

# Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne

## La plaine de Crau

L. Tatin, A. Wolff, J. Boutin, E. Colliot et T. Dutoit,  
coordinateurs



# Le lézard ocellé

*L. Tatin, J. Renet et A. Besnard*

## Présentation de l'espèce

Le lézard ocellé (*Timon lepidus lepidus* syn. *Lacerta lepida lepida*) fait partie d'un petit genre de la famille des *Lacertidae* comprenant cinq espèces avérées, distribuées dans l'ouest et l'est du bassin méditerranéen. Sur la base de caractéristiques morphologiques (taille, coloration, forme des dents, etc.), quatre sous-espèces peuvent être considérées au sein de l'espèce *lepidus*.

- *Timon l. lepidus* Daudin (1802) occupe la majeure partie de la péninsule Ibérique, l'ouest et la moitié sud de la France (dont la plaine de Crau), jusqu'à l'extrême nord-ouest de l'Italie (Cheylan et Grillet, 2004, 2005 ; Salvidio *et al.*, 2004).
- *Timon l. ibericus* López-Seoane (1884) est localisé en Galice et dans le nord du Portugal.
- *Timon l. nevadensis* Buchholz (1963) peuple le sud-est de la péninsule Ibérique mais l'élévation au rang d'espèce de ce taxon est discutée par Paulo *et al.* (2008).
- *Timon l. oteroi* Castroviejo et Matéo (1998), renommé *Timon l. oteroorom* par Michels et Bauer (2004), concerne une population insulaire localisée sur l'île de Sálvora en Galice. Des études phylogénétiques récentes révèlent cependant l'existence de six lignées génétiquement et géographiquement bien distinctes au sein de la péninsule Ibérique (Miraldo *et al.*, 2011).

De l'autre côté de la Méditerranée, l'Afrique du Nord comporte deux espèces bien différenciées, avec *Timon tangitanus* Boulanger (1889) au Maroc et *Timon pater* Lataste (1880) en Tunisie et en Algérie (Paulo *et al.*, 2008 ; Perera et Haris, 2010). *Timon princeps* Blanford (1874) et *Timon kurdistanicus* Suchow (1936), récemment élevés au rang d'espèces, sont répartis de l'est de la Turquie jusqu'en Iran (Kurdistan) (Ahmadzadeh *et al.*, 2012).

Le lézard ocellé (figure 8.1. planche 10) peut atteindre jusqu'à 24 cm de long (longueur museau-cloaque ; Matéo, 2004), avec un poids moyen, pour la population de la plaine de Crau, de 150g ± 39,5 g ( $n = 40$ , CEN Paca, données inédites). Outre sa grande taille, se sont les ocelles bleus, apparentes sur les flancs, et une large écaille occipitale qui le distinguent des autres genres de lézards. Il utilise un réseau de gîtes naturels ou artificiels d'origine anthropique pour se soustraire aux

prédateurs et passer l'hiver. Seuls deux ou trois gîtes sont utilisés de façon régulière, les autres servant d'abris temporaires et ponctuels (Grillet *et al.*, 2010). Dans la plaine de Crau, ce lézard utilise les tas de galets construits pendant la Seconde Guerre mondiale et des blocs de poudingue<sup>1</sup> comme gîtes. Comme de nombreux poïkilothermes<sup>2</sup>, son rythme d'activité dépend du climat et de la météorologie. La période d'activité s'étale de mars à novembre en fonction des variations climatiques annuelles et du site (Matéo, 2004).

Le lézard ocellé fait partie des sept espèces de reptiles menacés en France (20 % de l'herpétofaune nationale) et, à ce titre, est inscrit dans l'annexe II de la Convention de Berne du 19 septembre 1979. Il est aussi considéré comme « vulnérable » (VU) sur la liste rouge nationale et comme « quasi menacé » (NT) au niveau européen (Cox et Temple, 2009). Dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, le lézard ocellé apparaît dans les inventaires Znieff<sup>3</sup> comme une espèce « d'intérêt patrimonial », et figure dans la liste des espèces « remarquables ». Cependant, à ce jour, son habitat n'est protégé par aucun texte. Un plan national d'action est en cours depuis 2012 ([www.developpement-durable.gouv.fr/-Reptiles-.html](http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Reptiles-.html) ; consulté le 26.11.2013).

## Particularités du régime alimentaire

Les ressources alimentaires constituent un paramètre crucial à prendre en compte en biologie de la conservation. Il s'agit de cerner à la fois la disponibilité de la ressource et les exigences écologiques des espèces cibles. Pour étudier le régime alimentaire, deux méthodes sont fréquemment utilisées : les analyses des tractus digestifs et les analyses de fèces. La première consiste à capturer l'animal ou à trouver un cadavre frais, puis d'en extraire le contenu stomacal. Il est souvent difficile d'obtenir de grands échantillons avec cette méthode intrusive, mais elle permet d'acquérir facilement des paramètres individuels (tels que l'âge et le sexe). Dans le cas des études de fèces, les paramètres individuels sont plus difficiles à appréhender. Par contre, le fait de pouvoir réaliser un échantillonnage plus conséquent, permet souvent de mieux cerner le régime alimentaire de l'animal. Lorsque l'espèce cible est menacée d'extinction ou difficile à capturer, les méthodes non intrusives sont préférables.

Le régime alimentaire du lézard ocellé est assez bien connu dans la péninsule Ibérique, avec plus de 25 populations étudiées (Mateo, 1988 ; Hodar *et al.*, 1996), mais il l'est beaucoup moins en Italie (Salvidio *et al.*, 2006) ainsi que sur le territoire français. En effet, pour ce dernier, la littérature ne comporte que deux études cir-

1. Conglomérat composé d'éléments caillouteux cimentés, formant une strate compacte et imperméable, dont on retrouve des blocs en surface éparpillés sur l'ensemble de la plaine.

2. Animaux qui basent la régulation de leur température interne sur le comportement et non sur un processus physiologique, comme les mammifères ou les oiseaux.

3. Zones Naturelles d'Intérêts Écologique, Faunistique et Floristique.

constanciées : le sud de la France, avec des tractus digestifs et traitant de plusieurs sites dispersés (Bischoff *et al.*, 1984), et l'île d'Oléron, avec des fèces (Thirion *et al.*, 2009). La population de la plaine de Crau est reconnue comme une des plus importantes pour cette espèce mais aucune étude sur le régime alimentaire n'a été conduite. Pourtant, le caractère steppique du lieu (aridité, ouverture du milieu, pâturage ovin) peut conduire à des particularités dans son alimentation.

#### Encadré 8.1. Identification des proies dans les fèces

Le protocole de laboratoire réalisé suit la méthode préconisée par Yalden (1977) pour l'étude des pelotes de réjection de la chevêche d'Athéna. Les fèces de lézards sont délitées à sec afin de séparer et retirer les différents fragments chitineux, calcaires et autres. Elle sont temporairement immergées dans une solution de soude pour éliminer tout reste de matière organique sèche pouvant compliquer le tri (Obuch et Kristin, 2004), mais également pour nettoyer les pièces chitineuses afin de mieux distinguer les différents caractères déterminants. Ces derniers sont appréciés par comparaison avec des pièces déjà identifiées ou avec des spécimens complets provenant d'une collection de référence. Certains insectes sont difficilement détectables dans la nature par les entomologistes à cause de leur caractère cryptique, de leur densité faible et/ou de leur comportement. Il s'agit pourtant souvent d'espèces méconnues, pouvant avoir une valeur patrimoniale. En Crau, il a ainsi été possible de détecter 4 espèces de coléoptères remarquables (*Sphenoptera gemmata*, *Zabrus ignavus*, *Amphimallon ruficorne*, *Vesperus luridus* (figure 8.2 planche 10) et d'inventorier une nouvelle espèce pour le site : *Gonioma hispanicum*, une fourmi nocturne très largement méconnue en France (Chapelin-Viscardi *et al.*, 2012). L'étude des macro-restes dans les fèces de vertébrés est donc un outil intéressant pour identifier une certaine entomofaune remarquable.

La collecte des fèces est réalisée de mai à septembre 2010 sur sept localités de la plaine de Crau où le lézard ocellé est le seul *Lacertidae* présent. Seules les fèces entières et à l'identification sans équivoque, par rapport aux petits carnivores potentiellement présents, ont été récoltées (fèces avec calcification blanche d'urine et forte odeur caractéristique sur des localités où la présence de lézards ocellés est attestée). Lorsque le nombre de fèces récoltées dans le mois est supérieur à 30, une sélection de 30 crottes est réalisée au hasard. L'identification des proies consommées à partir des fragments et restes d'animaux est conduite pour chaque item de chaque excrément par le Laboratoire d'éco-entomologie (J-D. Chapelin-Viscardi) et Isatis (P. Ponel). La détermination est réalisée au plus haut rang taxonomique possible. Les fragments, une fois identifiés, sont comptabilisés afin d'en déduire un nombre minimum d'individus consommés (encadré 8.1). La distinction des deux classes d'âge « juvénile » et « adulte » se fait à partir du diamètre des fèces récoltées. D'une part, il est admis que le diamètre du cloaque d'une espèce est lié à la taille de l'individu et le diamètre des fèces à celui du cloaque. D'autre part, en règle générale, la variation entre les classes d'âge est plus grande que la variation individuelle à l'intérieur d'une

classe. C'est pourquoi il paraît pertinent d'utiliser le diamètre des fèces comme critère de distinction des classes d'âge.

L'analyse des restes contenus a permis de recenser 3 372 proies et 657 graines (NMI total : 4 069, en considérant une graine comme un « individu »). Ainsi, 105 taxons ont pu être déterminés au rang spécifique, 22 au rang du genre et 26 à celui de la famille. Les proies constituent 83,2 % de l'alimentation, et les végétaux 16,8 %. Ce sont essentiellement des insectes (92,8 %), le reste étant représenté par les arachnides, les myriapodes et les mollusques. Parmi les insectes, sur l'ensemble des proies consommées, les coléoptères (26,7 %), les orthoptères (23 %), les hyménoptères (19,3 %) et les dermaptères (6,1 %) sont les plus abondants (figure 8.3). Chez les coléoptères, les coprophages sont très peu représentés : seulement 2,1 % de la totalité des proies de ce groupe. *Messor barbarus* représente 69,6 % des proies chez les hyménoptères. Les végétaux consommés sont des fruits, et plus particulièrement des mûres sauvages (*Rubus fruticosus* L.), dont les drupes sont facilement identifiables dans les fèces. En termes d'occurrence<sup>4</sup> (ou degré de présence), ce sont les orthoptères les plus présents (77,4 %), puis les coléoptères (63,3 %), les hyménoptères (57,5 %), les arachnides (42,5 %), les scolopendres (myriapodes : 19,9 %) et les forficules (dermaptères : 15,4 %, figure 8.4). La composition du régime alimentaire diffère selon les mois : la consommation de mûres sauvages est très forte au mois d'août (59,8 % des restes identifiés) tandis que le mois de juillet se caractérise par une forte contribution des orthoptères (64,3 %) et des coléoptères (26,7 %). La composition du régime diffère aussi selon la classe d'âge : la proportion de proies et de fruits est très significativement différente, les adultes consommant beaucoup plus de fruits (Tatin *et al.*, 2013).

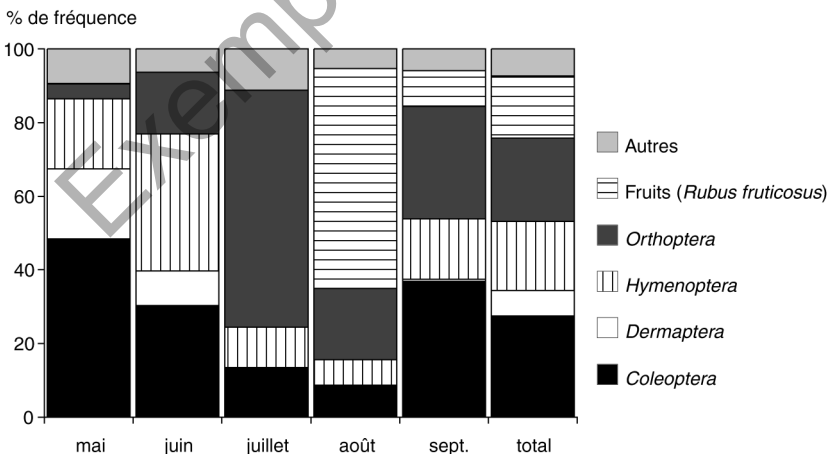


Figure 8.3. Composition (fréquence en %) et variation mensuelle du régime alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* dans la steppe de Crau.

4. Nombre de fèces contenant la proie considérée par rapport au nombre total de fèces récoltées.

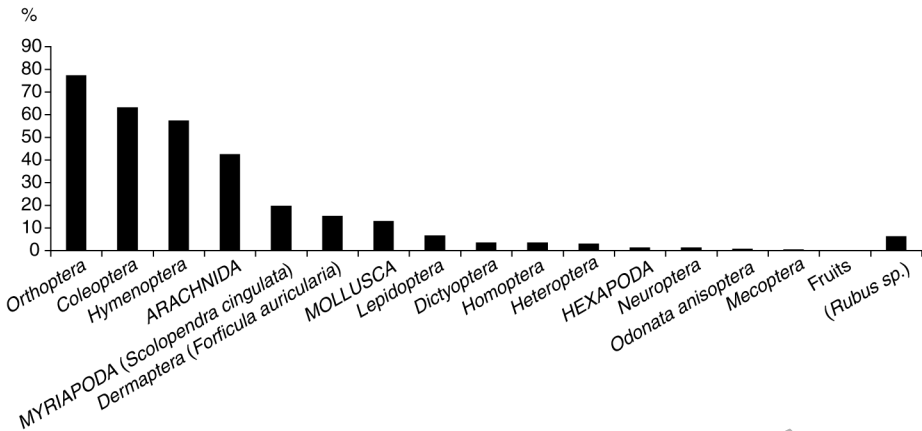


Figure 8.4. Occurrence, ou degré de présence, des proies dans les 221 fèces analysées du lézard ocellé *Timon lepidus* dans la steppe de Crau.

Plusieurs particularités se dégagent dans le régime alimentaire du lézard ocellé dans la steppe de Crau (Tatin *et al.*, 2013) :

- La proportion d'orthoptères (23 %) est largement supérieure à la moyenne calculée pour les 24 populations françaises, espagnoles et portugaises connues (4,7 %, Thirion *et al.*, 2009). Même si la plaine de Crau ne connaît plus de pullulation de criquets depuis le milieu du siècle dernier, leur abondance y est encore localement forte : jusqu'à 60 000 individus à l'hectare en juillet et août (Foucart, 1995).
- La faible représentation des coprophages dans ce groupe est inattendue pour un site aussi fortement pâturé que la plaine de Crau (40 000 brebis entre mars et juin). Lors de cette étude, aucune mesure de la disponibilité n'a été réalisée, il est donc difficile d'expliquer ce phénomène par ce biais. Cependant, il a été montré que la composition du régime n'était pas corrélée à la disponibilité de la ressource et qu'il était plus pertinent d'étudier la sélection des proies (Hódar *et al.*, 1996).
- Il semblerait que les lézards ocellés recherchent ou trouvent par hasard des nids de forficules ou des individus de scolopendres sous certaines pierres ou dans ses gîtes. Compte tenu du poids moyen d'un scolopendre (1,3 g selon Lepley, 1998), cette proie constitue probablement un apport énergétique important.
- Plusieurs espèces nocturnes ont été identifiées dans les fèces : *Goniomma hispanicum* (Andre), *Scaurus atratus* F., *Bioplanes meridionalis* Mulsant, *Acinopus picipes* (Olivier), etc. (Chapelin-Viscardi *et al.*, 2012). Il s'agit, pour la plupart, d'insectes vivant cachés sous les pierres le jour et sortant au crépuscule. L'activité nocturne ou crépusculaire du lézard ocellé est considérée comme peu probable mais a été mentionnée en Espagne pendant les périodes de fortes chaleurs (Hódar *et al.*, 1996) et est reportée pour d'autres reptiles typiquement diurnes en Méditerranée (Cheylan, 1986). Il est donc possible qu'en Crau, à certaines périodes de l'année, ce lézard puisse présenter un tel comportement.
- La frugivorie observée chez les adultes est remarquable car peu documentée en milieu continental. Certains auteurs avancent que la consommation de fruits est un



phénomène associé à l'insularité puisque 63 % des espèces frugivores ( $n = 202$ ) se trouvent sur des îles (Van Damme, 1999) ou à l'aridité (Cooper et Vit, 2002). Cette dernière est souvent une cause de carence temporaire, chronique et imprévisible en arthropodes (Cooper et Vit, 2002). Dans le cas de la Crau, il serait intéressant de mesurer l'abondance en arthropodes afin d'identifier une éventuelle diminution de leur nombre durant la période estivale.

## Connecter gestion et dynamique de population

Comme pour toute autre espèce menacée, l'estimation de l'abondance des populations est une étape initiale fondamentale pour mettre en place des mesures de conservation adaptées. Les objectifs de conservation sont ainsi souvent posés en termes de taille de populations et c'est également le paramètre utilisé pour analyser la réponse à une action de gestion. Ces estimations d'abondance ou de densité de la faune sauvage sont parfois difficiles à obtenir car elles sont affectées par la probabilité de détection, qui dépend du comportement des animaux et des capacités de l'observateur (Mc Callum, 2005). Une méthode permettant d'estimer la probabilité de détecter les individus d'une population est celle dite de capture-marquage-recapture (CMR).

Il s'agit de capturer des individus, de les marquer de façon individuelle et pérenne puis de les relâcher (Nichols, 1992). Des visites successives du site d'étude permettent de collecter des données synthétisées sous forme d'historiques de captures (succession de captures et non-captures dans le temps). Ils sont utilisés pour calculer la probabilité de capturer un animal dans la population étudiée et en déduire la taille réelle de la population. Lorsqu'on veut estimer la taille d'une population animale, il faut prendre en compte à la fois la taille de l'aire de distribution de la population étudiée (stratégie d'échantillonnage) et la proportion d'animaux observables. En effet, si tous les animaux présents peuvent être vus, un comptage total de la population est possible. Hélas, ce cas est très rare. Généralement, il n'est possible de voir qu'une proportion des animaux présents. Il devient alors primordial de connaître la probabilité de détecter les animaux sur le site d'étude. Cette dernière est soumise à deux facteurs cruciaux et communs à tout protocole : la détectabilité et la disponibilité des individus présents. La détectabilité est la probabilité qu'au moins un indice de présence (observation directe d'un individu mais aussi son cri ou une empreinte, etc.) soit détecté par l'observateur pendant la durée du comptage. La disponibilité est la probabilité qu'un individu de cette population produise cet indice de présence pendant la durée du comptage.

La probabilité de détection (détectabilité + disponibilité) est appelée « taux de captures » dans les modèles de capture-marquage-recapture. Il existe plusieurs méthodes pour mesurer cette probabilité mais toutes reviennent à estimer le nombre d'individus présents non détectés et à connaître la précision de sa mesure. En effet, une comparaison entre années n'est possible que si l'intervalle dans lequel se trouve la vraie valeur de la taille de la population est connu (intervalle de confiance). Il s'agit

plus de mesurer l'incertitude que de tenter de la réduire à zéro, afin de pouvoir suivre dans le temps les variations de taille de la population.

Dans la plaine de Crau, une estimation de taille de population par CMR a été réalisée en 1992 et 1993 et a permis de déceler une forte densité (Penloup, 1993). Au milieu des années 1990, les experts naturalistes ont constaté une diminution des observations de lézards ocellés sur l'ensemble de la Crau. Avec la volonté de tester cette hypothèse sur le même site d'étude, l'équipe de la Réserve naturelle nationale des coussouls de Crau et l'École Pratique des Hautes Études (EPHE) de Montpellier ont mis en place une campagne CMR intensive en 2009 dans le but de comparer la taille de la population en 1992 et en 2009 (Tatin *et al.*, 2012).

Les limites du quadrat étudié en 1992 ont fait l'objet d'une refonte. Les secteurs périphériques sur lesquels aucune capture n'avait eu lieu en 1992 du fait de l'absence de gîtes naturels ou artificiels ont été supprimés du jeu de données. Ainsi, la surface prospectée est de 28,5 ha en 2009, comme en 1992 et 1993. La capture des lézards a été réalisée à la main, en soulevant systématiquement les gîtes potentiels présents sur le quadrat. L'identification individuelle des lézards a été réalisée à la fois à partir des écailles céphaliques, annales, du pattern dorsal et des écailles de la poitrine (photo-identification), et par inscription au feutre indélébile (non toxique) d'un numéro sur la face ventrale. Afin d'homogénéiser les données, les observations réalisées en fin d'été (août, septembre, octobre et novembre) ont été exclues de cette analyse. Ceci permet de ne pas tenir compte des nouveau-nés (présents à partir de septembre) dans les analyses démographiques. Les estimations d'effectifs ont été faites à partir de trois modèles statistiques permettant de contrôler un effet éventuel du mode de capture, de la variation entre individus et de la variation temporelle des captures.

Les résultats montrent que la structure d'âge de la population entre 1992 et 2009 n'a pas changé. La forte représentation de la fraction juvénile et immature suggère un recrutement satisfaisant dans la population pour ces deux années. Par contre, il n'en est pas de même pour la taille de la population de lézards adultes. En effet, cette dernière est passée de 60 individus en 1992 à 16 en 2009, soit une chute de 73 % de la population de lézards adultes sur le quadrat d'étude (tableau 8.1).

**Tableau 8.1.** Résultat des captures et de l'estimation de la taille de population de lézards ocellés *Timon lepidus* sur le quadrat de 28 ha en 1992, 1993 et 2009.

Années	Captures			Taille estimée de la population*		
	Périodes de capture	Nb individus > 30 mois	Nb total d'individus capturés	N	SD <sup>1</sup>	IC <sup>2</sup>
1992	13/03/92 au 22/07/92	12	149	158	3,6	152-165
1993	09/04/93 au 13/07/93	18	139	228	19,8	198-276
2009 <sup>3</sup>	27/03/09 au 07/07/09	4	35	16	3,43	12-28

1. Déviation standard ; 2. Intervalle de confiance ; 3. en 2009, seule la population de lézards adultes a pu être estimée alors qu'en 1992 et 1993 la population totale a pu l'être ; \* sous MARK (modèle M(0)).



Cependant, il est difficile de généraliser sans précaution à l'ensemble de la Crau l'ampleur de la chute observée sur le site d'étude. En effet, cette étude ne concerne qu'un seul quadrat et n'est donc pas forcément représentative de la situation de l'ensemble de l'habitat steppique du lézard ocellé. De plus, le quadrat est localisé sur un site qui comporte peu de gîtes de grande taille (tas de galets, blocs de poudingue) et qui semble fréquemment perturbé par l'homme (déplacement et retournement systématique de blocs de poudingue observés à plusieurs reprises sur le quadrat). Plusieurs hypothèses à cette baisse drastique sont plausibles à l'échelle du quadrat : épidémie, captures illégales, fluctuations naturelles de la population, etc. Parmi elles, deux paraissent plus pertinentes et en lien direct avec la gestion : les traitements antiparasitaires ovins et l'historique du site. Plusieurs études ont montré l'écotoxicité de certaines molécules utilisées dans le traitement des endo- et ectoparasites des animaux domestiques (Lumaret et Erouissi, 2002). En fonction du mode d'administration, ces molécules peuvent comporter des rémanences plus ou moins fortes dans la nature par relargage dans les fèces des animaux traités. L'entomofaune peut être fortement impactée et en premier lieu les insectes coprophages (et certains diptères qui pondent dans les fientes). Deux familles d'endectocides présentent un réel problème de toxicité par leurs résidus excrétés dans les fèces des animaux : les avermectines (ivermectine et doramectine) et les mylbémécines.

Une étude de risque à l'échelle de la Crau est donc souhaitable afin de tester cette hypothèse. D'autre part, le quadrat étudié est une ancienne melonnière dont les restes (tôles, plastiques, planches, etc.) ont été retirés en 1990. Un volume de 80 m<sup>3</sup> de déchets agricoles avait été enlevé de la parcelle (Cheylan, 1990). Une densité forte de lézards ocellés existait sur ce site avant le nettoyage (Schall, com. pers.). Il est donc possible que les individus se soient réfugiés, au moins en partie, dans les autres gîtes disponibles sur le quadrat, après le nettoyage de la zone, conduisant à une surdensité d'adultes dans les années qui ont suivi. Ainsi, les densités observées en 1992 et 1993 pourraient être plus fortes que la capacité d'accueil réelle du site après nettoyage. Les densités estimées en 2009 seraient alors une image plus en adéquation avec la disponibilité en gîtes depuis le nettoyage. Cet historique particulier, propre au site étudié, rend difficile toute généralisation de l'amplitude de la chute de population observée à l'ensemble de la steppe de Crau. Il apparaît ainsi crucial de connecter les opérations de gestion des espaces naturels avec les études sur la dynamique d'une population animale sous peine d'omettre un facteur explicatif primordial.

## Suivre les tendances de population

Dans le paragraphe précédent, nous avons vu qu'il fallait être prudent dans l'interprétation d'une campagne CMR sur un seul quadrat d'étude. C'est parce que cette méthode d'estimation de la taille d'une population est très gourmande en efforts de terrain (donc en budget et personnel disponibles) qu'elle n'est pas adaptée à de grandes surfaces d'échantillonnage. Une autre méthode doit donc être testée. Dans la steppe de

Crau, 40 % des lézards ocellés sont détectés par observation à distance (Tatin et Renet, com. pers.), lorsqu'ils sont en insolation sur un promontoire (tas de galets ou blocs de poudingue). À ce moment-là, ils sont disponibles pour être détectés par un observateur. Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, les lézards sont des poïkilothermes qui se déplacent régulièrement du soleil vers l'ombre et les cavités afin de réguler leur température. Ainsi, ils deviennent régulièrement « indisponibles » pour l'observateur. Un des enjeux des méthodes d'estimation d'abondance ou de densité est de pouvoir cerner cette probabilité de détecter un animal lorsqu'il est présent. Une manière de le faire est de suivre par radio-télémetrie<sup>5</sup> des individus et de contrôler s'ils sont visibles par l'observateur.

Puisque la Crau est un habitat ouvert, que les lézards ocellés se rencontrent souvent sur un promontoire et qu'ils ne sont pas rares, il apparaît pertinent de réaliser des transects linéaires afin de détecter les animaux. Une façon d'analyser les informations issues de ces parcours est celle du *Distance Sampling* (Buckland, 2001). Cette méthode postule que la détection des animaux diminue avec la distance par rapport à l'observateur. En effet, plus les animaux sont loin plus il devient difficile de les voir. Si tous les animaux présents étaient vus, leur probabilité d'être détectés serait de 100 % sur tout le parcours et cela reviendrait à faire un comptage total (aucun animal non observé). En réalité, l'observateur ne voit pas les animaux les plus éloignés mais, si les distances entre ces derniers et l'observateur sont mesurées, il devient possible d'estimer combien d'animaux ont été « oubliés ». Une contrainte existe cependant : cette méthode postule que tous les individus qui sont sur la ligne parcourue (et non sur les côtés) sont détectés par l'observateur (noté  $G(0)$  dans les études). Ce postulat est rarement respecté dans la réalité. La radio-télémetrie peut corriger la valeur de ce  $G(0)$  puisqu'elle permet d'estimer la proportion d'animaux présents réellement observés.

Une vingtaine de lézards ocellés adultes ont été équipés d'émetteurs radio VHF en début de printemps, à l'aide d'un système de harnais (encadré 8.2). Une détection par jour et par individu équipé a été réalisée, durant huit semaines de six jours, du 5/04 au 31/05/2011. Puisque chaque individu doit être détecté et vu dans différentes tranches horaires, les sites de captures ont été visités par un système de rotation du point de départ. Exemple :  $j_1$  = départ du site 1 ;  $j_2$  = départ du site 2 ; etc. Lorsqu'un ou plusieurs signaux sont détectés, une recherche à la longue vue est réalisée. Si on n'observe pas les individus en question, la méthode de *homing*<sup>6</sup> est employée. Pour tester l'effet du harnais sur les individus équipés, les distances de fuites (distance entre l'observateur et l'animal au moment où ce dernier se cache) ont été relevées pour tous les individus observés pendant l'étude (équipés ou non équipés). Les transects linéaires ont été réalisés pendant la même période que la radio-télémetrie afin de pouvoir ajuster le modèle d'estimation de densité en lézards ocellés par ces données. Chacun mesure 600 m de long et ils sont

5. Méthode qui utilise les fréquences radio VHF envoyées par un émetteur placé sur l'animal afin de contrôler sa présence à distance et de le localiser (Kenward, 1987).

6. Il s'agit de suivre progressivement l'amplitude du signal radio reçu en se rapprochant de l'animal équipé, jusqu'à le voir ou localiser le point de signal maximal (lorsque l'animal est caché par exemple).

distribués aléatoirement sur 2 600 ha de la steppe présentant des tas de galets (figure 8.5 planche 10). Pour chaque contact visuel avec un lézard, la distance entre ce dernier et l'observateur a été mesurée (à l'aide d'un télémètre), ainsi que l'angle entre l'animal et la ligne de déplacement. En effet, ce sont les distances perpendiculaires entre les lézards et la ligne de déplacement qui renseignent sur l'abondance dans la surface prospectée à vue.

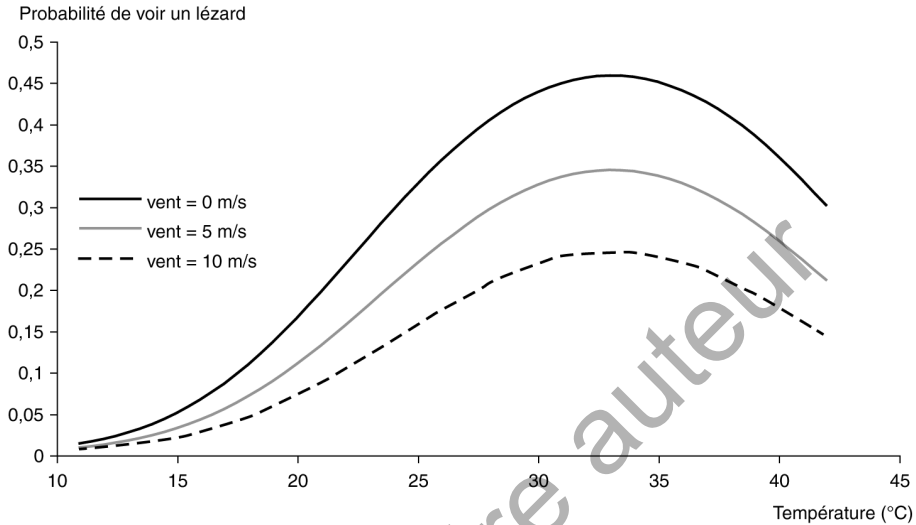
### Encadré 8.2. Le système d'attache des émetteurs VHF

Il existe trois systèmes d'attache des émetteurs VHF fréquemment utilisés sur les lézards : le collier émetteur, le harnais et le bandage. Le collier a été écarté pour cette étude en raison des risques potentiels par rapport au transit des aliments et d'un poids plus élevé que pour les autres systèmes. Le bandage (l'émetteur est placé à la base de la queue, en laissant libre le cloaque, Doré *et al.*, 2009) a aussi été écarté suite à l'observation d'un nombre non négligeable d'individus (24 %) en Crau présentant des queues en repousse (Tatin et Renet, com. pers.). Le système de maintien de l'émetteur retenu est le harnais, de type sac à dos. Sa conception s'est inspirée des différentes études utilisant ce système de maintien de l'émetteur (Warner *et al.*, 2006 ; Winkel, 2008 ; Gerner, 2008). Avec l'aide d'un centre de soins pour la faune sauvage (Parc ornithologique du Pont de Gau, Bouches-du-Rhône), plusieurs essais ont été réalisés sur un individu en captivité. Le harnais se compose d'une partie dorsale, collée sur la peau, où est fixé l'émetteur, et de deux bandes formant un U. Ces deux bandes permettent la fixation du harnais sur l'animal, elles se croisent au niveau du thorax et sont collées aux deux extrémités opposées de la partie dorsale.

Une bande d'élastoplaste, collée sur le dessus, au moment de la pose du harnais, permet de protéger l'émetteur et de consolider le système d'attache. Le harnais est coloré et bariolé de points noirs afin de permettre l'identification individuelle à distance et respecter l'homochromie de l'animal avec son milieu notamment pour limiter la prédation. Le poids de l'émetteur est de 2,68 g, soit moins de 2,33 % du poids moyen des lézards adultes (150 g  $\pm$  39,5 g). Même s'il faut ajouter quelques grammes pour le harnais lui-même, l'équipement n'excède pas 3 % du poids total d'un lézard adulte moyen.

La première étape lorsque l'on utilise la radio-télémetrie est de vérifier que l'équipement imposé aux animaux ne perturbe pas leur comportement, sous peine de collecter des données biaisées. Le comportement de fuite a été contrôlé et ne montre pas de différence selon que les animaux sont équipés ou non équipés (Chabanier *et al.*, 2012). Il ne s'agit que d'un seul comportement et il est parfois difficile d'identifier des effets, mais ce résultat, associé aux observations d'accouplement de certains individus équipés, conforte l'étude. Le suivi radio-télémetrique a permis de calculer que la probabilité de détecter un lézard présent sur un site donné est de 45 % autour de l'optimum de température (27-35 °C) lorsque le vent est nul (figure 8.6). Cette probabilité chute à 33 % lorsque le vent augmente de 5 m/s. La plage horaire moyenne la plus propice à une détection autour de 45 % se situe entre 11 h et 16 h. Ainsi, dans les meilleures conditions météorologiques, il n'est possible d'observer qu'un individu sur deux environ. Ce faible taux d'observation des individus présents est lié au rythme d'activité des lézards. En effet, en période de forte chaleur, la thermorégulation est rythmée par

des phases au soleil, avec la face dorsale en évidence, puis des phases rapides et répétées à l'ombre. Les individus n'insolent pas tous au même moment : certains individus ont besoin de faire diminuer leur température corporelle pendant que d'autres doivent accumuler de la chaleur. Le rythme d'activité, propre à chaque individu, pourrait donc expliquer ce faible taux d'observation, même dans les meilleures conditions.



**Figure 8.6.** Probabilité de détecter un lézard ocellé *Timon lepidus* dans la steppe de Crau. Cette probabilité est sous la dépendance de la température et de la vitesse du vent.

Après avoir calculé la valeur de  $G(0)$  correspondant aux conditions météorologiques mesurées pendant les transects, et l'avoir incluse dans les analyses des distances perpendiculaires, l'estimation de la densité est réalisée. Elle est estimée à 85 individus/km<sup>2</sup> (intervalle de 52 à 137 individus/km<sup>2</sup>). Sa variation autour de la valeur réelle, exprimée par le coefficient de variation, est de 25 % et s'explique à 37,6 % par la probabilité moyenne d'observer un individu détectable sur la ligne du transect (détectabilité moyenne), à 29,7 % par le taux de rencontre (dépendant de la variation spatiale de la densité), et à 32,6 % par la probabilité que l'individu soit détectable sur l'ensemble des transects (disponibilité liée au rythme d'activité des individus). Une incertitude est donc présente dans les résultats mais n'est pas supérieure aux études similaires sur les reptiles. La distribution spatiale des tas de galets pourrait expliquer une partie de cette variation, et l'étude idoïne doit être menée.

## Implications pour la conservation

L'étude du régime alimentaire révèle plusieurs sources de variation : la localité, le mois et la classe d'âge. Il paraît important de pouvoir évaluer la variance expliquée par

chacun d'eux au sein d'une même analyse et non pas séparément. Les modèles linéaires généralisés utilisant une analyse de variance à effets imbriqués semblent appropriés à ce type de jeu de données. Afin de bien cerner son alimentation, des analyses supplémentaires mériteraient d'être menées au cours des prochaines années et sur d'autres sites de collecte afin d'avoir une idée à la fois plus générale et plus précise sur l'alimentation du lézard ocellé en plaine de Crau, à partir d'un nombre de proies plus important. De plus, une estimation de la biomasse ingérée s'avérerait probablement riche en enseignements, notamment pour souligner les rôles respectifs des différentes proies. Ce type d'étude se révèle essentiel en biologie de la conservation et dans la mise en place de politiques de gestion pertinentes des sites et du patrimoine naturel en général.

La comparaison des tailles de population entre 1992 et 2009 sur un quadrat particulier met aussi en évidence l'importance de connaître l'historique des sites. De la même manière que les travaux réalisés sur la végétation s'appliquent à retracer l'histoire des zones échantillonnées, ceux concernant la faune doivent aussi considérer ce paramètre sous peine de passer à côté de variables explicatives. La recherche de l'histoire d'un site est parfois difficile lorsque les actions menées ne sont pas systématiquement répertoriées par le gestionnaire. La Réserve naturelle nationale des coussouls de Crau doit s'efforcer de tenir à jour un historique des actions mises en place afin de constituer une base de données solide et consultable.

### Encadré 8.3. Les tests de puissance

Les tests de puissance sont des outils qui, à partir de données issues d'une première année de suivi par exemple, permettent d'anticiper la capacité à démontrer l'existence de tendances. Ils peuvent se construire à l'aide de formules mathématiques dans certains cas, mais nécessitent souvent des simulations. Ici nous avons cherché à déterminer quelles tendances pourraient être détectées si le protocole de distance *sampling* était répliqué annuellement sur un moyen-long terme. Les résultats des simulations réalisées à l'aide du logiciel Monitor (<http://www.esf.edu/EFB/gibbs/monitor/index.html> ; consulté le 26.11.2013) montrent qu'il faudra répéter le protocole pendant au moins vingt ans pour avoir 80 % de chances de détecter une baisse de 5 % par an. Il sera très peu probable de détecter une telle tendance avec seulement dix ans de suivi mais quasi certain avec trente ans de suivi. En fait, le protocole actuel permet de détecter des baisses de population d'environ 60 % quelle que soit la durée pendant laquelle cette baisse s'étalerait. Ainsi, si la population baisse de 60 % en dix ans, le protocole actuel pourra le démontrer sans ambiguïté. La puissance du protocole actuel est donc relativement limitée car une baisse de 60 % semble vraiment très importante. La seule solution pour augmenter la puissance serait d'accroître l'effort de terrain annuel en multipliant par deux, par exemple, le nombre de transects. Cette modification permettrait de détecter une baisse de 50 %. Si l'effort est multiplié par 3, une baisse de 40 % pourra être détectée. Il apparaît donc clairement que la puissance de la méthode reste limitée ; pourtant, elle est similaire à d'autres études menées sur d'autres reptiles. Par exemple, la même méthode appliquée sur la tortue d'Hermann indique qu'il faut au moins seize ans pour avoir 80 % de chances de déceler des variations annuelles de 5 % (Couturier *et al.*, 2012).

Le suivi des tendances de population de lézards ocellés en Crau est un des enjeux de cette réserve. L'étude menée sur l'estimation de la densité en lézards, prenant en compte la probabilité de détecter un lézard présent (issue du travail en radio-tracking), donne un premier outil pour suivre les tendances de cette population. La méthode ne permet pas de connaître la véritable densité en lézards mais de suivre les variations dans le temps. Du point de vue de la conservation, ces changements sont les indicateurs à suivre pour décider ou non d'une action à entreprendre. Mais il faut aussi définir la puissance avec laquelle ces variations seront identifiées. Des tests de puissance sont utilisés afin de connaître quelle ampleur de la variation il est possible de détecter sur un pas de temps déterminé (encadré 8.3).

## Remerciements

Philippe Ponel (IMBE, Marseille), Jean-David Chapelin-Viscardi (Laboratoire éco-entomologie, Orléans), Etienne Becker (RNN des coussouls de Crau) et Oriane Chabanier (étudiante en master II) ont largement contribué à l'acquisition des connaissances présentées dans ce chapitre.

## Bibliographie

- Ahmadzadeh F., Carretero M.A., Harris D.J., Perera A., Böhme W., 2012 – A molecular phylogeny of the eastern group of ocellated lizard genus *Timon* (Sauria: Lacertidae) based on mitochondrial and nuclear DNA sequence. *Amphibia-Reptilia* 33: 1-10.
- Bischoff W., Cheylan M. et Böhme W., 1984 – *Lacerta lepida* Daudin, 1802, Pp 181-210 In : W. Böhme (ed.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Vol. 2 (1). Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Buckland S., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. et L. Thomas, 2001 – *Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York.
- Chabanier O., Renet J., Besnard A. et Tatin L., 2012 – Une méthode d'attache de radio-émetteurs sur le lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin 1802) : pertinence et effet sur le comportement des animaux. *Nature de Provence* 1 : 41-47. [http://www.cen-paca.org/images/5\\_publications/nature/06Radio\\_emett\\_LezardN01\\_2012.pdf](http://www.cen-paca.org/images/5_publications/nature/06Radio_emett_LezardN01_2012.pdf) (consulté le 26/11/2013).
- Chapelin-Viscardi J.-D., Ponel P., Renet J. et Tatin L., 2012 – Le lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin 1802), un agent inattendu pour la détection d'insectes cryptiques dans la plaine de la Crau (*Coleoptera* ; *Hymenoptera Formicidae*). *Nature de Provence* 1 : 49-57. [http://www.cen-paca.org/images/5\\_publications/nature/07entomo\\_LezardN01\\_2012.pdf](http://www.cen-paca.org/images/5_publications/nature/07entomo_LezardN01_2012.pdf) (consulté le 26/11/2013).
- Cheylan M., 1986 – Mise en évidence d'une activité nocturne chez le serpent méditerranéen *Elaphe scalaris* (*Ophidia, Colubridae*). *Amphibia-Reptilia* 7: 181-186.
- Cheylan G., 1990 – *Lettre d'information de l'écomusée de la Crau*, n° 2, p. 11.
- Cheylan M. et Grillet P., 2004 – *Le Lézard ocellé*. Belin, Paris.



- Cheylan M. et Grillet P., 2005 – Statut passé et actuel du lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidés) en France. Implication en termes de conservation. *Vie et milieu* 55 : 15-30.
- Cooper Jr, W. et Vitt, L. 2002 – Distribution, extent and evolution of plant consumption by lizards. *Journal of Zoology* (Londres) 257: 487-517.
- Couturier T., Cheylan M., Bertolero A., Astruc G. et Besnard A., 2013. Estimating Abundance and Population Trends when Detection is Low and Highly Variable: A Comparison of Three Methods for the Hermann's Tortoise. *Journal of Wildlife Management* 77(3), 454-462.
- Cox N.A. et Temple H.J., 2009 – European Red List of Reptiles. IUCN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2009-007.pdf> (consulté le 26.11.2013).
- Doré F., Grillet P., Thirion J.-M., Besnard A. et Cheylan M., 2011 – Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) population on Oleron Island. *Amphibia-Reptilia* 32: 159-166.
- Foucart A., 1995 – *Prionotropis rhodanica* Uvarov, 1923 [Acridoidea, Pamphagidae, Akicerinae], acridien protégé de la Crau (Bouches-du-Rhône, France). Mémoire de l'École Pratique des Hautes Études, Montpellier. 109 p.
- Gerner T., 2008 – Home range, habitat use and social behaviour of the endangered Mauritian gecko *Phelsuma guentheri*. Dissertation, Zurich University, Suisse.
- Grillet P., Cheylan M., Thirion J.-M., Doré F., Bonnet X., Dauge C., Chollet S. et Marchand M.A., 2010 – Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity Conservation* 19: 2039-2051.
- Hodar J.A., Campos F. et Rosales B.A., 1996 – Trophic ecology of the ocellated lizard *Lacerta lepida* in an arid zone of southern Spain: relationships with availability and daily activity of prey. *Journal of Arid Environment* 33, 95-107.
- Kenward R., 1987 – *Wildlife Radio Tagging. Equipment, Field Techniques and Data Analysis*. Academic Press, Londres. 15-175.
- Lepley M., 1998 – Alimentation et reproduction de la pie-grièche méridionale *Lanius meridionalis meridionalis* (Temminck, 1820) en Crau sèche (Bouches-du-Rhône) 1994-1995. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études, Montpellier. 102 p.
- Lumaret J.P. et Errouissi F., 2002 – Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary research* 33: 547-562.
- Mc Callum, A. 2005 – A conceptual guide to detection probability for point counts and other count-based survey methods. *USDA Forest Service General Technical Report* 191: 754-761.
- Mateo J.A., 1988 – Estudio sistematico y zoogeografico de los lagartos ocelados, *Lacerta lepida* Daudin, 1802, y *Lacerta pater* (Lataste, 1880) (Sauria: Lacertidae). Thesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 485 p.
- Mateo J.A., 2004. Lagarto ocelado. *Timon lepidus* (Daudin, 1802). In Carrascal L.M. et Salvador A. (eds), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> (consulté le 26.11.2013).
- Michels J. et Bauer A.M., 2004 – Some corrections to the scientific names of amphibians and reptiles. *Bonner Zoologische Beiträge* 52: 83-94.

- Miraldo A., Hewitt G.M., Paulo O.S et Emerson B.C., 2011 – Phylogeography and demographic history of *Lacerta lepida* in the Iberian Peninsula: multiple refugia, range expansions and secondary contact zones. *BMC Evolutionary Biology* 11: 170.
- Nichols J.D., 1992 – Capture-recapture models. *BioScience* 42(2): 94-102.
- Obuch J. et Kristin A., 2004 – Prey composition of the little owl *Athene noctua* in an arid zone (Egypt, Syria, Iran). *Folia Zoologica* 53 : 65-79.
- Paulo O.S., Pinheiro J., Miraldo A., Bruford M.W., Jordan W.C. et Nichols R.A., 2008 – The role of vicariance *vs* dispersal in shaping genetic patterns in ocellated lizard species in the western Mediterranean. *Molecular Ecology* 17: 1535-1551.
- Penloup A., 1993 – Occupation de l'espace par le lézard ocellé *Lacerta lepida* Daudin 1802 (*Sauria, Lacertidae*) en Crau. Maîtrise de Biologie des organismes et des populations. Université de Montpellier II, École Pratique des Hautes Études. 31 p.
- Perera A. et Harris D.J., 2010 – Genetic variability in the ocellated lizard *Timon tangitanus* in Morocco. *African Zoology* 45(2): 321-329.
- Salvidio S., Calvi G., Lamagni L. et Gardini G., 2006 – Primi dati sulla dieta della lucertola ocellata *Timon lepidus* (Daudin, 1802) in Italia. *Acta Herpetologica* 1: 73-76.
- Salvidio S., Lamagni L., Bombi P., Bologna M.A., 2004 – Distribution, ecology and conservation of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) in Italy (*Reptilia, Lacertidae*). *Italian Journal of Zoology* 71, suppl. n° 1: 125-134. <http://www.tandfonline.com/doi/pdf> (consulté le 26.11.2013).
- Vitt L.J. et Caldwell J.P. (eds), 2009. Thermoregulation, performance and energetic. In *Herpetology*, p. 191-213. Academic Press, Elsevier, Londres.
- Tatin L., Renet J. et Besnard A., 2012 – Diminution drastique de la taille d'une population de lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) en plaine de Crau : comment l'interpréter et quelles leçons en tirer ? *Nature de Provence* 1: 33-39.
- Tatin L., Chapelin-Viscardi J-D., Renet J., Becker E. et Ponel P., 2013 – Composition, variations et particularités du régime alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* en milieu steppique méditerranéen (plaine de Crau, France). *La Terre et la Vie (Revue d'écologie)* 68(1) : 47-58.
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S., Hedley S.L., Bishop J.R.B., Marques T.A. et Burnham K.P., 2010 – Distance software : design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 5-14. [www.ruwpa.st-and.ac.uk/distancesamplingreferences](http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distancesamplingreferences) (consulté le 26.11.2013).
- Thirion J.M., Grillet P. et Cheylan M., 2009 – Composition et variation saisonnière du régime alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron (France) à partir des fèces. *La Terre et la Vie (Revue d'écologie)* 64: 239-250.
- Van Damme R., 1999 – Evolution of herbivory in lacertid lizards: Effects of insularity and body size. *Journal of Herpetology* 33: 663-674.
- Warner D.A., Thomas J. et Shine R. 2006 – A simple and reliable method for attaching radio-transmitters to lizards. *Herpetological Conservation and Biology* 1: 129-131.
- Winkel D., 2008 – Efficiency of techniques for post-translocation monitoring of the Duvaucel's gecko (*Hoplodactylus duvaucelii*) and evidence of native avian predation on lizard. Dissertation, Auckland University, Auckland.
- Yalden D.W., 1977 – *The Identification of remains in Owl Pellets*. Mammal Society, Reading, Royaume-Uni. 8 p.