



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 ?

Laurent Tatin¹, Julien Renet¹ & Aurélien Besnard²

¹CEN PACA, Réserve Naturelle des coussouls de Crau, bvd de Provence, 13310 Saint Martin de Crau

²BEV-EPHE, UMR 5175 CEFE, Campus CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5

laurent.tatin@cen-paca.org

RESUME

L'estimation de l'abondance des populations est une étape fondamentale pour mettre en place des mesures de conservation adaptées, permettant parfois de mettre en évidence l'origine des changements observés. Les méthodes dites de Capture-Marquage-Recapture (CMR) sont classiquement utilisées car elles fournissent des informations précises. Au travers d'une comparaison de la taille de population de Lézard ocellé *Timon lepidus* dans la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau entre 1992-93 et 2009, les auteurs discutent des hypothèses pouvant expliquer l'effondrement observé (73% de la population adultes), et appréhendent les limites des CMR pour des espaces protégés de grandes surfaces. Les conclusions pour la gestion de la Réserve Naturelle sont exposées.

MOTS CLES :

Capture-recapture, gestion, Lézard ocellé, dynamique de population

SUMMARY

Population size estimation is crucial when conservation actions are planned, and might allow to identify the causes of observed changes. Capture-Recapture (CR) methods are generally used because they are precise. By comparing ocellated lizard population sizes between 1992-93 and 2009 in the Crau National Reserve, authors expose the main hypothesis regarding the drastic decrease observed (73% of adults), and point out the difficulty to implement CR on large protected areas. Implications for Crau National Reserve are presented.

KEY WORDS :

Capture-recapture, management, Ocellated Lizards, population dynamics

INTRODUCTION

Une espèce de reptiles sur quatre est menacée d'extinction au niveau mondial (IUCN, 2010). La destruction et la fragmentation des habitats, l'introduction d'espèces invasives, ainsi que celles engendrées par le changement climatique sont autant de facteurs pouvant entraîner la disparition des espèces (Ehrlich et Kremen, 2000). L'idée que les reptiles pourraient être les plus touchés par ce dernier facteur – difficulté à s'acclimater à des températures plus élevées de par leur écologie thermique particulière – semble être acceptée (Lourdais, 2010 ; Barrows, 2011). En Europe, un des reptiles les plus emblématiques est le Lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802). Cette espèce, caractéristique des milieux ouverts à climat méditerranéen, est considérée comme « vulnérable » dans la Liste Rouge des reptiles menacés en Europe (critères A4ac ; Cox et Temple, 2009). Elle fait aussi partie des sept espèces de reptiles menacés d'extinction en France, sur les 37 répertoriées. Une des populations majeures de l'espèce en France est localisée dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône). Comme pour toute autre espèce menacée, l'estimation de l'abondance des populations est donc une étape initiale fondamentale pour mettre en

place des mesures de conservation adaptées, notamment en permettant parfois de mettre en évidence l'origine des changements observés (Clutton-Brock et Sheldon, 2010). Les objectifs de conservation sont ainsi souvent posés en termes de taille de populations (augmentation, stabilisation), et c'est également le paramètre utilisé pour analyser la réponse à une action de gestion (Yoccoz *et al.*, 2001).

Ces estimations d'abondance ou de densités 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 (Chao, 1989 ; Nichols, 1992). La visite successive du site d'étude permet de collecter des données synthétisées sous forme d'historiques de captures (succession de captures et non-captures dans le temps) utilisés pour calculer la probabilité de capturer un animal dans la population étudiée et donc en déduire la taille réelle de la population. Les CMR sont réputées pour

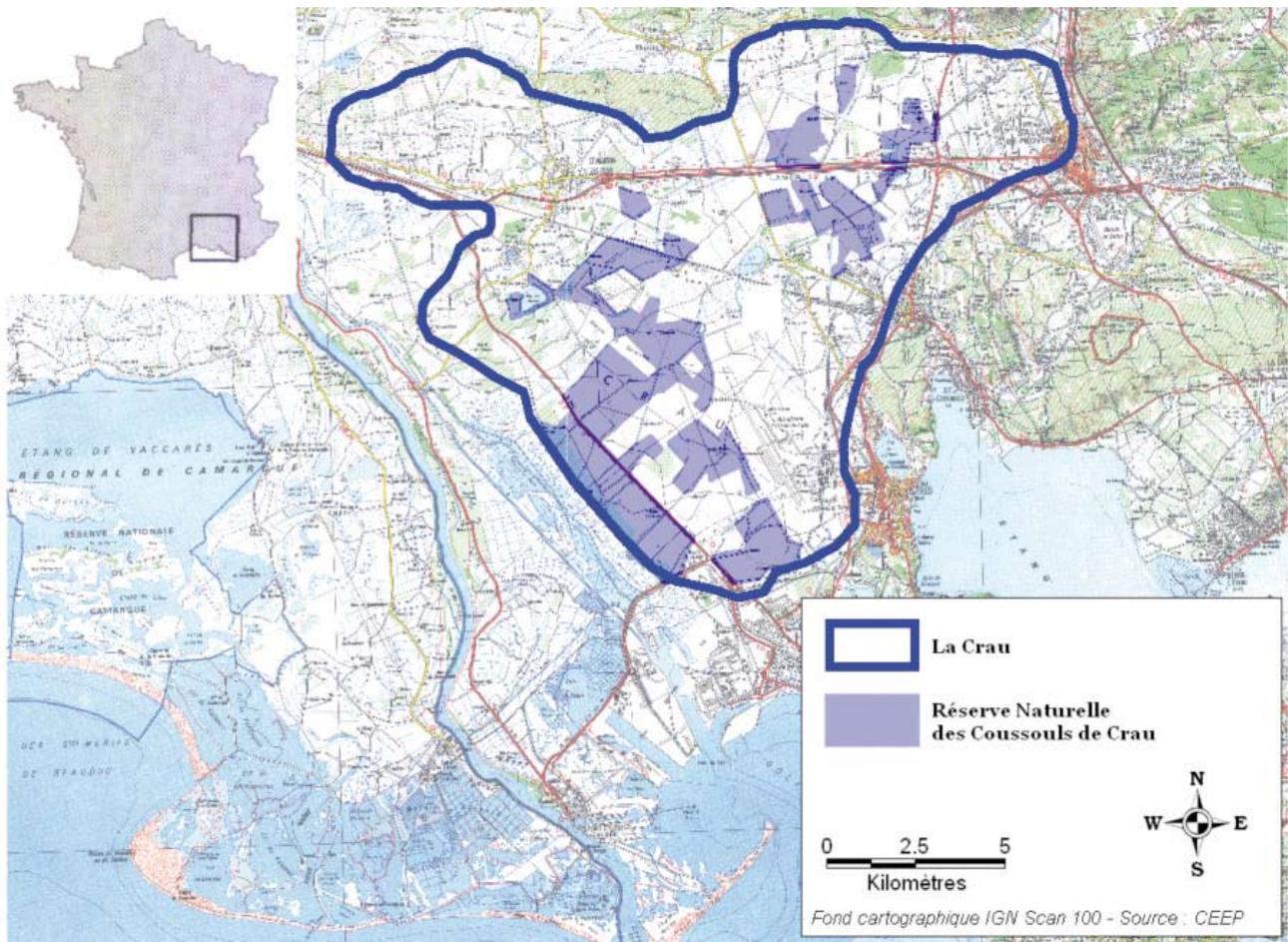


Figure 1 : Réserve Naturelle Nationale des Coussouls de Crau dans la plaine de Crau (pelouse mésotherme méditerranéenne à *Asphodelus*).
 Figure 1 : Coussouls de Crau National Natural Reserve in the Crau plain area (Mediterranean xeric steppe composed by *Asphodelus*, *Brachypodium* and *Thymus*)

fournir des estimations précises, mais elles sont coûteuses en moyens humains et ne peuvent souvent s'appliquer qu'à des échelles spatiales réduites.

Dans la plaine de Crau, une estimation de taille de population par CMR a été réalisée en 1992-93 sur un quadrat de 40 ha 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 quadrat en question, une estimation de la taille de population a été réalisée en 2007 (Chaline, 2007), mais n'a pas permis de comparaison avec celle de 1992 au regard de l'effort de capture très faible (4 jours contre 42 en 1992). Ainsi, l'équipe de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau et l'École Pratique des Hautes Etudes de Montpellier ont mis en place une campagne CMR intensive en 2009 dans l'objectif de comparer la taille de la population sur ce quadrat d'étude, avec celle estimée en 1992.

MATERIEL ET METHODES

Le Lézard ocellé

Le Lézard ocellé est le plus grand des Lacertidae d'Europe (Cheylan et Grillet, 2004) avec une longueur museau-cloaque moyenne de 21 cm chez la femelle et de 24 cm chez le mâle (Mateo, 2004). L'aire de distribution de cette espèce est restreinte au sud-ouest de l'Europe. Elle se répartit sur la quasi-totalité de la péninsule ibérique, et s'avance dans certaines régions littorales du sud et de l'ouest de la France, jusqu'à l'extrême nord-ouest de l'Italie (Salvidio *et al.*, 2004). La disponibilité en gîtes et micro-habitats (rochers, tas de pierres, fissures, ruines ou murets, buissons et garennes) est d'une grande importance pour la présence et le maintien d'une population de Lézard ocellé (Mateo, 2004 ; Grillet *et al.* 2010). Le régime alimentaire de l'espèce se compose principalement d'insectes (Cheylan et Grillet, 2004). En Crau, ce sont les coléoptères, les orthoptères et les hyménoptères qui sont les plus consommés (Tatin *et al.*, sous presse).

Le site d'étude

La plaine de Crau est située au nord-est de la Camargue, à 50 km au nord-ouest de Marseille (Bouches-du-Rhône). Il s'agit d'une pelouse mésotherme méditerranéenne à *Asphodèles* (*Asphodeletum fistulosi* ou « coussouls ») considérée comme un habitat prioritaire en termes de conservation par la Directive Habitat de l'Union Européenne. Elle constitue un avant-poste des steppes semi-arides du Maghreb. Une surface de 7 500 ha, fragmentée, a été classée en Réserve Naturelle Nationale en 2001 (figure 1).

Les limites du quadrat étudié en 1992 ont fait l'objet d'une refonte en 2009. 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 de l'aire

d'étude. Ainsi, la surface prospectée est de 28,49 ha en 2009.

Collecte des données

Le quadrat a été parcouru de manière aléatoire sur un total de 23 journées du 27/03/2009 au 29/10/2009. Pour capturer les individus, chaque gîte potentiel (bloc de poudingue, morceau de ferraille, bâche en plastique, etc.) a été retourné et l'animal présent attrapé à la main. Toutes les précautions ont été prises pour ne pas blesser ou stresser outre mesure les animaux. Pour chaque individu capturé, les variables suivantes ont été collectées : heure de capture, sexe, âge, longueur museau-cloaque, poids, coordonnées géographiques, durée de la manipulation et caractères morphologiques particuliers (présence de mue, parasite, queue coupée, etc.).

L'individualisation des lézards a été réalisée de deux façons :

- 1) photo-identification à partir des écailles céphaliques, anales, du pattern dorsal et des écailles de la poitrine,
- 2) le marquage au feutre indélébile (POSCA – non toxique) d'un numéro sur la face ventrale. La durée de persistance du marquage au feutre n'excède pas une semaine chez les juvéniles, liée à leur fréquence de mue plus élevée que chez les autres classes d'âge. L'absence de marquage sur un individu capturé a impliqué l'inscription systématique d'un nouveau numéro.

Analyses de données

Pour pouvoir effectuer la comparaison entre années, les observations situées en dehors de la zone régulièrement couverte en 1992-93 ont été exclues de l'analyse. De la même façon, pour homogénéiser les données, les observations réalisées en fin d'été (mois d'août, septembre, octobre et novembre) ont été exclues de cette analyse. Ceci permet en outre de ne pas tenir compte des nouveau-nés (présent à partir de septembre) dans les analyses démographiques. L'effort de capture est comparable entre années : 1,8 en 1992, 1,6 en 1993 et 1,25 en 2009 pour les individus de plus d'un an.

Les estimations d'effectifs ont été faites avec le module CAPTURE (White *et al.*, 1982) disponible dans le logiciel MARK. Les fichiers utilisés pour ces estimations contiennent les histoires de capture de chaque individu codées en 0 et 1. Trois modèles ont été utilisés :

- Le modèle M(o) implique des probabilités de capture constantes dans le temps et égales entre les individus (la première condition n'est probablement pas remplie, en revanche, la seconde condition semble l'être, compte tenu du mode de capture des animaux).
- Dans le modèle M(t), les probabilités de capture et de recapture varient avec le temps (effet de la météo ou observateurs différents).
- Dans le modèle M(b), les probabilités de capture sont différentes des probabilités de recapture ; on parle d'un effet trap-dependance.

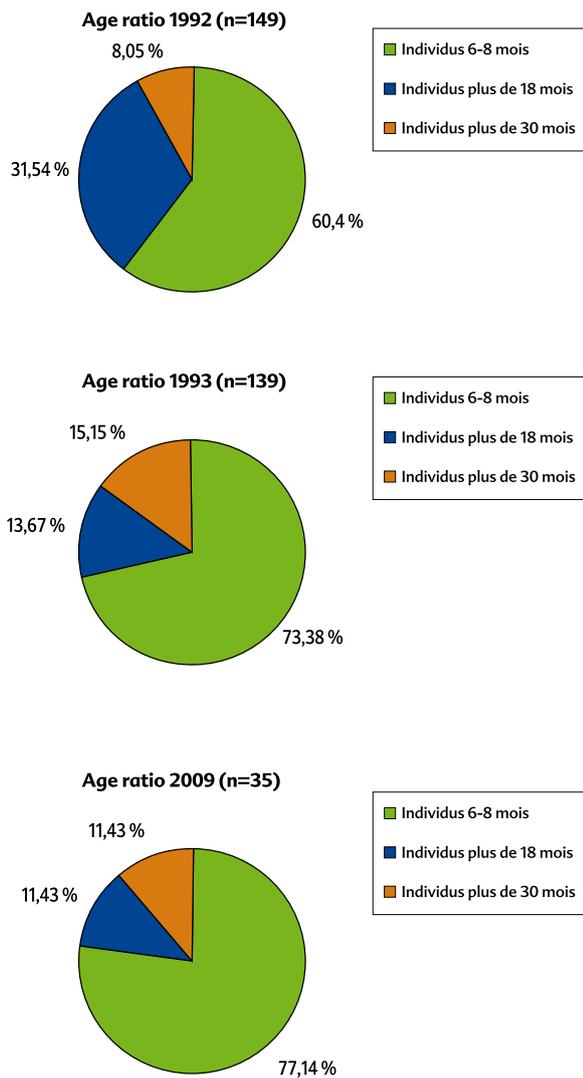


Figure 2 : Structure d'âge de la population de lézard ocellé *Timon lepidus* en 1992, 1993 et 2009.
 Figure 2: Age structure of the 1992-93 and 2009 ocellated lizard *Timon lepidus* population.

RESULTATS

Structure d'âge de la population

La fraction d'individus juvéniles (individus nés à l'automne précédent) et sub-adultes (individus dans leur deuxième saison d'activité) est importante quelle que soit l'année d'étude (figure 2). Les individus de moins d'un an représentent en effet entre 60 et 77% de l'effectif (nombre d'individus différents capturés), les individus de 18 mois et plus entre 11 et 31 %, et la fraction mature (individus ayant plus de 30 mois) à peine 8 à 15 % de l'effectif (figure 2). La population est donc très jeune, avec un fort renouvellement des classes d'âge. La répartition des classes d'âges est significativement différente en 1992 et 1993 (X^2 , $df=2$, $p=0,0012$) avec une plus grande fraction d'individus

immatures en 1992. Mais ce n'est pas le cas entre 1992 et 2009, deux années pour lesquelles la structure est similaire (X^2 , $df = 2$, $p = 0,533$). Cette différence de structure entre 1992 et 1993 est peut être liée à une variation du taux de capture. En 2009, la structure en âge est globalement similaire à ces deux années, avec une forte représentation de la fraction juvénile et immature, ce qui suggère un recrutement satisfaisant dans la population.

Comparaison de la taille de population entre 1992, 1993 et 2009.

Le nombre total d'individus capturés pour les trois années étudiées est de 149, 139 et 35 (tableau 1). La population de 2009 ne peut pas être considérée comme fermée (CloseTest, Stanley et Buhnam closure test, $p < 0,001$). Les probabilités de capture entre classe d'âge ont été testées. Il s'avère que pour 1992 et 1993 aucune différence significative n'a été observée. Par contre pour 2009, même si une première analyse n'avait montré aucune différence, le jeu de données atteste d'un biais chez les juvéniles. Il s'agit d'un phénomène de trap-dépendance qui s'est traduit sur le terrain par des taux de captures supérieurs à 10, pour cinq individus. La taille de la population juvénile estimée est de 154 avec un intervalle de confiance très large (29 à 169) relatif à ce phénomène de trap-dépendance. Cet intervalle de confiance ne permet pas de tirer des conclusions sur cette fraction de la population. Cette classe d'âge demande donc des analyses plus poussées pour tenter d'obtenir une estimation correcte de la taille de sa population. Les adultes et subadultes, quant à eux, posent moins de problèmes. En 2009, le modèle retenu pour cette classe d'âge « adultes et subadultes » est le modèle $M(o)$. La taille de la population estimée pour cette classe d'âge est de 16 individus avec un intervalle de confiance de 12 à 28 (tableau 2). En 1992-93, pour la même classe d'âge, le modèle $M(t)$ retenu donne un effectif moyen de 60 individus en 1992, et 65 individus en 1993, soit une diminution comprise entre 73% et 75% entre 1992-93 et 2009. En ne considérant que la classe d'âge juvénile, le modèle $M(t)$ donne un effectif moyen de 97 individus en 1992 et 119 individus en 1993, soit des valeurs très semblables aux valeurs calculées toutes classes d'âge confondues. La fraction juvénile est donc de 61,7 % en 1992 et de 64,6 % en 1993, ce qui indique, là aussi, un fort recrutement dans la population.

DISCUSSION

Même si la structure de la population ne semble pas avoir changé entre 1992-93 et 2009, une chute importante de l'effectif d'individus adultes et subadultes est observée. Les naturalistes ont constaté une diminution générale de la population de Lézard ocellé en Crau (M. Cheylan et A. Schall, comm.pers.), 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

Tableau 1 : Résultat des captures de Lézards ocellés *Timon lepidus* sur le quadrat de 30 ha en 1992, 1993 et 2009.
Table 1: Capture results of ocellated Lizards *Timon lepidus* on the 30 ha quadrat in 1992-1993 and 2009.

Années	Périodes	Individus 6-8 mois	Individus plus de 18 mois	Individus plus de 30 mois	Total
1992	13/03/92 au 22/07/92	90	47	12	149
1993	09/04/93 au 13/07/93	102	19	18	139
2009	27/03/09 au 07/07/09	27	4	4	35

Tableau 2 : Estimation de la taille de la population de lézard ocellé *Timon lepidus*, cumulée pour les trois années d'étude, selon les modèles M(o) et M(t), sous le logiciel MARK.

Table 2: Ocellated lizard *Timon lepidus* population size estimation cumulated for the three study years, according to M(o) and M(t) models (MARK software). (SD= standard deviation).

	Années	N		SD		Int. conf. 95%	
		M(0)	M(t)	M(0)	M(t)	M(0)	M(t)
Population totale	1992	158	157	3.6	3.88	152-165	153-166
	1993	228	222	19.8	18.7	198-276	193-267
Adultes + subadultes	2009	16	-	3.43	-	12-28	-

steppique du Lézard ocellé. De plus, le quadrat est localisé sur un site qui comporte peu de gîtes de grandes tailles (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 de ce quadrat : épizootie, captures illégales, fluctuations naturelles de la population, etc. Parmi elles, deux paraissent plus pertinentes : les traitements anti-parasitaires ovins et l'historique du site.

1 - Traitements antiparasitaires

Plusieurs études ont montré l'écotoxicité de certaines molécules utilisées dans le traitement des endo- et ectoparasites des animaux domestiques (Lumaret et Erouissi, 2002 ; Barbut, 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 (principalement les bousiers) 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 Mylbémeycines. La moxidectine, molécule appartenant à la famille des Mylbémeycines, présente, quant à elle, une écotoxicité plus faible que les avermectines pour la faune coprophage (Eon *et al.*, 2006). Une action très toxique est avérée cependant sur les organismes aquatiques (Buronfosse, 2006).

En Crau, dans les élevages ovins, les Avermectines et les Mylbémeycines sont très peu utilisées en traitements

antiparasitaires internes. Ces molécules apparaissent surtout dans les traitements antiparasitaires externes pour lutter contre les gales et représentent 17,55% des molécules utilisées dans les élevages ovins (Eon *et al.*, 2006). Aucun traitement n'est effectué avec l'Ivermectine. Considérant que les insectes coprophages connaissent une activité principale au printemps et secondaires à l'automne, il s'avère que le risque écotoxique direct pour ce groupe est réduit. En effet, la phénologie d'utilisation des traitements montre que les Avermectines et les Mylbémeycines seraient administrés principalement à l'automne (60% des cas), période durant laquelle peu de troupeaux pâturent en coussouls (Fabre, 1997). Des traitements ont lieu également en juin (40% des cas), peu de temps avant le départ en montagne, diminuant le relargage des molécules dans le coussoul. Ces informations tendent à montrer que l'emploi des molécules les plus nocives est restreint en Crau mais cela n'exclut pas un effet significatif de dosages faibles sur l'entomofaune. Il est aussi possible que ces produits aient des rémanences fortes et s'accumulent dans l'environnement, malgré des dosages ponctuels relativement faibles. C'est donc un facteur à prendre en compte par les gestionnaires du site qui doivent allouer un effort conséquent à la mise en place d'études sur l'effet de ces traitements.

2 - Changement de l'habitat

Le Lézard ocellé, comme beaucoup de reptiles, utilise volontiers des gîtes artificiels mis en place dans le cadre d'actions de conservation (Grillet *et al.*, 2010 ; Marquez-Ferrando *et al.*, 2009), mais aussi les gravats, tôles, troncs ou autres débris d'origine anthropique. Le quadrat étudié est une ancienne melonnière dont les restes (tôles, plastiques, planches, etc.) ont été retirés en 1990.

Un volume de 80 m³ de déchets agricoles avait été enlevé de la parcelle (CEEP, 1990). Une densité forte de Lézard ocellé existait sur ce site avant le nettoyage (A. Schall, comm. 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. Cependant, cela n'exclut pas une chute de la population entre les deux périodes 1992-93 et 2009 liée à d'autres facteurs, comme les antiparasitaires susmentionnés ou les captures illégales puisqu'une chute généralisée de la population de Lézard ocellé en Crau a été détectée dans la même période. Dans tous les cas, 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.

CONCLUSION

Cette étude, même si elle apporte des éléments chiffrés sur une baisse locale, démontre la difficulté qu'il peut y avoir à généraliser les résultats obtenus sur des petites surfaces à des ensembles plus grands. Cependant la méthode de CMR paraît trop lourde pour être généralisée et planifiée sur l'ensemble de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau. Pour répondre aux objectifs du plan de gestion relatif aux suivis des espèces patrimoniales, il est donc nécessaire de rechercher et de tester une autre méthode capable d'estimer les tendances de la population à long terme. Une étude de faisabilité de la méthode de *distance sampling* a été conduite en 2011 (Tatin et al., en prép.).

Ce travail sur un quadrat particulier met aussi en évidence l'importance de la connaissance de l'historique des sites. De la même manière que les travaux réalisés sur la végétation s'appliquent à retracer l'historique des zones échantillonnées, ceux concernant la faune doivent aussi prendre ce paramètre en compte 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 doit s'efforcer de tenir à jour un historique des actions mises en place afin de constituer une base de données solide et consultable. Enfin, elle doit conduire une étude de risque concernant l'impact des molécules utilisées dans les antiparasitaires sur l'ensemble de la plaine, comme celle qui a été conduite en Camargue en 2008-2009 (Cornille, 2009).

REMERCIEMENTS

Ce travail a été conduit dans le cadre d'un financement issu de mesures d'accompagnement (mesures compensatoires) et supporté par GRTGaz.

BIBLIOGRAPHIE

- Barbut B., 2002. *Impact environnemental des endectocides sur la pédofaune*. Thèse doctorale vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse, Toulouse, 107 p.
- Barrows C.W., 2011. Sensitivity to climate change for two reptiles at the Mojave-Sonoran desert interface. *Journal of Arid Environments* 75 (7), 629-635.
- Buronfosse T., 2006. *Antiparasitaires employés chez les ovins et les caprins : présentation et toxicité*. Rapport intermédiaire Life Nature : Restauration du Vautour percnoptère dans le sud-est de la France N° LIFE03NAT/F/000/03, 16 p.
- CEEP, 1990. Lettre d'information de la Crau. *Garrigues* 2, 11.
- Chaline O., 2007. *La conservation du Lézard ocellé Lacerta lepida : apport de la génétique et de la démographie*. Rapport Master II professionnel Sciences de la Vie et de la Terre, EPHE-Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Montpellier, 38 p.
- Chao A., 1989. Estimating population size for sparse data in capture-recapture experiments. *Biometrics* 45, 427-438.
- Cheylan M., Grillet P., 2004. *Le Lézard ocellé*. Belin, Eveil Nature, Paris, 95 p.
- Clutton-Brock T., Sheldon B.C., 2010. Individuals and populations: the role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 562-573.
- Cornille Y., 2009. Comment raisonner une gestion du risque parasitaire interne et l'usage de traitements naturopathiques pour répondre aux enjeux de santé animale et de maîtrise d'impact sur l'entomofaune. In : SUPAGRO, *Séminaire Pastoralismes et Entomofaune*. Séminaire AFP 2009, Montpellier, 91.
- Cox, N.A., Temple, H.J., 2009. *European Red List of Reptiles*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 44 p.
- Ehrlich P.R., Kremen C., 2000. *Human effects on ecosystems, overview*. LEVIN S.A, Encyclopedia of Biodiversity Edition, Academic Press, 383-393.
- Eon L., Buronfosse T., Wolff A., 2006. *Enquête sur les pratiques sanitaires appliquées au cheptel – Site n°5 « Crau et Marais »*. Rapport Life Nature : Restauration du Vautour percnoptère dans le sud-est de la France N° LIFE03NAT/F/000/03, 25 p.
- Fabre P., 1997. *La Crau, depuis toujours terre d'élevage. Patrimoine naturel et pratiques pastorales en Crau*, Miramas, p 34.
- Grillet P., Cheylan M., Thirion J.M., Doré F., Bonnet X., Dauge C., Chollet S., 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.

- IUCN, 2010. IUCN Red List, version 2010.1: Table 1 [En ligne]. <www.iucnredlist.org/documents/summarystatistics/2011_2_RL_Stats_Table1.pdf> (consulté en novembre 2011).
- Lourdaux O., 2010. Sensibilité thermique des reptiles : une approche écophysiological. In : Vacher J.-P., Geniez M. (coord.), *Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Collection Parthénope, éditions Biotope, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 76-92.
- Lumaret J.P, Errouissi F., 2002. Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary Research* 33, 547-562.
- Marquez-Ferrando R., Pleguezuelos J.M., Santos X., Ontiveros D., Fernandez-Cardenete J.M., 2009. Recovering the reptile community after the mine-tailing accident of Aznalcolar (southern Spain). *Restoration Ecology* 17 (5), 660–667.
- 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, révision 2006 [En ligne]. <<http://www.vertebradosibericos.org>>. (consulté en décembre 2011).
- Mc Callum A., 2005. A conceptual guide to detection probability for point counts and other count-based survey methods. *USDA Forest Service Gen* 191, 754-761.
- Nichols J.D., 1992. Capture-recapture models. *BioScience* 42 (2), 94-102.
- Penloup A., 1993. *Occupation de l'espace par le Lézard ocellé Lacerta lepida Daudin 1802 (Sauria, Lacertidae) en Crau*. Rapport de Maîtrise
- 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 1, 125-134.
- Tatin L, Chapelin-Viscardi J-D., Renet J., Becker E., Ponel P., [sous presse]. Patron et variations du régime alimentaire du Lézard ocellé *Timon Lepidus* en milieu steppique méditerranéen semi-aride (plaine de Crau, France). *Terre et Vie (Revue d'Ecologie)*.
- White, G.C., Anderson D.R., Burnham K.P., Otis D.L., 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory LA-8787-NERP, 235.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulinier T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology et Evolution* 16 (8), 446-453.