

forme, la taille, l'odeur mais également la présence de résidus alimentaires typiques du renard roux tel que les fruits. Après récolte, les fèces ont été décontaminées à  $-80^{\circ}\text{C}$  pendant une semaine. Les fèces ont ensuite été dilacérées et laissées à tremper pendant 24 h dans une eau savonneuse puis nettoyées à l'eau au-dessus de deux tamis successifs de maille 1000  $\mu\text{m}$  et 500  $\mu\text{m}$ . Après 48 h de séchage à l'étuve à  $60^{\circ}\text{C}$ , les restes de micromammifères ont été triés et identifiés par examen des dents (Chaline et al. 1974) et/ou examen des poils (Day 1966, Debrot et al. 1982). Les fréquences d'apparition des rongeurs ont été déterminées relativement au nombre de fèces examinées.

### **C.1.5. Analyses statistiques**

Dans une parcelle, l'influence du niveau d'urbanisation, du milieu et de la saison sur l'abondance de *Microtus sp.* et *A. terrestris* (exprimé en nombre d'intervalles positifs) a été examinée au moyen de modèles linéaires généraux. Le nombre d'intervalles parcourus le long d'un transect « ninter » a été ajouté en amont de chaque modèle afin de prendre en compte la différence de taille des transects réalisés. Si les populations de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris* se distribuent sous forme agrégative, les indices de présence de *Microtus sp.* et *A. terrestris* suivent une distribution binomiale négative. Cette hypothèse a été vérifiée en comparant la variance des données à leur moyenne: lorsque le rapport est largement supérieur à un, ceci indique qu'une distribution binomiale négative est plus appropriée qu'une distribution de Poisson. Dans la cas où le modèle binomial négatif ne convergait pas, il lui a été substitué un modèle quasi Poissonien qui relaxe l'hypothèse d'égalité entre moyenne et variance de la distribution Poissonienne classique (Maindonald et Braun 2007). Les mêmes parcelles étant ré-échantillonnées chaque saison (mesures répétées), une comparaison des abondances moyennes de *Microtus sp.* et *A. terrestris* dans les parcelles au cours du temps a été effectuée. Dans le cas où une différence significative apparaissait nous avons considéré que la mesure répétée au cours du temps pouvait conduire à une pseudoréplication. Nous avons donc considéré la variable parcelle comme une variable aléatoire dans un modèle généralisé à effet mixte (GLMM). Actuellement, il n'existe pas de méthode fiable permettant la comparaison des GLMM (Antonio et Beirlant 2007). La comparaison des modèles a donc été basée, faute de mieux, sur les critères d'Akaike (Burnham et Anderson 2002). La somme des observations étant inférieure à 40 fois le nombre de variables explicatives, la sélection a été réalisée en retenant le modèle à plus

petit AICc. Lorsque cette différence d'AICc était faible ( $<2$ ), le modèle le plus parcimonieux, c'est à dire celui qui générant le moins de paramètres, a été retenu. Les intervalles de confiance (IC) des coefficients des modèles (Coef.) ont été calculés par la méthode des permutations de Monte Carlo ( $p=1000$ ). La qualité de l'ajustement a été examinée par observation graphique de la variabilité et de la normalité des résidus.

#### C.1.5.1. Influence du niveau d'urbanisation sur les populations de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris*

L'objectif des premières analyses était d'étudier l'effet de l'urbanisation sur les densités de *Microtus sp.* et *A. terrestris*. Cependant, seuls quelques milieux sont présents dans plusieurs niveaux d'urbanisation. L'étude de l'effet de l'urbanisation porte donc sur les prairies/pâtures présentes dans les zones péri-urbaine et rurale et sur les jardins présents dans les zones urbaine et péri-urbaine.

Les variables expliquées des modèles étaient successivement le nombre d'intervalles positifs pour *A. terrestris* et le nombre d'intervalles positifs pour *Microtus sp.*. Chaque modèle testé considérait en premier lieu le nombre d'intervalles parcourus (variable « ninter ») lors du comptage du nombre d'intervalles positifs en campagnols. Afin d'étudier l'impact du gradient rural/péri-urbain (variable « zone<sup>a</sup> ») sur les densités de rongeurs des prairies et pâtures, l'effet de la saison « saison » et du type de milieu « milieu » a été considéré. Pour étudier l'impact du gradient péri-urbain/urbain (variable « zone<sup>b</sup> ») sur les densités de rongeurs des allées de jardins, l'effet de l'année « année » et de la saison « saison » a été considéré, les jardins ayant été parcourus pendant deux années successives.

#### C.1.5.2. Influence du milieu et de la saison sur les populations de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris*

Lorsqu'aucun effet de l'urbanisation n'a pu être mis en évidence, l'ensemble des milieux était regroupés en un même jeu de données.

L'effet du type de milieu et de la saison sur les populations de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris* a été analysé pour 2006, seule année où tous les milieux sont représentés.

### C.1.5.3. Fréquences d'occurrence de rongeurs dans les fèces

Les fréquences d'occurrence des rongeurs entre niveaux d'urbanisation et entre saisons ont été comparées au moyen du test du  $\chi^2$  (Scherrer 1984).

La relation entre les densités relatives de *Microtus sp.* et d'*A. terrestris* et leurs fréquences relatives d'occurrence dans les fèces collectées sur les transects parcellaires a été testée au moyen d'un test de rang de Spearman (Scherrer 1984).

## C.2. Résultats

### C.2.1. Disponibilité en micromammifères dans les parcs et friches

Une session de 552 nuits pièges a été réalisée dans les parcs pendant l'été 2005. Sur les 5 parcs publics échantillonnés, une seule capture a été obtenue, un *Myodes glareolus*. soit 0,07 capture pour 100 m.

De l'été 2005 à l'automne 2006 chaque saison comptabilisait 348 nuits pièges dans les friches. La figure 13 présente l'évolution saisonnière des indices de capture des micromammifères dans les friches. Cent soixante huit *Microtus sp.*, 65 *Apodemus sp.*, 5 *Myodes glareolus* et 21 *Sorex sp.* ont été capturés. Le genre *Microtus sp.* représentait 65% du total des captures effectuées. Quarante vingt trois pour cents des captures ont été réalisées en été.



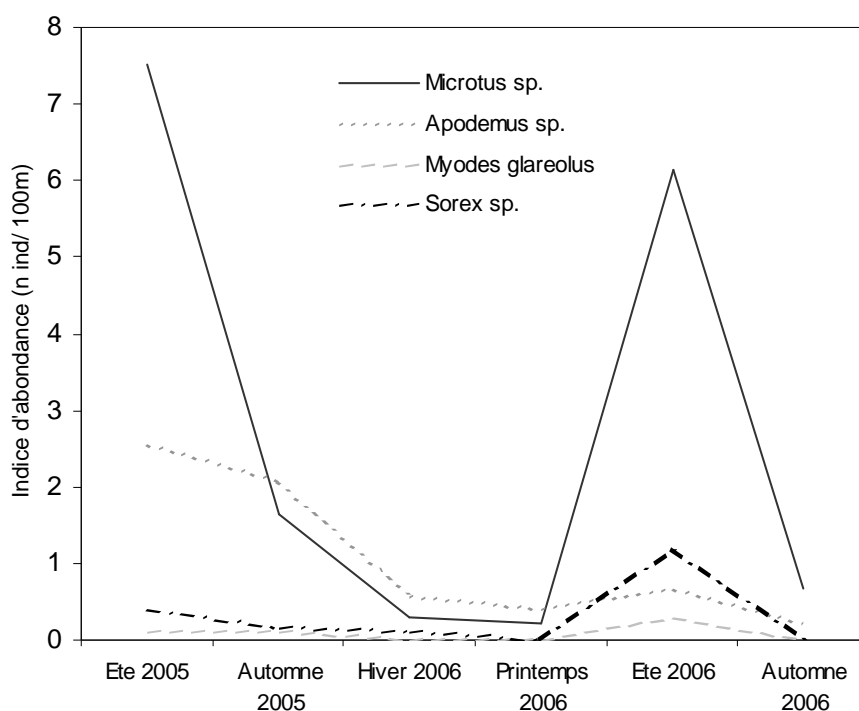


Figure 13: Evolution saisonnière des captures de micromammifères réalisées dans les friches urbaines.

### C.2.2. Influence du niveau d'urbanisation sur les indices de présence/absence de *Microtus sp.* et d'*Arvicola terrestris*

Les indices de présence de *Microtus sp.* dans les prairies et pâtures et dans les jardins présentent un rapport variance sur moyenne largement supérieur à un (Prairies et pâtures : 47,3/ 3,52 >>1 ; jardins : 2,14/ 0,44 >>1) indiquant une distribution agrégative. La comparaison des abondances moyennes des parcelles, indépendamment de la saison, du milieu et de la zone, indique un effet significatif de la parcelle sur les données des prairies et pâtures et des jardins ( $p(\chi^2) \ll 0,001$ ). Un modèle mixte à lien binomial négatif a donc été utilisé. La comparaison des AICc des modèles (tableau 5) montre que le modèle sélectionné, qui explique le mieux le nombre d'indices de présence de *Microtus sp.*, exclut le niveau d'urbanisation comme variable explicative, tant pour les milieux prairies et pâtures que pour les milieux jardins.

Tableau 5: Recherche de l'influence de l'urbanisation sur les indices de présence de *Microtus sp.* et d'*Arvicola terrestris* dans les milieux prairiaux et les jardins. LL : log-vraisemblance maximisée ; K : nombre de paramètres estimés ; n/K : nombre d'observations/K ; AICc : Critère d'information d'Akaike de second ordre ;  $\Delta_i$  : différence entre l'AICc et la plus faible valeur d'AICc ;  $w_i$  : poids d'Akaike ; ninter : nombre d'intervalles parcourus ; zone<sub>a</sub> : zone péri-urbaine et rurale ; zone<sub>b</sub> : zone péri-urbaine et urbaine ♦ : modèles de quasi-Poisson. En gras : modèle sélectionné.

<b>Microtus sp.</b>						
	LL	K	n/K	AICc	$\Delta_i$	$w_i$
<b>a) Prairies et pâtures</b>						
ninter+saison+milieu	-54,3	6	20,3	121,0	0,0	0,36
<b>ninter+saison</b>	<b>-55,3</b>	<b>5</b>	<b>24,4</b>	<b>121,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,33</b>
ninter+saison+milieu+zone <sub>a</sub>	-53,3	7	17,4	122,0	1,0	0,22
ninter+saison+milieu*zone <sub>a</sub>	-53,7	8	15,3	123,9	2,8	0,09
ninter	-75,5	3	40,7	157,2	36,2	0,00
<b>b) Jardins</b>						
<b>ninter+annee+saison</b>	<b>-13,4</b>	<b>7</b>	<b>10,3</b>	<b>42,6</b>	<b>0,0</b>	<b>0,62</b>
ninter+annee	-18,1	4	18,0	44,8	2,2	0,20
ninter+annee+saison+zone <sub>b</sub>	-13,4	8	9,0	45,1	2,5	0,17
ninter	-22,9	3	24,0	52,2	9,6	0,01
<b>Arvicola terrestris</b>						
	LL	K	n/K	AICc	$\Delta_i$	$w_i$
<b>c) Prairies et pâtures ♦</b>						
ninter+saison+milieu*zone <sub>a</sub>	-123,0	7	17,4	263,1	0,0	0,34
<b>ninter</b>	<b>-128,6</b>	<b>2</b>	<b>61,0</b>	<b>263,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,30</b>
ninter+saison	-126,8	4	30,5	264,0	1,0	0,21
ninter+saison+milieu	-126,4	5	24,4	265,2	2,1	0,12
ninter+saison+milieu+zone <sub>a</sub>	-126,3	6	20,3	267,3	4,2	0,04
<b>d) Jardins</b>						
<b>ninter</b>	<b>-33,5</b>	<b>3</b>	<b>24,0</b>	<b>73,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,58</b>
ninter + annee	-33,0	4	18,0	74,5	1,1	0,33
ninter + annee + saison	-30,9	7	10,3	77,7	4,3	0,07
ninter + annee + saison + zone <sub>b</sub>	-30,5	8	9,0	79,3	5,9	0,03

Les indices de présence d'*A. terrestris* dans les prairies/ pâtures et dans les jardins présentent un rapport variance sur moyenne largement supérieur à un (Prairies et pâtures : 31,7 / 3,04 >>1 ; jardins : 5,87/1,63>>1) indiquant une distribution agrégative. Cependant, pour les données issues des prairies et pâtures, le modèle binomial négatif ne converge pas, un modèle quasi-Poissonien a donc été utilisé. La comparaison des abondances moyenne des parcelles (indépendamment de la saison, du milieu et de la zone) du modèle quasi-Poisson (pour les prairies et pâtures) et du modèle binomial

négalif (pour les jardins) indique un effet significatif de la parcelle sur les données des prairies et pâtures et des jardins ( $p(\chi^2) \ll 0,001$ ). Pour l'espèce *A. terrestris*, la comparaison des combinaisons des modèles mixtes montre une influence de l'interaction milieu-zone (tableau 5). Cependant, ce modèle est peu différent du modèle intégrant l'effet ninter seul ( $\Delta_i < 2$ ) et le principe de parcimonie conduit à choisir le modèle présentant le plus petit nombre de paramètres. L'influence de la zone sur les données issues des prairies et pâtures ne peut donc être démontrée. De même, aucune influence de la zone n'a pu être mise en évidence sur les indices d'*A. terrestris* dans les jardins.

### **C.2.3. Influence du milieu et de la saison sur les indices de présence/absence de *Microtus* sp. et d'*Arvicola terrestris***

Le niveau d'urbanisation n'ayant pas d'influence sur les populations de *Microtus* sp., un modèle global intégrant l'effet de la saison et l'effet de l'ensemble des milieux étudiés a été testé. Les indices de présence de *Microtus* sp. présentent un rapport variance sur moyenne supérieur à un ( $47,5 / 3,1 \gg 1$ ) indiquant une distribution agrégative. La comparaison des abondances moyennes des parcelles, indépendamment de la saison et du milieu, indique un effet significatif de la parcelle sur les données des prairies et pâtures et des jardins ( $p(\chi^2) \ll 0,001$ ). Un modèle mixte à lien binomial négatif a donc été utilisé. La sélection des modèles mixtes par AICc, présentée au tableau 6, montre une influence de la saison et du milieu. Les coefficients du modèle présentés dans le tableau 7 indiquent une influence positive de l'hiver par rapport au printemps ( $Coef.=2,03$  ;  $IC[1,34- 2,37]$ ) sur les indices de présence de *Microtus* sp. Les populations de *Microtus* sp. semblent favorisées par les milieux friches ( $Coef.=1,38$  ;  $IC[0,08- 1,88]$ ) par rapport aux prairies alors que les jardins ( $Coef.=-4,59$  ;  $IC=[-7,21- -4,33]$ ), parcs ( $Coef.=-2,39$  ;  $IC=[-3,97- -1,96]$ ) et pâtures ( $Coef.=-0,75$ ;  $IC=[-1,81- -0,45]$ ) leur semblent défavorables.

Les indices de présence d'*A. terrestris* présentent un rapport variance sur moyenne largement supérieur à un ( $5,87 / 3,12 \gg 1$ ) indiquant une distribution agrégative. Cependant, le modèle binomial négatif ne convergeant pas, un modèle quasi-Poisson a donc été utilisé. L'analyse de déviance du modèle quasi-Poisson indique un effet significatif de la parcelle sur les données des prairies et pâtures et des jardins ( $p(\chi^2) \ll 0,001$ ).

Tableau 6: Comparaison des modèles expliquant les indices de présence de *Microtus sp.* et d'*Arvicola terrestris* sur la zone d'étude. LL : log-vraisemblance maximisée ; K : nombre de paramètres estimés ; n/K : nombre d'observations/K ; AICc : Critère d'information d'Akaike de second ordre ;  $\Delta_i$  : différence entre l'AICc et la plus faible valeur d'AICc ;  $w_i$  : poids d'Akaike ; ninter : nombre d'intervalles parcourus ; ♦ : modèles de quasi-Poisson. En gras : modèle sélectionné.

<b><i>Microtus sp.</i></b>	LL	K	n/K	AICc	$\Delta_i$	$w_i$
<b>ninter+saison+milieu</b>	<b>-71,7</b>	<b>9</b>	<b>21,1</b>	<b>162,3</b>	<b>0,0</b>	<b>1</b>
ninter+saison	-90,0	5	38,0	190,3	28,0	0
ninter+milieu	-101,8	7	27,1	218,1	55,8	0
ninter	-119,7	3	63,3	244,9	82,6	0
<b><i>A. terrestris</i> ♦</b>	LL	K	n/K	AICc	$\Delta_i$	$w_i$
<b>ninter+saison+milieu</b>	<b>-196,7</b>	<b>8</b>	<b>23,8</b>	<b>411,8</b>	<b>0,0</b>	<b>0,64</b>
ninter	-203,7	4	47,5	413,9	2,1	0,22
ninter+saison	-197,4	2	95,0	414,9	3,1	0,14
ninter+milieu	-203,2	6	31,7	420,9	9,1	0,01

Le modèle global testé pour expliquer la présence des indices d'*A. terrestris* considère la variable nombre d'intervalles parcourus « ninter », la variable « saison », et la variable « milieu » (Tableau 6). Le modèle sélectionné par AICc indique un effet de la saison et du type de milieu. Les coefficients du modèle montrent des densités relatives plus importantes en hiver ( $Coef.=0,36$  ;  $IC=[0,22-0,52]$ ) et en automne ( $Coef.=0,36$  ;  $IC=[0,04-0,40]$ ) par rapport au printemps (Tableau 7). L'influence des milieux n'a pu être mise en évidence. Le jeu de données ne permet pas de détecter d'effet significatif du nombre d'intervalles parcourus sur le nombre d'intervalles positifs pour *A. terrestris* et *Microtus sp.*. Le nombre d'intervalles positifs ne dépend donc pas du nombre d'intervalles échantillonnés. Ceci indique que les petites parcelles sont relativement plus colonisées que les grandes parcelles.

Tableau 7: Coefficients des modèles et intervalle de confiance des coefficients des modèle expliquant  $\blacklozenge$ : modèles de Quasi-Poisson. En gras : coefficient significatif.

<b>Milieux <i>Microtus sp.</i></b>	Coefficient	2,50%	97,50%
(Intercept)	-0,45	-1,89	0,24
ninter	0,01	-0,02	0,02
saison automne	-0,35	-1,07	0,06
<b>saison hiver</b>	<b>2,03</b>	<b>1,34</b>	<b>2,37</b>
<b>milieu jardin</b>	<b>-4,59</b>	<b>-7,21</b>	<b>-4,33</b>
<b>milieu parc</b>	<b>-2,36</b>	<b>-3,97</b>	<b>-1,96</b>
<b>milieu pature</b>	<b>-0,75</b>	<b>-1,81</b>	<b>-0,45</b>
<b>milieu friche</b>	<b>1,38</b>	<b>0,08</b>	<b>1,88</b>
<b>Milieux <i>A. terrestris</i> <math>\blacklozenge</math></b>	Coefficient	2,50%	97,50%
(Intercept)	-0,89	-1,84	1,00
ninter	0,00	-0,03	0,03
<b>saison automne</b>	<b>0,26</b>	<b>0,04</b>	<b>0,40</b>
<b>saison hiver</b>	<b>0,36</b>	<b>0,22</b>	<b>0,52</b>
milieu friche	0,19	-1,73	1,72
milieu jardin	0,00	-2,82	1,75
milieu parc	0,38	-1,09	1,55
milieu prairie	0,72	-0,40	1,63

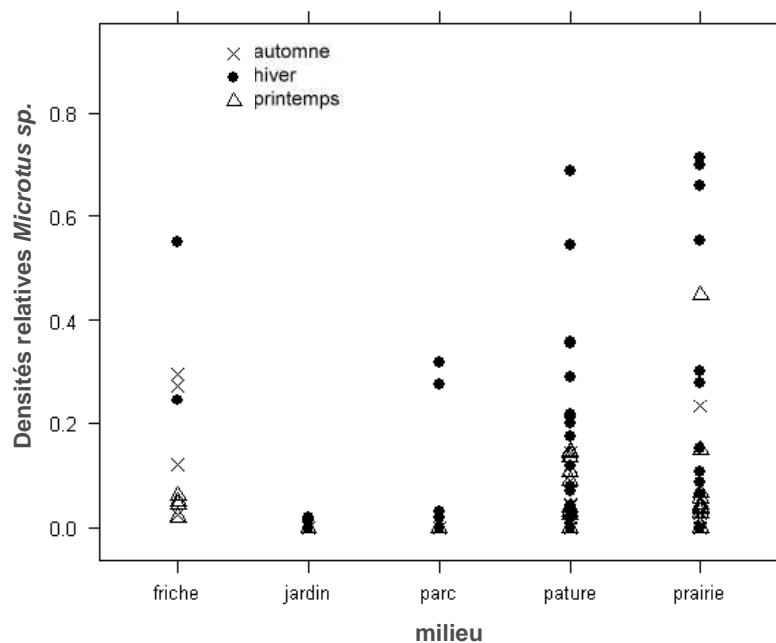
La représentation graphique des densités relatives de *Microtus sp.* en fonction du milieu et de la saison montre que *Microtus sp.* est très peu présent dans les parcs et jardins (Figure 14a). L'indice d'abondance de *Microtus sp.* dans les friches, *a contrario*, est très important en période hivernale (30%) et peut même atteindre, pour certaines parcelles, une occupation supérieure à 80%. Certaines friches urbaines présentent donc des densités relatives supérieures aux prairies rurales et aux pâtures dont l'indice d'abondance globale s'élève respectivement à 25 et 14% en période hivernale.

Les populations d'*A. terrestris* présentent leur maximum de densité en automne et hiver (Figure 14b). La comparaison de l'abondance d'*A. terrestris* observée dans les parcs et prairies en lisière de forêt à celle de l'abondance observée dans les parcs et prairies qui n'étaient pas en lisière montre des différences significatives ( $\chi^2=246,65$ ;  $p<2,210^{-16}$ ). Les parcelles en lisière de forêt présentent de plus fortes densités d'*A. terrestris*.

La représentation cartographique des densités observées sur la zone d'étude pour *Microtus sp.* et *A. terrestris* montre une plus large répartition du campagnol des champs (Figure 15a). Le campagnol terrestre est principalement présent dans le quart sud sud-ouest péri-urbain (Figure 15b). Cependant, aucune des deux espèces n'a pu être

observée dans le centre urbain où les milieux étudiés étaient principalement représentés par des parcs.

a)



b)

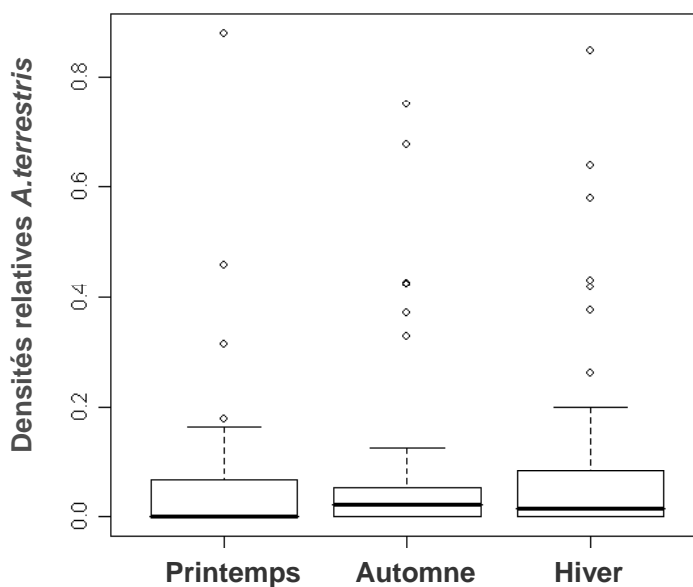
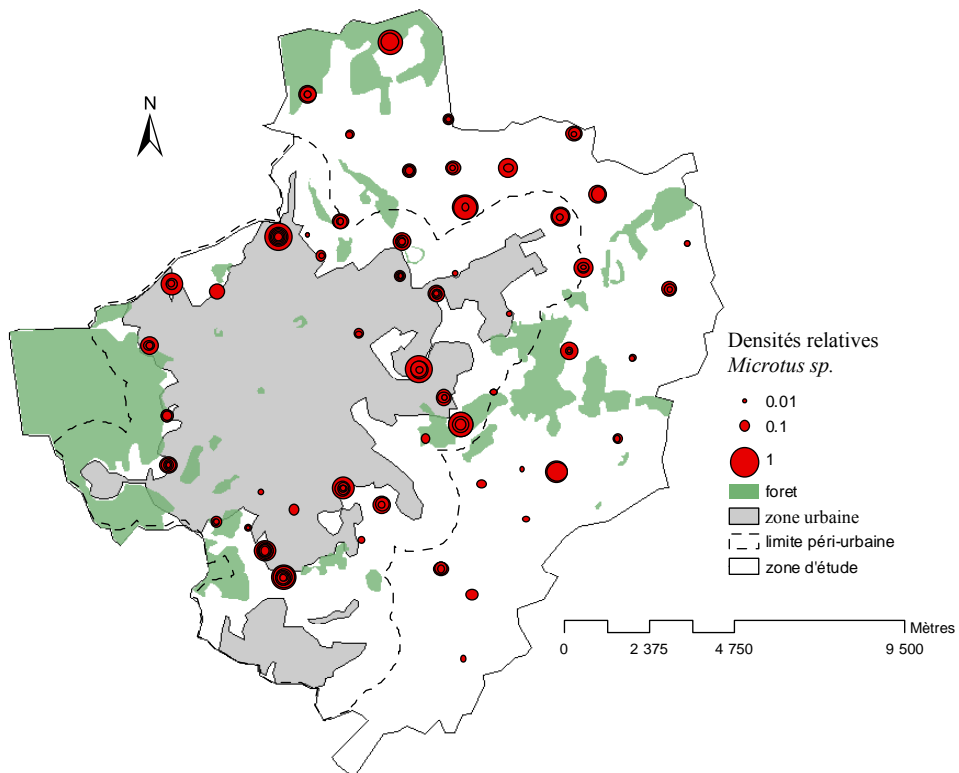


Figure 14: (a) Densités relatives de *Microtus sp.* observées dans les divers milieux selon la saison. (b) Densités relatives d'*A. terrestris* observées selon la saison.

a)



b)

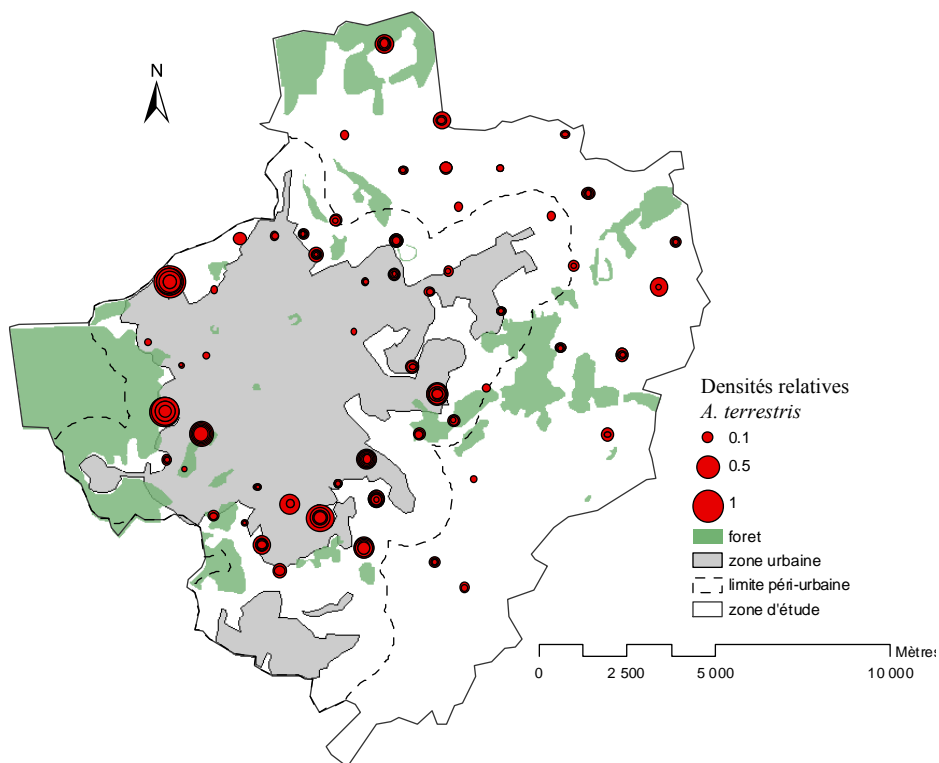


Figure 15: Répartition géographique des densités relatives de *Microtus sp.* (a) et d'*A. terrestris* (b). Un cercle correspond à une densité relative pour une saison donnée.

#### C.2.4. Fréquence d'occurrence des rongeurs dans les fèces

L'analyse des fréquences d'occurrence des micromammifères a porté sur 190 fèces. Soixante cinq échantillons, soit 29%, comptaient au moins une espèce de rongeur.

Les fréquences d'occurrence de 47% (22/47) en zone rurale, 36% (32/88) en zone péri-urbaine et 31% (17/55) en zone urbaine ne montrent pas de grande différence dans la consommation de l'ensemble de micromammifères selon le niveau d'urbanisation (Figure 16).

Cependant, *Microtus sp.* qui est l'espèce la plus largement consommée (16%), semble plus présente dans les fèces issues du milieu rural (26%) que dans celles issues des zones urbaine (13%) et péri-urbaine (13%) malgré un seuil à la limite de la significativité ( $\chi^2 = 4,46$   $p=0,06$ ). En revanche, *A. terrestris* (7%), *M. glareolus* (6%) et *Apodemus sp.* (9%) sont très peu représentés. Pour ces trois groupes, aucune différence de fréquence d'occurrence n'apparaît entre les milieux urbains, péri-urbains et ruraux. En milieu rural, *Microtus sp.* est largement plus consommé qu'*A. terrestris* alors que cette différence n'apparaît pas dans les milieux péri-urbain et urbain.

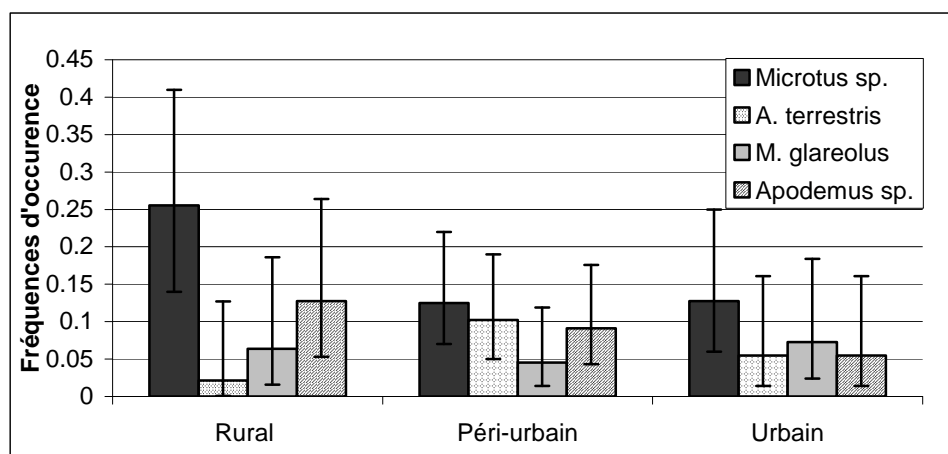


Figure 16: Fréquences d'occurrence des micromammifères dans les fèces de renards collectées dans les zones urbaine, périurbaine et rurale.



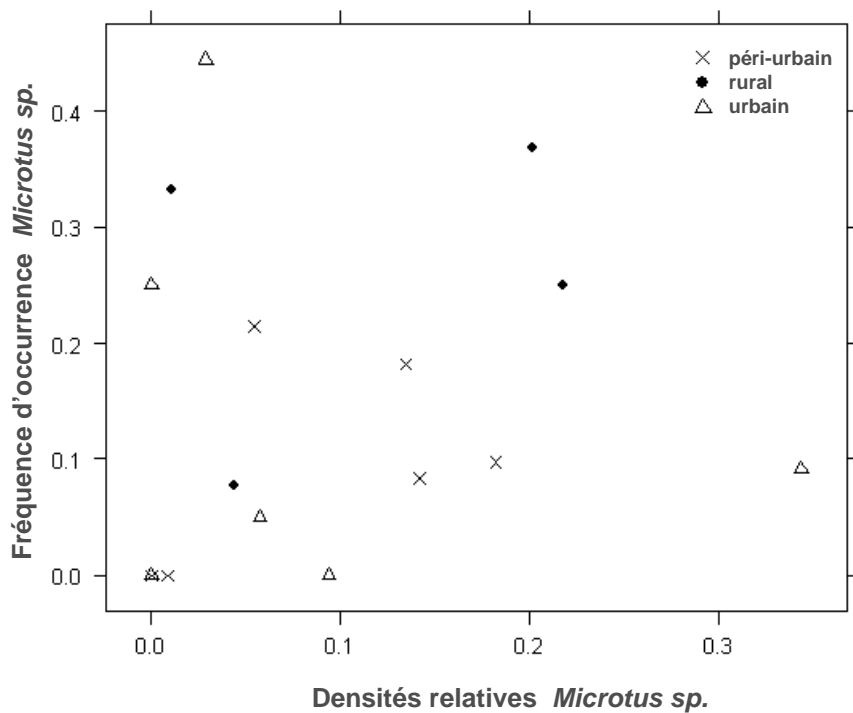


Figure 17: Densités relatives de *Microtus sp.* et fréquences relatives d'apparition du rongeur dans les fèces pour chaque niveau d'urbanisation.

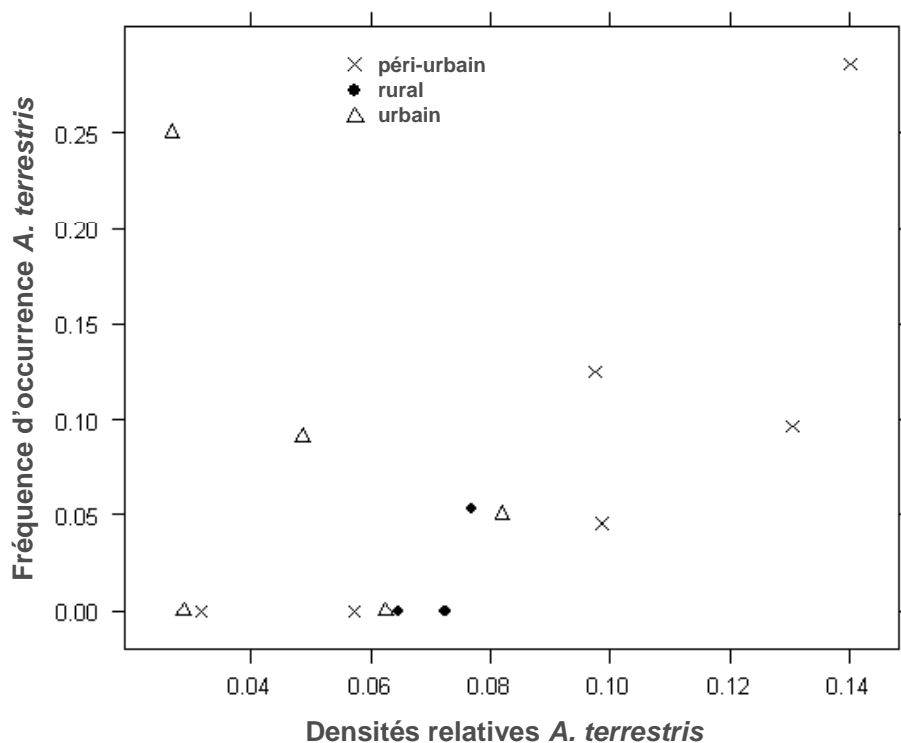


Figure 18: Densités relatives de *A. terrestris* et fréquences relatives d'apparition du rongeur dans les fèces pour chaque niveau d'urbanisation.

### **C.2.5. Utilisation de la ressource disponible selon le niveau d'urbanisation**

La figure 17 présente les densités relatives de *Microtus sp.* observées sur le terrain en fonction de la fréquence d'apparition de cette espèce dans les fèces de renards.

Sur l'ensemble de la zone d'étude, les densités relatives de *Microtus sp.* ne montrent pas de corrélation avec les fréquences d'occurrence de cette espèce dans le régime alimentaire du renard roux ( $r_s=0,272$  ;  $p=0,30$ ). De la même manière, aucune corrélation avec les fréquences d'occurrence n'a pu être mise en évidence pour la zone rurale ( $r_s=0$  ;  $p=1$ ), la zone péri-urbaine ( $r_s=0,46$  ;  $p=0,36$ ) et la zone urbaine:  $r_s=-0,13$  ;  $p=0,80$ ).

La corrélation entre les densités relatives de *A. terrestris* et les fréquences d'occurrence sur l'ensemble de la zone d'étude n'apparaît pas significative ( $r_s=0,42$  ;  $p=0,1$ ) (Figure 18). A travers les divers niveaux d'urbanisation, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les densités relatives et fréquences d'occurrence pour la zone rurale ( $r_s=0,77$  ;  $p=0,33$ ) et la zone urbaine ( $r_s=-0,40$ ;  $p=0,42$ ). En zone péri-urbaine, la consommation de *A. terrestris* apparaît corrélée aux densités observées sur le terrain ( $r_s=0.81$  ;  $p=0.05$ ).

## **C.3. Discussion**

### **C.3.1. Disponibilité en micromammifères dans les parcs et friches**

Dickman et Doncaster (1987) ont mis en évidence que les populations d'*Apodemus sylvaticus*, de *Myodes glareolus* et de *Microtus agrestis* ne perçoivent pas directement l'influence de l'environnement urbain mais dépendent, dans un premier temps, de la structure et de la composition végétale des habitats qu'ils occupent. Cette distribution de populations en milieu urbain, conditionnée par le type d'habitat, semble également s'appliquer sur notre zone d'étude. En effet, le piégeage réalisé dans deux milieux particuliers (friches et parcs publics) a montré des densités de populations très variables. Alors que les parcs sont pratiquement exempts de *Microtus sp.*, d'*Apodemus sp.* et de

*M. glaerolus.*, les friches constituent des milieux refuges pour *Microtus sp.* et *Apodemus sp.* et présentent des densités estivales de *Microtus sp.* particulièrement importantes.

En Lorraine, le suivi des populations réalisé sur le secteur rural de Barisey-la-Côte (à 30km au Sud-Ouest de Nancy) de 1982 à 1990 a mis en évidence des cycles de densité de quatre à cinq ans pour *Microtus arvalis* avec des maxima observés en automne 1983 et en automne 1988 (Stahl 1986, Poulle 1991, Delattre et al. 1992). Les densités prairiales observées sur ce site présentaient en automne, et en phase de densité maximale une moyenne de 9,65 captures pour 100 m en 1983 et de 13 captures pour 100 m en 1988. Par comparaison, l'indice d'abondance observé dans les friches urbaines s'élève à 1,65 en automne 2005, 0,68 en automne 2006 et les densités estivales atteignent 7,23 captures pour 100 m en 2005 et 6,16 captures pour 100 m en 2006. Les densités automnales observées dans les friches sont bien moins importantes que celles observées dans les prairies lorraines en phase de densité maximale. Généralement, les densités de populations de *Microtus arvalis* suivent un cycle annuel avec un minimum au printemps et un maximum en automne. Cependant, les populations de *Microtus sp.* des friches étudiées présentent des pics de densité en été. Cette situation déjà observée par Briner et al. (2007) dans des talus et autres bandes herbeuses pourrait être expliquée par une période de reproduction principalement réalisée au printemps.

### **C.3.2. Influence du milieu sur les populations de *Microtus sp.***

Les densités relatives de *Microtus sp.* observées dans l'ensemble des milieux étudiés, à partir des indices parcellaires, montrent que ce n'est pas le niveau d'urbanisation mais le type de milieu qui conditionne les populations de *Microtus sp.* Alors que les densités relatives maximales sont observées en hiver dans les friches (4 fois plus que dans les prairies), l'espèce est également présente dans une moindre mesure dans les prairies et pâtures et très peu dans les parcs et allées de jardins. Ainsi, à l'échelle d'une parcelle, la disponibilité en *Microtus sp.* peut être plus importante en milieu urbain qu'en milieu rural et même atteindre les valeurs relevées dans le Doubs en période de pullulation (>80%) (Delattre et al. 1992, Delattre et al. 1996). Au niveau de perception de l'agglomération, c'est donc la disponibilité en friches qui va conditionner la ressource en *Microtus sp.* pour le renard roux urbain. Il apparaît que, devant les types de milieux étudiés, les densités de *Microtus sp.* sont négativement corrélées à l'utilisation de la

parcelle (pratiques agricoles et entretien). Ainsi les milieux les moins entretenus (friches) sont les plus exploités par cette espèce alors que les milieux les plus entretenus (parcs) lui sont défavorables. De telles observations ont également été faites dans l'étude des bordures herbeuses des autoroutes où le campagnol des champs occupait d'une manière préférentielle les zones non entretenues à végétation herbacée dense (Bourquin et Meylan 1982). Rathke et Broring (2005) ont étudié la capacité des rongeurs à recoloniser les anciens sites miniers. Ainsi, *Microtus arvalis* est la première espèce à recoloniser les terrains mis en friches. En zone urbaine, l'abandon de zones commerciales, bâtisses ou autres sites industriels et leur transformation en friches doivent donc être perçus comme la création de milieux favorables à la colonisation par *M. arvalis*. Ainsi le nombre et la juxtaposition des friches d'une ville par unité surfacique peuvent être envisagés comme des facteurs conditionnant la ressource disponible en *Microtus* sp. pour le renard roux.

### **C.3.3. Influence du niveau d'urbanisation et du milieu sur les populations d'*A. terrestris***

Dans la ville de Zürich, il a récemment été observé que l'abondance d'*Arvicola terrestris* étaient plus importante en zone péri-urbaine par rapport à la zone urbaine (Hegglin et al. 2007). Sur notre zone d'étude, aucun effet de l'urbanisation sur les densités d'*A. terrestris* n'a pu être mis en évidence. L'indice global d'abondance relevé pour *A. terrestris* dans l'agglomération nancéienne reste faible (6%) mais localement très variable. En effet, les populations d'*A. terrestris* sont très localisées et ont pu même être remarquées dans certains parcs urbains où des indices étaient présents dans plus de 50% des intervalles des parcelles. Ainsi, cette espèce ne semble pas montrer d'aversion à l'activité humaine. De par son activité principalement fouisseuse, l'entretien des espaces verts (tonte, nettoyage) pourrait ne pas déranger cette espèce.

Sur cette zone d'étude, les populations d'*A. terrestris* sont principalement localisées dans les prairies et les parcs à proximité de forêts. Les enclaves forestières apportent fraîcheur et humidité aux sols avoisinants, conditions propices au développement des populations d'*A. terrestris*. De plus, les paysages hétérogènes avec présence de forêts ont été identifiés comme essentiels au maintien des populations d'*A. terrestris* lors des phases minimales du cycle de pullulation (Duhamel et al. 2000). En effet, ces milieux sont favorables aux prédateurs généralistes qui tendent à stabiliser les populations de

campagnols. Les densités observées dans les parcs et les prairies de la zone d'étude se sont révélées très variables d'une parcelle à l'autre. L'influence des pratiques agricoles et de la végétation sur la dynamique de croissance d'*A. terrestris* a récemment été mise en évidence (Morilhat 2005). Ainsi, la dynamique de croissance des populations d'*A. terrestris* est favorisée par un régime agricole productif intensif, impliquant plusieurs fauches et une forte fertilisation. L'influence de l'entretien des parcs urbains sur les populations pourrait donc être étudiée afin d'envisager à long terme des moyens de régulation des populations d'*A. terrestris* respectueux de l'environnement. Une telle étude nécessiterait de travailler sur plusieurs villes afin d'obtenir un échantillonnage parcellaire suffisamment important et de considérer, en plus des facteurs étudiés, l'humidité des sols comme un des facteurs de régulation de cette espèce.

Ainsi, à l'échelle de la zone d'étude, les densités relatives de *Microtus* sp. et d'*A. terrestris* apparaissent hétérogènes. Le territoire Ouest de l'agglomération, principalement composé de forêts, présente une zone favorable à l'installation des populations d'*A. terrestris*. La partie Est de l'agglomération, très agricole, est principalement occupée par le genre *Microtus*. Dans la zone urbaine, ces rongeurs sont absents du centre et ponctuellement présents dans certaines parcelles urbanisées. La présence très ponctuelle de ces deux espèces en milieu urbain souligne l'hétérogénéité de la disponibilité en hôtes intermédiaires pour un renard urbain.

L'hétérogénéité spatiale de la biomasse parasitaire en milieu urbain devrait donc être plus prononcée qu'en milieu rural, avec la présence de micro-foyers parasitaires côtoyant des espaces exempts d'*E. multilocularis*.

Cependant, cette étude ciblée sur certains milieux n'est pas représentative de l'ensemble du paysage urbain. En effet, l'impossibilité d'accès à certains sites tels que les pelouses et les jardins privés reste un facteur limitant dans la mise en place de protocoles de suivi des populations de micromammifères au sein d'un territoire très urbanisé.

#### **C.3.4. Utilisation de la ressource disponible selon le niveau d'urbanisation**

L'espèce la plus consommée sur notre zone d'étude reste *Microtus* sp., plus particulièrement en zone rurale. L'étude de l'utilisation de la ressource disponible n'a pas montré de différences dans sa consommation selon le niveau d'urbanisation. Qu'il soit rare ou abondant, ce rongeur est consommé quelles que soient les densités. Hegglin

et al. (2007), à Zürich, ont également mis en évidence une part non négligeable de *Microtus sp.* dans le régime alimentaire du renard urbain alors que cette espèce était très rare sur la zone d'étude. Ces données confirment celles obtenues par Macdonald (1977) et par Artois et Stahl (1987) qui ont montré que le renard roux manifestait une préférence alimentaire pour le genre *Microtus* et plus particulièrement *Microtus arvalis* en région Lorraine. Les autres espèces identifiées dans les fèces ont des fréquences d'occurrence généralement inférieures à 10% et sont donc peu représentées. La faible consommation d'*A. terrestris* a rendu difficile la mise en évidence d'un lien entre la densité et l'utilisation de la ressource. Cependant, les premières indications montrent une corrélation entre la consommation de cette espèce et sa disponibilité au risque de 0,10. Ce lien de densité-dépendance est plus marqué en zone péri-urbaine où les densités de *A. terrestris* sont les plus importantes de la zone d'étude. Ceci met en évidence un comportement généraliste vis à vis de cette espèce. Weber et Aubry (1993) avaient mis en évidence cette corrélation en zone de forte densité d'*A. terrestris* alors que l'espèce *Microtus sp.* n'était que faiblement consommée.

Ainsi, la diminution de prévalence vulpine du milieu rural vers le milieu urbain (Partie I) est observée parallèlement à une diminution de consommation de *Microtus sp.* selon ce même gradient. Le genre *Microtus* très consommé peut être considéré comme l'hôte intermédiaire principal dans la zone rurale de notre territoire d'étude. Or cette situation n'apparaît pas en zone urbaine et en zone péri-urbaine où *Microtus sp.* et *A. terrestris* sont consommés dans des proportions quasi-identiques.