

Eco-éthologie du renard roux (*Vulpes vulpes*) en Région Bruxelles- Capitale

par

HÉLÈNE DE BLANDER¹, THIERRY KERVYN¹, BETTY GAUBICHER¹ ET
BERNARD BROCHIER^{1,2}

Résumé

Plusieurs aspects de l'éco-éthologie du renard roux (*Vulpes vulpes*) ont été étudiés de 2001 à 2004 en Région Bruxelles-Capitale. L'espèce est présente sur 35 % du territoire de la région (soit 56 km²) à des densités locales variant de 0,6 à 3,9 groupes familiaux par km². L'analyse du contenu stomacal des renards récoltés à Bruxelles confirme l'hypothèse selon laquelle la prédominance de nourriture d'origine anthropique soutiendrait ces hautes densités. La taille des portées de renardeaux atteint une moyenne de 4,6 jeunes par groupe familial. Les collisions avec les véhicules (automobiles et trains) représentent la cause principale de mortalité. Le taux maximal de mortalité observé atteint localement 1,75 renards/an/km². Au cours de chaque année, deux pics de mortalité apparaissent : un premier en hiver lors du rut et un second en été au début de la dispersion des juvéniles. L'âge ratio de la population vulpine est inférieur à celui observé en milieu rural. Le statut d'espèce protégée des renards de la Région bruxelloise pourrait être un facteur de vieillissement de la population. L'étendue du domaine vital de 6 renards a été investiguée par radiopistage (2 individus) ou par un système de positionnement par satellites (GPS) (4 individus). Le domaine vital des 2 individus suivis par radiopistage couvrait environ 30 ha (mâle) et 10 ha (femelle). Un faible taux de réussite obtenu à l'aide du système de positionnement par satellites est à mettre en relation avec la nature du milieu dans lequel ont évolué les 4 individus suivis ainsi qu'avec leur comportement.

¹ Section de la rage, Département Institut Pasteur
Institut Scientifique de Santé publique
Rue Engeland, 642 - 1180 Bruxelles

² Section de Virologie, Département de Microbiologie
Institut Scientifique de Santé publique
Rue Juliette Wytzman, 14 - 1050 Bruxelles

Summary : Behavioural ecology of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in the Brussels-Capital Region

Several aspects of the red fox behavioural ecology were studied from 2001 to 2004 in the Brussels-Capital Region (Belgium). The compilation of fox sightings and road kills data indicated that foxes occurred on 35 % of the city area. The mean density of fox family groups varied according to the urban habitat and ranged from 0.6 to 3.9 per square kilometre. The mean litter size was 4.57 cubs per family group. The examination of stomach contents of dead foxes revealed a diet predominantly composed by scavenged food. Collisions with motor cars was the main cause of fox mortality. Road deaths were highest in winter months during the mating period and in summer months during the dispersal of juveniles. The mortality rate due to traffic reached locally 1.75 foxes/year/ km². Despite this, and probably thanks to the legal protection of foxes in Brussels, the population age ratio was lower than observed in some rural areas of Belgium. The home range size of six adult foxes was assessed either by radio tracking (2 individuals) or by using the Global Positioning System (GPS). The home range of the 2 radio tracked individuals averaged 30 (male) and 10 (female) hectares in size. The lack of reliable data obtained by using the GPS method was due to the urban habitat and behavioural habits of foxes.

Introduction

Le renard roux (*Vulpes vulpes*, L.) présente une remarquable faculté d'adaptation qui se manifeste à travers le choix de son habitat, son régime alimentaire, son organisation sociale, son occupation de l'espace et son taux de reproduction. La faculté d'adaptation comportementale de ce canidé explique en partie l'augmentation spectaculaire de sa densité de population, sa colonisation récente de nouveaux habitats (littoral, zones urbanisées,...) et l'extension de son aire de distribution.

Le renard roux est l'un des carnivores sauvages qui possède l'une des plus vastes aires de répartition. L'espèce est présente dans pratiquement tout le continent eurasiatique, à l'exception de quelques zones au Nord (en Sibérie par exemple) et au Sud (Péninsule arabe, Sud de l'Inde, Asie du Sud-Est). Elle occupe également une grande partie de l'Amérique du Nord et la côte Nord de l'Afrique. Il fut à la fin du 19^{ème} siècle introduit en Australie et est aujourd'hui présent sur la quasi totalité de ce continent (MEIA, 2003).

Le renard n'est pas inféodé à un type particulier de biotope. L'espèce se rencontre dans les milieux naturels les plus divers: côtes, régions boisées, landes, montagnes, déserts, etc... Dans nos régions, le renard est présent aussi bien en milieu ouvert et semi-ouvert qu'en milieu fermé, mais il marque cependant une préférence pour les régions de bocage, les lisières, les taillis, les haies, les petits bois enclavés dans les terrains agricoles. Traditionnellement considéré comme rural, le renard est aussi devenu, en quelques décennies, un hôte de plus en plus familier des villes et surtout de leurs banlieues.

Auparavant, le phénomène du renard urbain semblait spécifiquement britannique (HARRIS, 1977; MACDONALD et NEWDICK, 1982), mais un nombre croissant d'études a montré que le renard a aujourd'hui conquis de nombreuses grandes cités d'Europe continentale, d'Amérique du Nord et d'Australie: Paris (BROSSET, 1975), BERLIN (SCHÖFFEL *et al.*, 1991), Oslo (CHRISTENSEN, 1985), Copenhague (WILLINGHAM *et al.*, 1996), Zurich (GLOOR *et al.*, 2001), Toronto (ADKINS et STOTT, 1998), Melbourne (MARKS et BLOOMFIELD, 1999). Cette colonisation est assez récente et a coïncidé avec un nouveau type de civilisation urbaine. Lorsque les grandes cités se sont étendues aux zones rurales périphériques, est apparu un tissu urbain lâche et constitué principalement de quartiers résidentiels. Ces derniers sont généralement caractérisés par des propriétés individuelles avec jardin. Ces zones résidentielles sont en outre parsemées d'espaces verts à vocation récréative (parcs, golfs, bois) ou non (zones agricoles résiduelles, cimetières, terrains vagues, talus de voies ferrées, zonings industriels ou commerciaux, etc.). Au sein de ce nouveau type de milieu, relativement peu dense en habitations, le renard dispose d'une nourriture abondante, souvent d'origine anthropique, tout en bénéficiant d'un couvert végétal suffisant.

La superficie du domaine vital d'un renard varie considérablement (de 10 à 1600 ha) et dépend directement de la quantité de nourriture disponible (ARTOIS, 1989). Ainsi, les plus grands domaines vitaux sont situés dans des zones pauvres biologiquement, tandis que les plus restreints se rencontrent dans les zones urbanisées, où de nombreuses ressources alimentaires d'origine anthropique s'ajoutent au régime alimentaire « naturel » de l'espèce. La densité de population varie inversement à la taille des territoires. Durant les années 1970 et 1980, les populations de renards dans certaines cités anglaises atteignaient localement des densités de 4 à 5 groupes familiaux par km² (HARRIS, 1981). En Belgique, le renard est commun dans toute la Wallonie, en densité variable selon les régions naturelles. Ainsi, ses populations sont nettement plus denses en Ardenne et en Gaume qu'en Condroz et en Hesbaye (BROCHIER, 1999). En Flandre, le renard, bien qu'historiquement nettement moins représenté, a non seulement conquis de nouvelles régions dont il était absent mais aussi étoffé ses populations (VERVAEKE *et al.*, 2003).

Aujourd'hui, la présence des populations vulpines dans certaines villes de Belgique, Bruxelles en particulier, est régulièrement relatée dans la presse et fait l'objet de polémiques. Les plaintes et les craintes les plus souvent manifestées en Région Bruxelles-Capitale (RBC) concernent les dégâts aux poulaillers, la détérioration des jardins, les poubelles éventrées, les conflits avec les animaux domestiques et la possibilité de transmission de maladies (rage, échinococcose). A l'opposé, une frange de la population s'émeut d'avoir un morceau de vie sauvage en plein cœur de la ville. Le nourrissage du renard est d'ailleurs la règle chez bon nombre de ces particuliers.

L'éco-éthologie du renard en RBC est peu documentée. Une étude menée à la fin des années 1980 a montré que l'espèce était présente en périphé-

rie bruxelloise à raison d'un groupe familial par km² (BROCHIER, 1989). Depuis, la progression du renard dans le tissu suburbain et même urbain de la capitale semble s'être poursuivie et les densités de population avoir augmenté. Une meilleure connaissance des caractéristiques éco-éthologiques du renard dans la RBC est devenue un pré-requis indispensable à l'évaluation des risques, sanitaires en particulier, liés au haut degré de promiscuité entre ce carnivore et les populations urbaines humaine et animale (carnivores domestiques).

Le présent article rapporte les résultats d'une première étude sur l'éco-éthologie du renard en RBC menée durant trois années consécutives (janvier 2001 à janvier 2004). Distribution, densités locales de population, mortalité, âge et sexe ratios, étendue du domaine vital et comportement alimentaire ont été investigués.

1. Distribution

1.1. Méthode

L'évaluation de la présence du renard à travers la RBC a été réalisée grâce à la collaboration de différents partenaires. De mai 2002 à janvier 2004, une campagne de récolte d'observations a été menée en RBC. Les citoyens ont été invités à rapporter aux auteurs toute observation de renard vivant ou mort. Les administrations communales, les corps de police, les éco-conseillers, les agents de l'Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement (IBGE) et les milieux associatifs ont été contactés par courrier. Parallèlement, un appel à destination des citoyens des 19 communes de la RBC a été lancé dans plusieurs journaux communaux, dans un hebdomadaire bruxellois, au journal télévisé régional et dans la presse des milieux associatifs naturalistes. En outre, 8000 circulaires « toute-boîte » ont été distribuées aux habitants des communes du Sud et du Nord-Ouest de la région. Les zones potentiellement accueillantes pour les renards ont été investiguées en priorité.

Par ailleurs, comme très peu d'informations concernant la présence de renards en forêt de Soignes (située au sud-est de la capitale) étaient disponibles, une prospection de l'ensemble des talus, vallons et versants de la forêt a été réalisée afin de répertorier tout indice de présence de renards (terriers, excréments, individus).

Chaque observation a été enregistrée et pointée sur une carte topographique. Comme proposé par MARKS et BLOOMFIELD (1999), une carte de distribution du renard a été réalisée par la méthode de maillage du territoire. La RBC a ainsi été subdivisée en 644 quadrats de 0,25 km². Nous avons considéré que la surface d'un quadrat correspondait à la taille moyenne du domaine vital d'un renard. En effet, d'après nos résultats de radiopistage (*cf. infra*), la taille des

domaines vitaux des renards de Bruxelles est comparable à celle observée en Angleterre et varie de 10 à 30 ha (DONCASTER et MACDONALD, 1997; HARRIS et TREWHELLA, 1988). L'aire de distribution du renard a été définie par l'ensemble des quadrats contenant une ou plusieurs observations de renard.

1.2. Résultats et discussion

De mai 2002 à janvier 2004, 420 observations de renards vivants ont été rapportées. Les témoignages ont essentiellement été motivés par les différents appels lancés dans la presse et la circulaire « toute-boîte » distribuée aux habitants des communes du Sud de la RBC. Très peu de témoignages ont été reçus suite à la circulaire « toute-boîte » distribuée dans les communes du Nord-Ouest de la Région. De janvier 2001 à janvier 2004, 179 dépouilles de renards, victimes de la circulation routière pour la plupart, ont également été trouvées. Un total de 599 données a permis de réaliser une carte de distribution de la

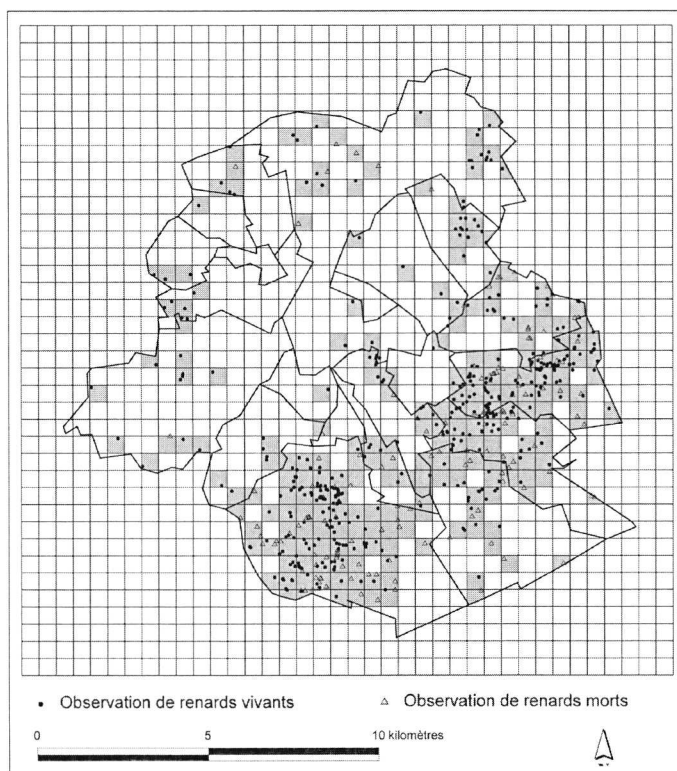


Fig. 1 : Distribution du renard roux en Région Bruxelles-Capitale (période 2001-2004). Les lignes noires marquent les limites des entités communales.
Distribution of foxes in the Brussels-Capital Region (period 2001-2004).
The thin black lines mark the administrative entities ("communes").

Au cours de la période d'étude, l'espèce était présente sur 35 % de la RBC (soit 56 km²) et a été observée dans toutes les communes, excepté celles de Koekelberg et Saint-Josse-ten-Noode. Les voies de chemins de fer constituent des axes privilégiés de progression vers le centre urbain et ont donc permis à la population de renards d'atteindre des zones très urbanisées telles que le Quartier Léopold et le Parc du Cinquantenaire. La moindre tache de verdure présente en RBC semble avoir été colonisée.

Cependant, la répartition de la population de renards au sein de la RBC n'est pas homogène. Si le renard a régulièrement été observé sur l'ensemble des communes du Sud, du Sud-Est et de l'Est de la RBC (communes de Uccle, Watermael-Boitsfort, Auderghem, Woluwé-Saint-Pierre, Woluwé-Saint-Lambert, Evere, Bruxelles-ville (Haren)), sa présence semblait beaucoup moins importante dans les communes du Nord et du Nord-Ouest. La prospection de l'ensemble des talus, vallons et versants de la forêt de Soignes a renseigné une très faible abondance du renard dans cet habitat. Quelques terriers ont été détectés en bordure de forêt, à proximité d'habitations. L'explication de la plus faible présence des renards au Nord-Ouest de la RBC est à rechercher dans la nature des milieux rencontrés. En effet, bien qu'également pourvu de nombreux espaces verts, le Nord-Ouest de Bruxelles se caractérise par un environnement plus rural, où zones agricoles et friches se côtoient intimement. Cet environnement offre à l'espèce une moindre disponibilité alimentaire et pourrait être à l'origine de la plus faible densité de population constatée dans cette partie de la RBC. Il en est de même pour la forêt de Soignes.

2. Densités locales de population

2.1. Zones d'études

L'estimation des densités locales de groupes familiaux a été réalisée durant trois années consécutives (de 2001 à 2003) dans deux zones situées au Sud et à l'Est de la RBC (zones A et B). En 2002, deux nouvelles zones plus urbanisées ont été délimitées (zones C et D) (voir **Figure 2**).

Les zones A et B sont caractérisées par une importante proportion d'espaces verts qui les distinguent fortement des zones C et D où le bâti et la voirie occupent une place prépondérante. Toutefois, malgré le fait que les données disponibles concernant l'occupation du sol ne nous permettent pas de faire la distinction entre bâti et jardin, les observations faites sur le terrain nous ont permis de constater une proportion de jardins plus importante en zone C qu'en zone D. De plus, la zone C présente également une proportion non négligeable d'espaces verts peu accessibles au public, contrairement à la zone D. Les quatre zones peuvent donc être classées suivant un gradient décroissant d'urbanisation : zone D > zone C > zone B > zone A. L'occupation du sol des 4 zones d'étude est détaillée dans le **tableau I**.

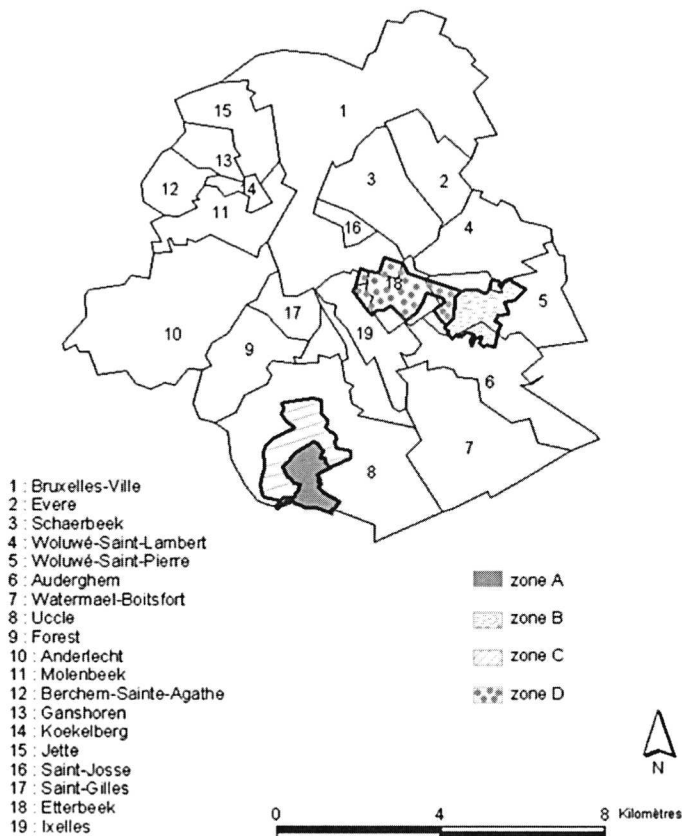


Fig. 2 : Localisation des 4 zones d'étude au sein de la Région Bruxelles-Capitale.
Location of the 4 studies areas within the Brussels-Capital Region.

Zone d'étude	Superficie (km ²)	Espaces verts (%)		Plans d'eau (étangs et marais) (%)	Espaces associés aux voies ferrées (%)	Bâti et voirie (%)
		Facilement accessible au public	Peu accessible au public			
Zone A	2,06	30	33	< 1	2	35
Zone B	2,74	31	13	6	0	49
Zone C	3,90	7	15	< 1	2	75
Zone D	3,55	10	< 1	< 1	1	87

Tableau I : Occupation du sol des quatre zones d'étude
Land use within the four study areas.

2.2. Méthode

Le recensement des terriers de mise bas est la méthode qui a été choisie pour estimer les densités de groupes familiaux. A l'heure actuelle, cette méthode est considérée comme la seule fournissant un bon indicateur de l'abondance des renards en milieu urbain (BELTRAN *et al.*, 1991 ; TREWHELLA *et al.*, 1988).

Chaque zone d'étude a été intensivement prospectée afin de localiser les terriers de mise bas. Un premier recensement fut effectué en hiver (janvier à mars) au moment où la végétation était peu développée. Chaque espace vert, lotissement, voie ferrée furent visités. Au printemps (avril à juin), une seconde prospection a eu lieu afin de confirmer ou non l'occupation de ces terriers par une portée de renardeaux. L'activité de reproduction au sein d'un terrier fut établie soit par l'observation directe de renardeaux soit par le relevé d'au moins trois des indices de présence suivants : empreintes et excréments de renardeaux, gueules de terrier dégagées et odorantes, plaines de jeux (aire dégagée de terre battue + dégâts occasionnés aux jeunes pousses environnantes), restes de repas (plumes, carcasses, cadavres). Parallèlement, en mai, une circulaire « toute-boîte » fut distribuée à tous les habitants des zones d'étude leur demandant que toute observation de renard ou terrier soit communiquée aux auteurs.

La taille des portées fut estimée par l'observation directe des terriers de reproduction pendant la journée ou à la tombée du jour.

2.3. Résultats et discussion

Densités locales de groupes familiaux

Les densités de groupes familiaux observées dans chaque zone d'étude sont rapportées dans le **tableau II**.

Zone d'étude	Densités (n groupes familiaux/km ²)		
	2001	2002	2003
Zone A	3,9	3,9	1,9
Zone B	2,5	2,9	2,2
Zone C	-	2,6	-
Zone D	-	0,6	-

Tableau II : Densités de groupes familiaux de renards au sein des quatre zones d'étude.

Fox family groups densities within the four study areas.

La figure 3 illustre la distribution des groupes familiaux localisés en 2001 et 2002 dans les zones A, B, C et D

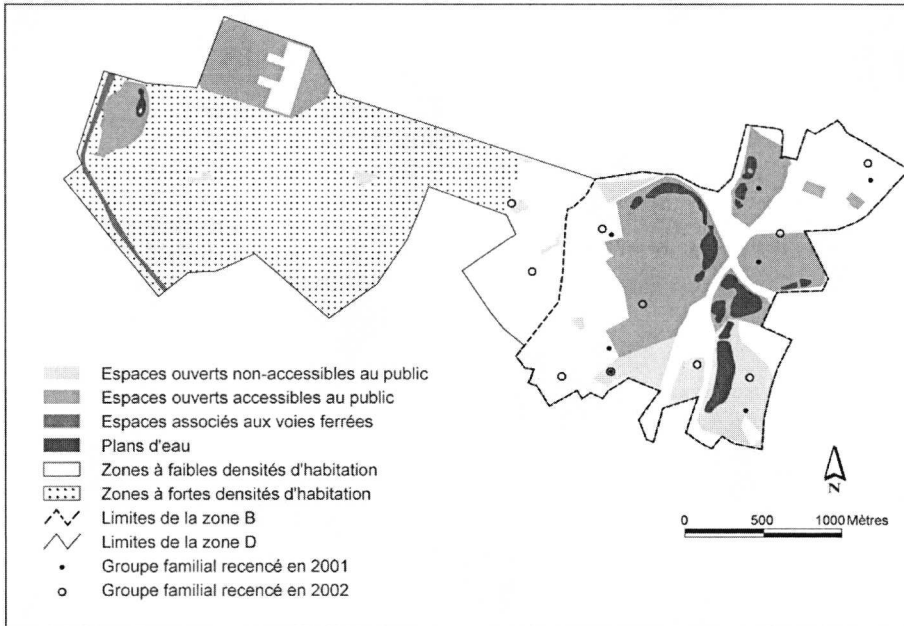
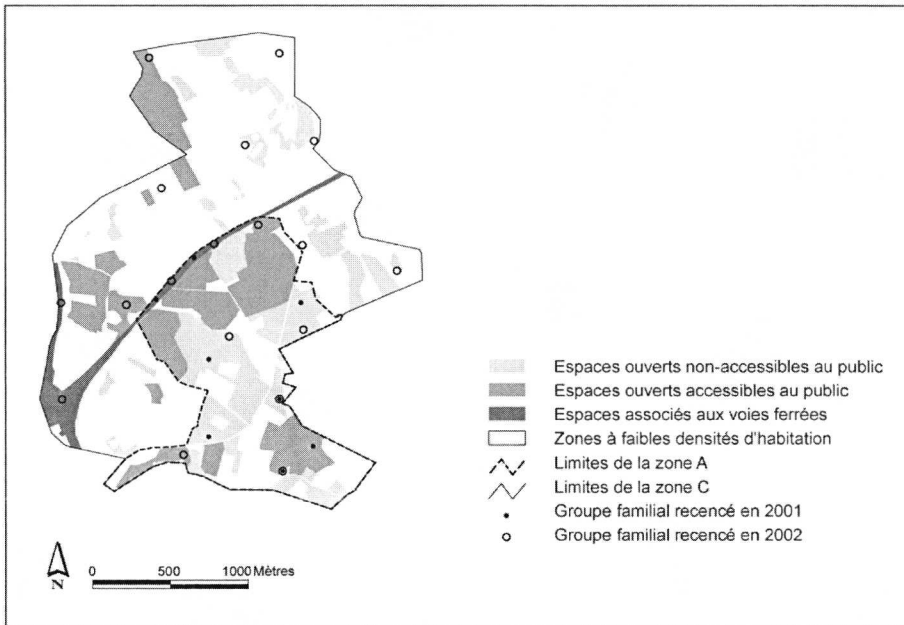


Fig. 3 (a et b) : Localisation géographique des terriers de mise bas dans les zones B et D (haut), A et C (bas) en 2001 et 2002.
Geographical location of fox breeding dens within the study areas B and D (above), A and C below) in 2001 and 2002.



Les densités locales maximales (4 groupes familiaux/km²) observées en RBC sont quatre fois supérieures à celles observées en périphérie bruxelloise à la fin des années 80 (BROCHIER, 1989) et en milieu rural ardennais à la fin des années 90 (BROCHIER *et al.*, 1999). Ces densités sont toutefois comparables à celles observées dans les années 80 en milieu urbain en Angleterre (TREWHELLA *et al.*, 1988 ; HARRIS, 1981 ; HARRIS S. et RAYNER J.M.V, 1986 a,b,c).

Comme dans toute étude utilisant le recensement des terriers de mise bas comme méthode d'estimation de densité de groupes familiaux, les valeurs de densité obtenues représentent des valeurs minimales car certains facteurs ont pu rendre la localisation de certains groupes familiaux impossible (mort de l'entière de la portée, mort de la femelle gestante ou portée tardive, terriers de mise bas non détectés).

La variation de densité observée entre les différentes zones d'étude suggère que les densités de groupes familiaux ne sont pas homogènes au sein de l'environnement urbain bruxellois. Dans les différentes zones étudiées, les plus hautes densités ont été observées dans les zones moins urbanisées (faible densité d'habitation, grands jardins, espaces verts non accessibles au public). Au sein de ces zones, les espaces associés aux lignes de chemins de fer, les espaces verts non accessibles au public et les fonds de jardins sont les habitats les plus favorables à l'implantation des terriers de mise bas. Par contre, l'absence de zones calmes à l'abri des perturbations humaines et animales rend les espaces verts accessibles au public (parcs) peu favorables.

Les données de densités locales de groupes familiaux ont pu être influencées par la différence d'accessibilité des différentes zones d'étude. En effet, les zones à forte urbanisation n'ont pas été prospectées jardin par jardin ; seule une circulaire « toute-boîte » y a été distribuée et le taux de participation des membres du public entre les différentes zones d'étude a pu être différent.

L'estimation de la densité de la population (nombre d'individus par km²) dans chaque zone est rendue difficile par l'absence de données concernant la composition d'un groupe familial. En effet, le nombre de femelles dominantes reproductrices, de femelles dominées nourrices et de mâles est inconnu. Par ailleurs, la densité de mâles itinérants est également inconnue et peut être très variable. Néanmoins, sur base des densités de groupes familiaux et en considérant que chaque groupe familial comporte 2,3 adultes (HARRIS, 1986; HARRIS et SMITH, 1987), on peut estimer la densité de la population de renards avant la reproduction (**Tableau III**).

Zone d'étude	Densités de population vulpine (n renards adultes/km ²)		
	2001	2002	2003
Zone A	9	9	4,4
Zone B	5,7	6,7	5,1
Zone C	-	6	-
Zone D	-	1,4	-

Tableau III : Estimation de la densité de la population vulpine au sein des zones d'étude.
Estimation of the fox population density within the four study areas.

Taille des portées

La taille des portées n'a pu être déterminée que pour une partie des terriers de reproduction localisés en 2001 et 2002. Plusieurs facteurs ont en effet rendu l'observation de certains terriers impossible : localisation dans un jardin privé ou inexistence d'une zone d'affût facilement accessible. La taille moyenne des portées était de 4,7 jeunes par groupe familial en 2001 (n = 7) et de 4,6 jeunes en 2002 (n = 7). Ces valeurs sont comparables à celles observées dans d'autres grandes cités. Les tailles moyennes de portée rapportées par HARRIS et SMITH (1987) s'élevaient à 4.76 à Londres et 4.72 à Bristol. MARKS and BLOOMFIELD (1999) ont obtenu une valeur de 4.36 à Melbourne.

3. Mortalité, âge et sexe ratios

3.1. Matériel et méthodes

Un relevé des cadavres de renards victimes de la circulation routière a été effectué de janvier 2001 à janvier 2004. La plupart des dépouilles ont été ramassées et transférées à l'Institut Pasteur de Bruxelles par la police, les agents de l'IBGE et les auteurs.

L'influence de trois facteurs (saison, commune et âge) sur le taux de mortalité a été estimée. Concernant l'effet saisonnier, quatre périodes correspondant aux différentes périodes d'activité du renard au cours d'une année ont été définies : décembre – février : rut et reproduction

mars – mai : naissance et sevrage des renardeaux

juin – août : élevage des renardeaux

septembre – novembre : dispersion des juvéniles

Pour déterminer l'âge ratio (nombre de juvéniles pour 100 adultes), la distinction entre juvéniles (individus de moins de 1 an, en considérant que la naissance a lieu le 01 avril) et adultes a été réalisée soit par observation directe des dents soit par détermination de la largeur relative de la cavité pulpaire (KAPPELER, 1985).

La détermination du sexe a été réalisée par examen direct et palpation de l'os pénien. Seuls les individus récoltés en 2002 et 2003 ont été sexés.

3.2. Résultats et discussion

Mortalité

154 dépouilles de renards ont été récoltées sur une période de trois ans. Par ailleurs, 25 autres dépouilles ont été localisées mais non récoltées à cause de leur état de décomposition trop avancé.

L'ensemble des dépouilles provenait de 10 communes bruxelloises. Le **tableau IV** donne le taux annuel de mortalité par km² enregistré dans chaque commune. Le taux maximal de mortalité observé s'élevait à 1,75 renards/an/km². Les collisions avec les véhicules (automobiles et trains) représentent la cause principale de mortalité. La mort par noyade ou par morsure de chien a occasionnellement été observée.

Commune	Nombre de dépouilles				Taux de mortalité (n/km ²)		
	2001	2002	2003	Total	2001	2002	2003
Uccle	13	28	28	69	0,57	1,22	1,22
Woluwé-Saint-Pierre	10	10	16	36	1,09	1,09	1,75
Auderghem	7	12	5	24	0,79	1,35	0,56
Woluwé-Saint-Lambert	0	6	8	14	0	0,83	1,11
Watermael-Boitsfort	4	6	9	19	0,31	0,46	0,69
Ixelles	1	0	3	4	0,16	0	0,48
Anderlecht	0	1	1	2	0	0,06	0,06
Bruxelles-Ville	0	2	7	9	0	0,06	0,21
Etterbeek	0	1	0	1	0	0,32	0
Jette	0	0	1	1	0	0	0,19

Tableau IV : Taux annuel de mortalité vulpine par commune.

Fox mortality rates per administrative entity.

Le **tableau V** et la **figure 4** donnent l'évolution saisonnière de la mortalité des renards adultes et juvéniles. Au cours d'une année, deux pics de mortalité ont été observés : un premier en hiver au moment du rut (décembre - janvier - février) et un second en été lors de l'émancipation des juvéniles (juin - août).

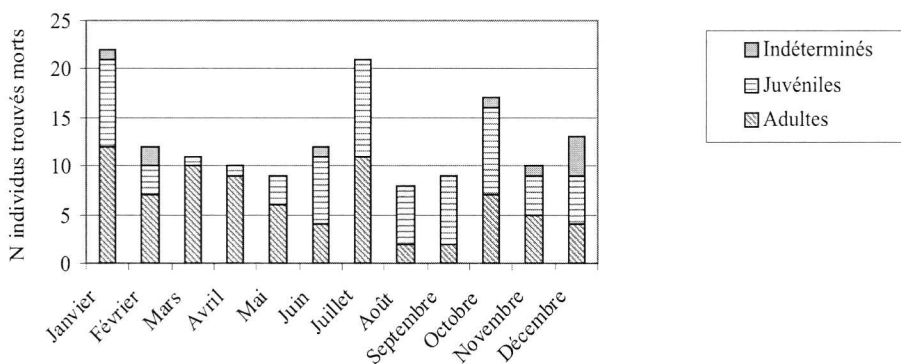


Fig. 4: Evolution mensuelle de la mortalité des renards adultes et juvéniles (année 2002).

Monthly evolution of adult and juvenile fox mortality (year 2002)

Période	Nombre d'individus trouvés morts			
	2001	2002	2003	Total
Décembre - janvier - février	4	20	32	56
Mars - avril - mai	11	13	15	39
Juin - juillet - août	11	20	12	43
Septembre- octobre - novembre	9	13	19	41

Tableau V : Evolution saisonnière de la mortalité vulpine.
Seasonal evolution of fox mortality.

Age ratio

L'âge ratio est de 65 pour l'année 2001, 75 pour l'année 2002 et de 100 pour l'année 2003. Comparativement à d'autres études, l'âge ratio de la population vulpine de Bruxelles est inférieur à celui observé en zone rurale (CHALON *et al.*, 1998). Malgré la mortalité importante engendrée par le trafic routier, le statut d'espèce protégée des renards de la Région bruxelloise pourrait être à l'origine d'un vieillissement de la population.

Sexe ratio

Le sexe ratio est de 1,1 (mâle par femelle), soit 24 mâles et 22 femelles en 2002 et de 0,88 en 2003, soit 29 mâles et 33 femelles.

4. Etendue du domaine vital

4.1. Introduction

Pour identifier de façon fiable la taille des domaines d'activité des renards et l'utilisation des habitats, la capture et le suivi par radiopistage d'individus s'imposent comme une méthode de choix (JANEAU *et al.*, 1998). En effet, le radiopistage permet de localiser l'individu, puis de suivre ses mouvements à différentes échelles spatio-temporelles. Ces mouvements sont en général réduits à un domaine vital dont on peut estimer la taille. Le suivi continu d'individus permet alors d'observer avec quel degré de préférence les différents habitats présents à l'intérieur du domaine vital sont utilisés.

Le radiopistage consiste à associer à l'individu capturé un émetteur muni d'une batterie qui émet, sur une fréquence déterminée, un signal pulsé sous la forme d'ondes électromagnétiques qui se propagent dans le milieu. Le signal émis est capté par une antenne qui reçoit l'onde électromagnétique dont les impulsions, filtrées et amplifiées par le récepteur, sont rendues perceptibles pour l'opérateur sous la forme de « bips » sonores (JANEAU *et al.*, 1998).

Dans un environnement ouvert, la portée d'émission du signal est de 1 km. La direction prise par l'antenne réceptrice permet de déterminer la direction de la source d'émission du signal. La localisation de l'animal est réalisée par triangulation : les coordonnées du point d'intersection de deux directions d'émission donnent la position de l'animal (WHITE et GAROTT, 1990).

4.2. Matériel et méthode

Au total, six individus adultes ont été capturés à l'aide de cages à trappe (**Tableau VI**) et équipés de colliers émetteurs type GPS (colliers GPS-Posrec de chez Televilt).

	Renard	Date de capture	Lieu de capture	Sexe	Suivi
1	René	23 mai 2002	Uccle	M	Radiopistage
2	Amandine	9 juillet 2002	Uccle	F	Radiopistage
3	Machteld	25 juillet 2002	Auderghem	F	GPS
4	Angélique	18 octobre 2002	Woluwé-Saint-Pierre	F	GPS
5	Christophe	7 février 2003	Auderghem	M	GPS
6	Serge	25 juin 2003	Auderghem	M	GPS

Tableau VI : Identification des 6 renards suivis par GPS ou radiopistage.
Identification of the 6 foxes tracked by GPS or radio transmitter.

Une fausse manœuvre effectuée sur les colliers des individus 1 et 2 ayant empêché le déclenchement du GPS, ces individus ont été suivis uniquement par la technique traditionnelle du radiopistage. Les individus 1 et 2 ont donc été suivis de 1 à 2 nuits par semaine jusqu'à ce qu'une estimation quantitative de leur aire d'activité puisse être faite. Le radiopistage a été effectué par série de relevés à l'aide d'une seule antenne durant des périodes de 4 à 8 heures. L'antenne utilisée est une antenne yagis à 4 éléments. Les relevés ont été réalisés à pied et en voiture. Les positions obtenues par triangulation ont été reportées sur une carte et ensuite digitalisées. L'environnement très urbanisé dans lequel ont été trouvés les individus 3, 4, 5 et 6 a rendu le radiopistage inapplicable : peu de zones accessibles, importante présence de hauts bâtiments et d'habitations empêchant une bonne réception du signal émis. Compte tenu du fait qu'il s'agissait d'un environnement présumé favorable à la réception des signaux des satellites, le radiopistage a été interrompu et remplacé par le système de positionnement par satellites (GPS). Pour être précise et fiable, une localisation doit avoir été réalisée en 3 dimensions. Le GPS se localise par triangulation par rapport aux satellites. Quatre satellites au minimum sont nécessaires pour obtenir une localisation en 3 dimensions. L'ensemble des satellites présents autour de la terre doit en théorie permettre d'obtenir au minimum 4 satellites visibles en tout point de la terre. Mais en pratique, le nombre de satel-

lites visibles varie tout au long de la journée et est en moyenne égal à 8 (LICOPPE *et al.*, 2001).

Les colliers des renards 3, 4, 5 et 6 ont été paramétrés pour prendre 16 positionnements par semaine [2 fois 8 positionnements par jour : 7 de nuit et 1 de jour pour l'individu 3 et 24 positionnements par semaine (1 positionnement toutes les 2 heures et ce 2 fois par semaine) pour les individus 4, 5 et 6]. Les données accumulées ont été disponibles une fois les colliers récupérés, c'est-à-dire 182 jours après la mise en route de leur émetteur.

Le domaine d'activité correspond à la surface occupée par un animal pendant une certaine période. Celui-ci a été calculé par la méthode du plus petit polygone convexe. Cette méthode est la plus ancienne, la plus simple et la plus fréquemment utilisée pour délimiter le domaine d'activité. Elle consiste à relier les localisations les plus externes de manière à construire le plus petit polygone convexe englobant toutes les autres localisations. L'aire de ce polygone donne alors une estimation du domaine d'activité (MOHR, 1947).

4.3. Résultats et discussion

Radiopistage (individus 1 et 2)

Etendue du domaine d'activité

Sur base des données récoltées, on constate une différence importante dans la taille des domaines d'activité des deux individus suivis. Le domaine d'activité de l'individu 1 est de 28.9 ha contre 9.9 ha pour l'individu 2 (**Figure 5**). Le renard mâle occupe un domaine plus vaste que le renard femelle. Ce phénomène ne semble pas inhabituel et a déjà été signalé dans d'autres études (Artois, 1989). La taille des domaines d'activité des deux individus suivis est inférieure à celle généralement observée chez les renards urbains des grandes villes telles que Oxford, Edinburgh ou Toronto (DONCASTER et MACDONALD, 1991 ; KOLB, 1984 ; ADKINS et STOTT, 1998).

Utilisation des habitats

La configuration et la taille du domaine d'activité d'un individu est le résultat de la sélection des habitats. Cette sélection est faite de manière à ce que toutes les ressources nécessaires à la reproduction et à la survie de l'animal se trouvent en quantité suffisante durant toute l'année (BURT, 1943).

Le domaine d'activité de la renarde 2 se situe presque exclusivement dans un environnement boisé. Au sein de celui-ci, la renarde semble marquer une préférence pour les milieux de broussailles à sous-bois arbustif dense. Les zones de broussailles constituent en effet un milieu favorable à la présence des rongeurs.

Le domaine d'activité de l'individu 1 se caractérise par une proportion plus importante de milieux ouverts. Bien que voisin de celui de l'individu 2, la superposition des deux domaines d'activité est faible. Aucune donnée disponible ne permet de savoir si ces deux individus appartiennent au même groupe familial ou à des groupes familiaux différents.

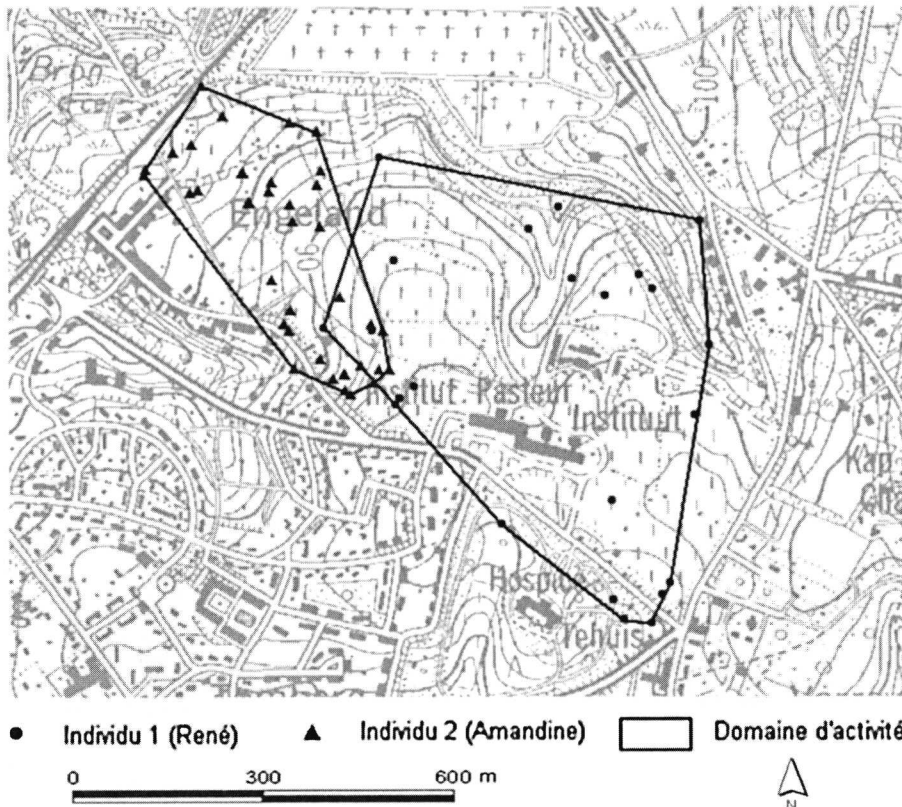


Fig. 5: Domaine vital des renards adultes 1 et 2 (radiopistage).
Home range of adult foxes 1 and 2 (radio tracking).

Données GPS (individus 3, 4, (5 et 6))

L'analyse des résultats a fait ressortir plusieurs problèmes majeurs. Premièrement, un taux d'échec élevé dans les tentatives de localisation et deuxièmement, une durée de vie effective des colliers inférieure à celle prévue. En effet, alors que le collier de l'individu 3 avait été programmé pour prendre 16 positionnements par semaine pendant 182 jours, seules 40 tentatives de positionnement GPS ont effectivement eu lieu et 22 d'entre elles ont abouti à une localisation en 3D, soit un taux de réussite des mesures en 3D de 55 %. Pour le collier de l'individu 4, programmé pour prendre 24 positionnements par semaine pendant 182 jours, 19 tentatives de positionnement GPS ont eu lieu et seules 8 d'entre elles ont abouti à une localisation en 3D, soit un taux de réus-

site des mesures en 3D de 42 %. Ces taux sont similaires à ceux obtenus dans d'autres études (LICOPPE *et al.*, 2001). Par contre, le taux d'échec des tentatives de localisation est quant à lui anormalement élevé.

En ce qui concerne la durée de vie des colliers, celle-ci avait été programmée à 182 jours, soit plus ou moins 6 mois de récolte de données. L'individu 3 a été retrouvé mort au bout de 130 jours mais le collier s'est arrêté de prendre des mesures au bout de 47 jours. Le collier de l'individu 4 s'est quant à lui détaché au bout de 133 jours.

Par ailleurs, les colliers installés sur les individus 5 et 6 ne se sont jamais détachés du cou de l'animal. Aucune explication concernant ce problème n'a pu nous être fournie par le fabriquant des colliers.

Le faible taux de réussite des colliers GPS est à mettre en relation avec la nature du milieu dans lequel ont évolué les deux individus suivis ainsi qu'avec leur comportement. L'environnement dans lequel se trouvaient les deux individus est un environnement urbain à densité d'habitation moyenne, caractérisé par la présence de grandes propriétés avec jardins. La présence de remises et de bâtiments abandonnés sur les deux sites d'étude offrait aux renards des lieux de repos à l'abri de toute perturbation humaine avec comme conséquence l'impossibilité pour le collier de prendre des mesures de positionnement. En effet, tout obstacle situé au-dessus du collier intercepte les signaux qui devraient normalement être échangés entre les satellites et le GPS. Le même problème se pose quand le renard se situe sous un couvert végétal dense ou dans son terrier.

En ce qui concerne le détachement prématuré des colliers, ce phénomène est également à mettre en relation avec la nature des zones d'étude. Toute la complexité d'un collier GPS attaché à un animal réside dans l'autonomie de celui-ci. La dépense énergétique la plus importante est consacrée aux mesures GPS proprement dites. L'autonomie du système se compte donc en nombre de mesures possibles dans un milieu plus ou moins favorable à la réception des signaux des satellites (LICOPPE *et al.*, 2001). Plus le milieu sera fermé, plus le temps de mesure sera important. En effet, dans un environnement semi-ouvert, il est fréquent que le GPS ne détecte pas suffisamment de satellites pour se localiser. Ainsi, le GPS cherche les satellites pendant un laps de temps fixé au préalable (90 secondes dans notre cas) au bout duquel il se met en veille jusqu'à la prochaine mesure. Si le collier se trouve en permanence dans un environnement où la transmission des signaux des satellites est rendue difficile notamment à cause du couvert, la batterie du système va s'épuiser rapidement et entraîner par conséquent un détachement prématuré du collier.

Etant donné le taux d'échec élevé obtenu dans les tentatives de localisation par GPS, il nous a été impossible d'estimer la taille des domaines d'activité selon la méthode habituelle du plus petit polygone convexe. En effet, une telle estimation aurait entraîné une sous-estimation de la taille des domaines d'activité.

Aucune étude n'a été menée jusqu'à présent concernant l'utilisation de colliers GPS en milieu urbain. L'utilisation d'un tel système dans ces conditions nous paraît inappropriée.

5. Régime alimentaire

5.1. Introduction

Le renard est un prédateur omnivore. Son régime est donc très varié et constitué de proies vivantes, de charognes, de végétaux et de déchets ménagers. La composition de ce régime varie selon le biotope, la période de l'année et également, au cours de son existence, selon son âge, ses habitudes de chasse, ses besoins nutritionnels et ceux de sa portée. Le renard est très friand de rongeurs et particulièrement de campagnols des champs. Les invertébrés (lombrics, coléoptères) et les végétaux (baies, fruits) représentent également une part importante de son régime (ARTOIS, 1989).

En zone urbaine, les ressources alimentaires du renard sont presque illimitées. Vu l'existence d'espaces semi-naturels (bosquets, prairies, etc.), le renard peut trouver une nourriture végétale et animale que l'on pourrait qualifier de «classique» (rongeurs, insectes, fruits, etc.). Il tire également parti de certains milieux artificiels tels que les nombreuses étendues de pelouses (jardins, golfs, parcs) qui constituent un réservoir inépuisable de vers de terre, de petits rongeurs et de lapins. Par ailleurs, l'extension et la modernisation du réseau routier ainsi que l'augmentation du parc automobile ont multiplié le nombre de victimes de la circulation automobile (chats, hérissons, batraciens, etc.). Le renard, en tant que charognard, profite largement de cette source de nourriture supplémentaire.

Enfin, l'essor de la population humaine citadine a engendré quelques phénomènes particulièrement favorables à l'installation du renard. Le «retour au vert» s'est par exemple traduit par un regain d'intérêt pour les petits élevages (poulaillers, oiseaux d'ornement) qui, lorsqu'ils ne sont pas rigoureusement protégés, constituent de réels garde-manger pour le renard. Il en est de même pour les plantations d'arbres et arbustes fruitiers. En outre, face à l'augmentation de la population citadine, de plus en plus de déchets ménagers sont mis à disposition des animaux sauvages et domestiques. Le renard tire donc parti de cette source de nourriture facilement accessible en visitant les poubelles individuelles ou publiques et les dépotoirs.

5.2. Matériel et méthode

L'étude du régime alimentaire du renard a été réalisée en 2001 dans deux types d'environnement ; l'un urbain situé en RBC et l'autre rural situé en Région wallonne.

Les estomacs analysés dans le cadre de cette étude provenaient soit d'individus trouvés morts le long des routes en Wallonie et au sein de la RBC soit d'individus chassés en Wallonie et transmis à l'Institut Pasteur de Bruxelles dans le cadre du réseau de surveillance de la rage et de l'échinococcose.

Les estomacs ont été prélevés le plus rapidement possible après la mort de l'animal et analysés directement lors de l'autopsie de l'animal. La méthode utilisée pour l'analyse du contenu stomacal était identique à celle utilisée dans de précédentes études (ENGLUND, 1965 ; CROFT et HONE, 1978). Tous les restes identifiables ont été recherchés. L'ensemble du contenu stomacal a ensuite été scindé en différentes catégories alimentaires : mammifères, oiseaux, invertébrés, végétaux, déchets et indéterminés. L'importance de chaque catégorie alimentaire dans le régime alimentaire du renard a été exprimée en pourcentage d'occurrence. Celui-ci correspond au rapport entre le nombre d'estomacs contenant une catégorie alimentaire et le nombre total d'estomacs analysés, multiplié par 100 (COMAN, 1973).

5.3. Résultats et discussion

Au total, 134 renards en Région wallonne et 27 renards en RBC ont été récoltés en 2001. Parmi l'ensemble des estomacs analysés, 78,3 % de ceux récoltés en Wallonie et 85,1 % de ceux récoltés en RBC contenaient de la nourriture.

Comme le montre la **figure 6**, la catégorie alimentaire la plus représentée chez les renards évoluant dans un environnement rural est celle des mammifères. Les déchets ont été rarement observés dans leur contenu stomacal. En milieu urbain, les déchets et les végétaux constituent les deux principales catégories alimentaires observées dans le contenu stomacal.

La prédominance de déchets dans le contenu stomacal des renards urbains confirme l'hypothèse selon laquelle la source de nourriture d'origine anthropique soutiendrait les hautes densités de renards observées en milieu urbain.

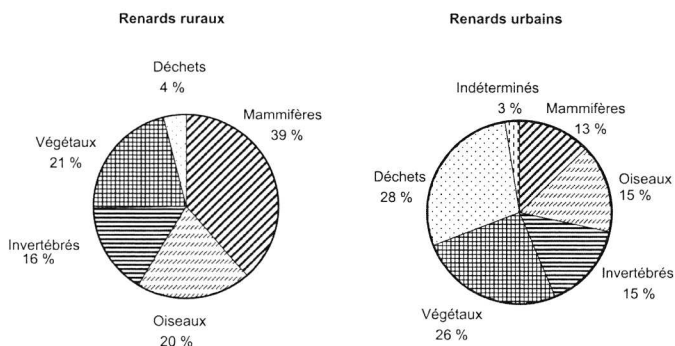


Fig. 6: Comparaison des contenus stomacaux de renards ruraux (Wallonie) et urbains (Région Bruxelles Capitale).

Food in stomach contents of rural (Wallonia) and urban (Brussels-Capital Region) foxes.

Conclusions générales

Durant la période d'étude, la population de renards était présente sur 35 % de la surface de la Région Bruxelles-Capitale. Faiblement représentés au Nord de la Région, les renards sont devenus en quelques décennies des animaux de plus en plus familiers des habitants du Sud et Sud-Est de la Région. Certaines communes du Sud de Bruxelles présentent des densités de groupes familiaux de renards particulièrement élevées (jusqu'à 4 groupes familiaux par km²). C'est notamment le cas dans certaines communes où la cohabitation avec les renards semble devenir de plus en plus problématique pour un certain nombre d'habitants de ces communes - en atteste le nombre de plaintes reçues, principalement au printemps lors de la période de mise bas et des mois qui suivent. Admirée par les uns, décriée par les autres, la présence de renards en ville intrigue, questionne et est source de diverses inquiétudes, fondées ou non.

Les craintes ou plaintes les plus souvent exprimées concernent :

- les maladies transmissibles à l'homme (rage, échinococcose alvéolaire) ;
- les dégâts occasionnés dans les jardins (implantation des terriers) ;
- les dépouilles de renards trouvées dans les jardins ou le long des voies publiques ;
- les risques d'agression d'animaux domestiques, voire d'enfants ;
- la prédation sur les volailles et les oiseaux d'ornement

La demande d'information du public est importante et nécessite donc d'être prise en compte. Dans d'autres pays européens confrontés à une situation similaire (notamment en Angleterre et en Suisse), un service spécial de gestion de la problématique des renards en ville a été mis en place. Celui-ci suit l'évolution de la population de renards, gère les plaintes, conseille, informe et rassure le public. La création d'un service similaire à Bruxelles serait appréciée par la population.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce à différents financements de l'IBGE. Les auteurs tiennent ici à remercier G. DE SCHUTTER qui fut l'initiateur de ce projet.

Les auteurs expriment toute leur reconnaissance à R. TRAPPENIERS pour son aide, ses conseils judicieux et l'enthousiasme dont il a témoigné tout au long de ces trois années d'étude.

J-M DEPUYDT et P. MOORS sont remerciés pour leur assistance technique dans le recensement des terriers de mise bas.

La récolte des dépouilles de renard a bénéficié de la collaboration des autorités et polices communales, du « Centre de Revalidation des Oiseaux Handicapés » d'Anderlecht, du personnel de la Société Nationale des chemins de Fer Belges et du personnel de l'IBGE. Les auteurs souhaitent adresser à toutes ces personnes leurs plus sincères remerciements.

Notre reconnaissance va également aux nombreux habitants de la RBC qui nous ont fourni une aide précieuse pour la réalisation de la carte de distribution des renards.

Les auteurs remercient L. SCHOOLS pour son aide dans la gestion administrative du projet, et le Dr Vét. ESCUTENAIRE pour ses réflexions constructives portées à ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- ADKINS C. A. et STOTT P. (1998). — Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *J. Zool.* (London), **244** : 335-346.
- ARTOIS M. (1989). — Le renard roux (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Encyclopédie des carnivores de France. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, 90 p.
- BELTRAN J. F., DELIBES M. et Rau, J.R. (1991). — Methods of censusing red foxes (*Vulpes vulpes*) populations. *Hystrix*, **3** : 199-214.
- BROCHIER, B. (1989). — Emplacements et densité des terriers de mise-bas du renard roux (*Vulpes vulpes* L.) en périphérie bruxelloise. *Cahiers d'Ethologie Appliquée*, **9** (4) : 495-508.
- BROCHIER B., BAUDUIN B., CHALON P. et PASTORET P.-P. (1999). — Estimation de l'abondance du renard roux (*Vulpes vulpes*, L.) en Ardenne belge par relevé des mortalités, comptage nocturne et recensement des terriers- de mise-bas. *Cahiers d'Ethologie Appliquée*, **19** (1) : 57-74.

- BROSSET A., (1975). — Régime alimentaire d'une population suburbaine de renards au cours d'un cycle annuel. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, **29**: 20-30
- BURT W. H. (1943). — Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, **24** : 346-352.
- CHALON P.X., BROCHIER B., BAUDUIN, B., MOSSELMANS, F. et PASTORET, P.P. (1998). — Structure d'âge et sexe ratio d'une population de renards roux (*Vulpes vulpes*) en Belgique. *Cahiers d'Ethologie*, **18** (1): 17-38.
- CHRISTENSEN H., (1985). — Urban fox population in Oslo. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, **40**: 185-186.
- COMAN B.J. (1973). — The diet of red foxes, *Vulpes vulpes* L., in Victoria. *Australian Journal of Zoology*, **21** : 391-401.
- CROFT J.D. et HONE, L.J. (1978). — The stomach contents of foxes, *Vulpes vulpes*, collected in New South Wales. *Australian Wildlife Research*, **5** : 85-92.
- DONCASTER C. P. et MACDONALD D.W. (1991). — Drifting territoriality in the red fox (*Vulpes vulpes*). *Journal of Animal Ecology*, **60** : 423-439.
- DONCASTER C.P. et MACDONALD D.W. (1997). — Activity patterns and interactions of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Oxford city. *Journal of Zoology*, London, **241**: 73-87.
- ENGLUND J. (1965). — Studies on food ecology of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Sweden. *Viltrevy. Swedish wildlife*, **3(4)** : 377-485.
- GLOOR S., BONTADINA F., HEGGLIN D., DEPLAZES P., BREITENMOSER U. (2001). — The rise of urban fox population in Switzerland. *Mamm. Biology.*, **66** : 155-164.
- HARRIS S. (1977). — Distribution, habitat utilization and age structure of a suburban fox (*Vulpes vulpes*) population. *Mammal. Review*, **7**: 25-39.
- HARRIS S. (1981). — The food of suburban foxes (*Vulpes vulpes*) with special reference to London. *Mammal Review*, **11**: 151-168.
- HARRIS S. (1986). — Urban foxes. Whittet Books, London.
- HARRIS S. et RAYNER J.M.V. (1986a). — Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimates and habitat requirement in several British cities. *Journal of Animal Ecology*, **55** : 575-591.
- HARRIS S. et RAYNER J.M.V. (1986b). — Models for predicting urban fox (*Vulpes vulpes*) numbers in British cities and their application for rabies control. *Journal of Animal Ecology*, **55** : 593-603.
- HARRIS S. et RAYNER J.M.V. (1986c). — A discriminant analysis of the current distribution of urban foxes (*Vulpes vulpes*). *Journal of Animal Ecology*, **55** : 605-611.
- HARRIS S. et SMITH G.C. (1987). — Demography of two urban fox (*Vulpes vulpes*) populations. *Journal of Applied Ecology*, **24** : 75-86.
- HARRIS S. et TREWHELLA WJ (1988). — An analysis of some of the factors affecting dispersal in an urban fox (*Vulpes vulpes*) population. *Journal of Applied Ecology*, **25** : 409-422.
- JANEAU G., ANGIBAUT J.M., CARGNELUTTI B., JOACHIM J., PEPIN D., SPITZ F. (1998). — Le Global Positioning System (GPS) et son utilisation (en mode différentiel) chez les grands mammifères : principes, précision, limites, contraintes et perspectives. *Arvicola, Actes « Amiens 97 »* : 19-24.
- KAPPELER A. (1985). — Untersuchungen zur Alterbestimmung und zur Altersstruktur verschiedener Stichproben aus Rotfuchs-Populationen (*Vulpes vulpes* L.) in der Schweiz. Lizentiatsarbeit, Institute of Zoology, University of Berne, Zwisserland.

- KOLB H. H. (1984). — Factors affecting the movements of dog foxes in Edinburgh. *Journal of Applied Ecology*, **21**: 161-173.
- LICOPPE A., LIEVENS J. et DE CROMBRUGGHE S. (2001). — Le suivi du cerf en forêt wallonne par un système de positionnement par satellites (GPS). *Forêt wallonne*, **54** : 20-25.
- MACDONALD, D.W. et NEWDICK, M.T. (1982). — The distribution and ecology of foxes, *Vulpes vulpes* (L.) in urban areas. 123-135 in: Bornkamm R., Lee J.A. et Seaward M.R.D., (eds.): *Urban Ecology, Proceedings of the Second European Ecological Symposium*, Berlin.
- MARKS C.A. et BLOOMFIELD T.E. (1999). — Distribution and density estimates for urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Melbourne: implications for rabies control. *Wildlife Research*, **26**: 763-775.
- MEIA J.S. (2003). — Le renard. Les sentiers du naturaliste. Delachaux et Niestlé, 180 p.
- MOHR C.O. (1947). - Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midland Naturalist*, **37**: 223-249.
- SCHÖFFEL V.I., SCHEIN E., WITTSTADT U. und HENTSCHE, J. (1991). — Zur parasiten fauna des rotfuchses in Berlin (West). *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, **104**: 153-157.
- TREWHELLA W.J., HARRIS S. et MCALLISTER F.E. (1988). — Dispersal distance, home-range size and population density in the red fox (*Vulpes vulpes*): a quantitative analysis. *Journal of Applied Ecology*. **25** : 423-434.
- VERVAEKE M., DORNY P., VERCAMMEN F., GEERTS S., BRANDT J., VAN DEN BERGE, VERHAEGEN R. (2003). — Echinococcus multilocularis (*Cestoda, Taeniidae*) in Red foxes (*Vulpes vulpes*) in northern Belgium. *Veterinary Parasitology*, **115**, 257-263.
- WILLINGHAM A.L., OCKENS N.W., KAPEL C.M.O. et MONRAD, J. (1996). — A helminthological survey of wild red foxes (*Vulpes vulpes*) from the metropolitan area of Copenhagen. *Journal of Helminthology*, **70**: 259-263.
- WHIT G.C. et GARROTT R.A. (1990). — Analysis of wildlife radio-tracking data. - Academic Press, San Diego & London, 383 p.