

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/304525885>

Contribution au Plan National d'Action en faveur du lézard ocellé

Technical Report · January 2013

CITATIONS

0

READS

37

1 author:



[Marc Cheylan](#)

Ecole Pratique des Hautes Etudes

147 PUBLICATIONS 983 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Contribution au Plan National d'Action en faveur du lézard ocellé

2013



Florian Doré

Marc Cheylan

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CEFE-CNRS-EPHE



Contribution au Plan National d'Action en faveur du lézard ocellé

Contact : Marc Cheylan, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5 mail : marc.cheylan@cefe.cnrs.fr

Contexte de l'étude

Le lézard ocellé fait partie des 113 espèces retenues par le Ministère de l'environnement (MEDDAT) pour faire l'objet d'un plan national d'actions (PNA), en réponse aux engagements de l'état français vis-à-vis de la Convention sur la diversité biologique (déclinée dans la stratégie nationale en faveur de la biodiversité).

Cette espèce est en effet en fort déclin dans la majeure partie de son aire géographique (péninsule Ibérique, sud France et extrême ouest de la Ligurie). Ce déclin a été particulièrement brutal dans la plaine de la Crau, mais également dans plusieurs régions de France, notamment en limite nord de distribution (Cheylan et Grillet 2005, Grillet, Cheylan et Dusoulier 2006).

En 2013, le Ministère de l'Ecologie a engagé un Plan National d'Action en faveur de cette espèce (Ministère de l'Ecologie, 2013). Le rapport présenté ici vise à apporter une contribution aux actions 1, 4 et 7 de ce plan d'actions. A savoir :

- Action 1. Dresser un état des lieux et une stratégie d'action par région
- Action 4. Etudier les effets des produits antiparasitaires et phytosanitaires
- Action 7. Mettre en place des suivis à l'échelle des populations

Conformément au cahier des charges de l'étude, le rapport s'articule autour de deux chapitres :

Chapitre I : Mieux connaître les exigences écologiques de l'espèce et les facteurs qui régissent sa répartition géographique

Chapitre II : Mieux comprendre les causes de déclin de la population de Crau

Chapitre I

Mieux connaître les exigences écologiques de l'espèce et les facteurs qui régissent sa répartition géographique

Récolte des données, mise au point d'une base de données

La première étape a consisté à réunir les jeux de données disponibles auprès de diverses structures, puis dans un second temps, de standardiser le format des données dans une base de données commune.

La réunion des données a fait l'objet de nombreux échanges et dans un certain nombre de cas, a donné lieu à l'établissement de conventions permettant la mise à disposition des données. A l'échelle nationale, nous avons pu utiliser les informations collectées dans le cadre de l'enquête de l'ONEM, pilotée depuis 2007 par le laboratoire de Biogéographie et écologie des Vertébrés de l'EPHE et par les membres de l'ONEM (<http://www.onem-france.org/lezard-ocelle>); les informations contenues dans la base de données « Malpolon » du Languedoc-Roussillon et la base de données « Testudo » pour la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur.

Pour la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur, nous avons pu bénéficier des observations du CEN-PACA, du CROP Vaucluse, de l'association Reptil'Var, des bureaux d'Etude Ecomed et Ecosphère et des données contenues dans la BDD régionale « Testudo » du laboratoire de Biogéographie et écologie des Vertébrés de l'EPHE.

Pour la région Languedoc-Roussillon, nous avons bénéficié des données issues des structures suivantes : l'association ACCM, association ALEPE, Fédération Aude Claire, société BIOTOPE, CEN LR, association COGard (Centre Ornithologique du Gard), association Les Ecologistes de l'Euzière, association GOR (Groupe Ornithologique du Roussillon), association GRIVE (Groupe de Recherche et d'Information sur les Vertébrés), association La Cistude, association LPO-Aude (Ligue pour la Protection des Oiseaux, département de l'Aude), association *Meridionalis*, Parc National des Cévennes, Réserve Naturelle de Nohèdes, Association Nature Midi-Pyrénées.

Après mise au format des données, ajout des informations manquantes (coordonnées géographiques notamment pour les données non géoréférencées), validation de la donnée, l'ensemble des observations a été réuni dans une base unique, comportant les champs suivants :

indexobs	codesp	jour	mois	an	Type de contact	Commentaires	Âge	Sexe	Lieu de l'observation	Alti	Dpt
GOR-682	TIMLEP	10	7	1996	vu	Les specimens	AD;SUB		Céret, Mas	135	66
EPHE-BEV-29064	TIMLEP	22	8	2001	vu		IND		sur talus à	1100	66
EPHE-BEV-14262	TIMLEP			2001	vu	1 juv.	JUV		Mas Cantuern	550	66
EPHE-BEV-12632	TIMLEP			2001	vu	1 juv.	JUV		En dehors du	1110	66
EPHE-BEV-29065	TIMLEP	22	8	2001	vu		IND		sur talus après	1100	66
GOR-1823	TIMLEP	24	10	2006	vu		SUBAD		St Génisse de	50	66
GOR-684	TIMLEP		5	1984	cap		IND		Commune de	45	66
GOR-685	TIMLEP		5	1984	cap		IND		Commune de	45	66
RLE-23	TIMLEP		5	2003	vu		AD		Route D.4,	809	66
GOR-1722	TIMLEP	12	5	2006	vu		IND		bordure de	54	66

Comne	Lat, (Y)	Lon, (X)	Précision	Nbre	Fichier source	Observateur	Propriétaire
Céret	42,506605	2,755024	1	2		Vacher Jean-	GOR
Nyer	42,53136	2,26577	1	3		Muratet Jean	ECODIV
Oms	42,538044	2,686419	1	1	JPV	Vacher Jean-	EPHE-BEV
Nyer	42,538535	2,289582	1	1		Médard Pascal	ENE
Nyer	42,53921	2,28871	1	3		Muratet Jean	ECODIV
Saint-Génis-des-Fontaines	42,539558	2,932178	1	1		Courmont	GOR
Tresserre	42,540412	2,860976	1	1		Cambrony	GOR
Tresserre	42,541715	2,862645	1	1		Cambrony	GOR
Oreilla	42,553	2,25245	1	1		Blanc Frédéric	RNNohèdes
Banyuls-dels-Aspres	42,557009	2,884456	1	1		Courmont	GOR

En tout, ceci a permis de réunir 4365 observations.

Modélisation de la répartition à grande échelle

La modélisation de la répartition de l'espèce à l'échelle française, initialement prévue dans le cadre de ce travail, a finalement été abandonnée à la fois pour des raisons techniques (temps de calcul, obtention des « couches » SIG nécessaires à la construction des modèles...) et administratives (non mise à disposition de certaines bases de données, notamment extra régionale). Ce travail sera donc mené dans un second temps, dans le cadre de collaborations actuellement développées avec l'ensemble des partenaires (notamment pour les régions Rhône-Alpes, Midi-Pyrénées, Aquitaine et Poitou-Charente).

Les modélisations ont donc été développées dans un premier temps pour la seule région Provence (cf plus avant). Ce test méthodologique à l'échelle d'une région sera mis à profit pour étendre la modélisation à l'ensemble du territoire français dans le cadre du PNA.

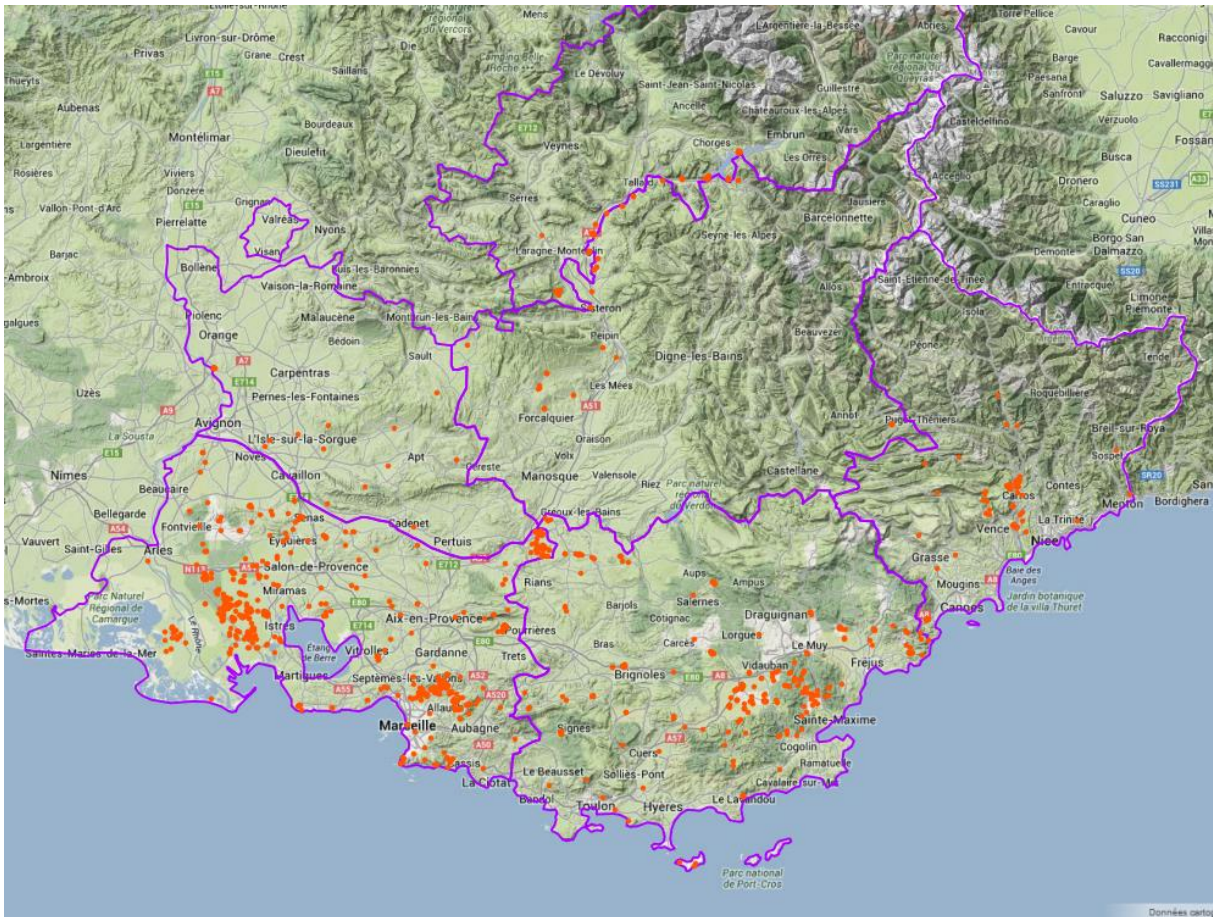
Objectif 2 : préciser le statut de l'espèce en Provence.

Récolte des données, mise au point de la base de données

Pour la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur, nous avons bénéficié des observations collectées par le laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés de l'EPHE de Montpellier, des observations du CEN-PACA, de l'association Reptil'Var et du CROP Vaucluse, des bureaux d'Etude Ecomed et Ecosphère.

Répartition de l'espèce en Provence

Comme le montre la carte, le Lézard ocellé est bien réparti dans la partie méditerranéenne de la région, plus sporadique dans les départements des Alpes-de-Haute-Provence et des Hautes-Alpes.



Carte 1 : Répartition des observations de lézard ocellé en région Provence-Alpes-Côte-d'Azur

Dans les **Alpes-Maritimes**, il est surtout présent la partie sud-ouest du département, principalement le long de la vallée du fleuve Var et son affluent majeur en rive droite : L'Estéron. A la faveur du Var, il pénètre profondément le sud des Alpes, jusqu'à Val-de-Chalvagne. A l'est, il n'a été signalé à ce jour que des environs de Sospel dans la vallée de la Bévéra à partir d'ossements trouvés dans des pelotes de hibou Grand-Duc (Patrick Bayl, com. Pers.) et tout récemment, non loin de la frontière italienne, sur la commune de Castellar (obs. Grégory Deso 2013).

Dans le département du **Var**, le lézard ocellé est assez largement répandu, malgré le caractère très forestier du département. On le trouve à peu près partout à l'exception des parties les plus élevées du territoire varois : plateau de Canjuers en particulier. Il est particulièrement fréquent dans les massifs des Maures, de l'Estérel, de la Colle-du-Rouet et du Tanneron. Bien présent également dans les secteurs de La Verdière, Ginasservi, Saint-Julien. Il a disparu de Porquerolles dans les années 2000 (Cheylan & Cluchier 2004).

Dans le département des **Bouches-du-Rhône**, on peut le rencontrer à peu près partout, à l'exception de la Camargue où il n'est plus connu que par quelques observations récentes dans la réserve naturelle de la Tour-du-Valat. Les secteurs où il est le plus fréquent sont la plaine de la Crau, les Alpilles, les massifs de l'étoile et du Garlaban, les Calanques, la Montagne Sainte-Victoire (versant sud et crêtes). Il était présent jadis sur l'archipel du Frioul où Mourgue le mentionnait au début du XXème siècle (Mourgue 1930). On peut aujourd'hui affirmer qu'il en a disparu.

Dans le département du **Vaucluse**, les observations sont assez éparses, ce qui semble plus relever d'un défaut de prospection (à ce stade d'intégration des données) que d'une réelle rareté. Il est sans doute plus fréquent qu'il n'y paraît au sud du Lubéron, sur le plateau d'Albion et au sud du Mont Ventoux où se rencontrent des habitats qui lui sont très favorables, notamment la plaine de Sault actuellement dépourvue d'observations.

Dans le département des **Alpes-de-Haute-Provence**, sa présence est sporadique. Elle s'organise, essentiellement le long des principaux cours d'eau que sont le Var à l'est et la Durance à l'ouest. A l'extrême sud-ouest du département, on le rencontre dans la vallée du Var, en prolongement de sa distribution dans le département des Alpes-Maritimes. A l'ouest, il occupe la moyenne vallée de la Durance, depuis sa confluence avec le Verdon au sud jusqu'à Sisteron au Nord. Dans ce secteur, il est probablement bien plus fréquent que ne le donne la carte, notamment sur le plateau de Valensole qui lui offre des habitats particulièrement adéquats. Il est commun au sud de la montagne de Lure, dans la vallée de Saint-Etienne-les-Orgues notamment. A la faveur de la vallée de la Bléone, il occupe profondément la chaîne des Alpes, jusqu'à La Javie (obs Marc Montadert). Dans les Alpes-Maritimes, le lézard ocellé dans les Alpes-Maritimes verrou de Sisteron, l'espèce occupe une bonne partie de la vallée de la Durance. Dans les Hautes-Alpes, il s'agit toutefois de populations très morcelées, pour la plupart en voie d'extinction (Deso et al. 2011).

Dans le département des **Hautes-Alpes**, le lézard ocellé n'occupe que la vallée de la Durance. Il fréquente de façon discontinue les zones sèches sous influence méditerranéennes situées entre Laragne et Savines le Lac.

Habitats recherchés par l'espèce

L'utilisation de la base de données occsol de 2006 permet de voir quelles sont les catégories d'habitats préférentiellement retenus par le lézard ocellé. Cette base de données repose sur une typologie comportant 42 catégories. Dans le cas présent, certaines catégories n'ont pas été retenues en raison de leur caractère inapproprié pour le lézard ocellé (Cours et voies d'eau, Espaces verts urbains, Landes subalpines, Mers et océans, Plans d'eau, Zones portuaires...). Au final, 31 catégories ont été utilisées (tableau I). Pour améliorer la robustesse de l'analyse, nous avons utilisé dans ce cas les observations réalisées en région Provence et en région Languedoc-Roussillon, soit un total de 2588 données. La fréquence du lézard ocellé dans les 31 catégories d'habitats est exprimée par le ratio du nombre d'observations dans chacun des habitats, rapporté à la superficie de cet habitat dans les deux régions.

Comme le montre le tableau, le lézard ocellé apparaît avec des fréquences élevées dans les milieux anthropisés que sont les carrières et les gravières (catégories « extraction de matériaux »), les chantiers, le long des réseaux routiers et ferroviaire, les aéroports, et les zones urbanisées. Ceci est sans doute pour partie un artefact, dû au fait que les observations issues de bureaux d'étude sont souvent liées à des chantiers ou à des zones plus ou moins urbanisées, mais aussi au fait que les observations des naturalistes se font souvent le long des routes (individus écrasés ou vus aux abords de routes).

Les zones agricoles sont également appréciées, notamment le vignoble qui vient en 6^{ème} position dans le classement.

Les milieux naturels les plus occupés sont sans grande surprise les milieux ouverts à semi-ouverts (maquis et garrigues en 4^{ème} position, pelouses et pâturages naturels en 9^{ème} position, forêt et végétation arbustive en mutation, végétation clairsemée). Les moins occupés sont les milieux forestiers (forêts de feuillus, 21^{ème} position forêts de conifères 25^{ème} position, forêts mélangées 27^{ème} position). Plus surprenante est la très bonne position de la catégorie « Plages, dunes, sable » qui se positionne en second dans le classement. L'examen de la carte montre que ce bon classement est induit par deux choses : le fait que cette catégorie englobe également les lits des grands cours d'eau (Durance, fleuve Var notamment) qui comportent des zones de galets colonisées par le lézard ocellé, et le fait qu'une étude réalisée par les naturalistes du bureau d'étude Ecomed dans la basse vallée du Var a fortement influencé sur l'analyse, en raison du grand nombre d'observations effectuées dans ce secteur des Alpes-Maritimes.

Les milieux totalement délaissés sont essentiellement les prairies, les lagunes littorales, les marais salants et les rizières.

Tableau I : fréquence (ordre décroissant) des observations de lézards ocellés dans les 31 catégories d'habitats de la base de données occsol 2006 pour les régions Provence et Languedoc-Roussillon.

catégories d'habitats	fréquence
Extraction de matériaux	1,40
Plages, dunes, sable	0,31
Chantiers	0,18
Maquis et garrigues	0,15
Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	0,12
Vignobles	0,09
Territoires principalement occupés par l'agriculture avec présence de végétation naturelle	0,09
Aéroports	0,08
Pelouses et pâturages naturels	0,07
Tissu urbain continu	0,06
Equipements sportifs et de loisirs	0,06
Forêt et végétation arbustive en mutation	0,06
Végétation clairsemée	0,06
Bâti diffus	0,05
Tissu urbain discontinu	0,05
Marais maritimes	0,04
Zones industrielles ou commerciales	0,04
Terres arables, serres, rizières, systèmes culturaux et parcellaires complexes	0,03
Marais intérieurs et tourbières	0,02
Roches nues	0,02
Forêts de feuillus	0,02
Zones humides indifférenciées	0,02
Vergers et petits fruits	0,01
Oliveraies	0,01
Forêts de conifères	0,01
Cultures annuelles associées aux cultures permanentes	0,01
Forêts mélangées	0,01
Prairies	0,00
Lagunes littorales	0,00
Marais salants	0,00
Rizières	0,00

A partir de cette classification, il est possible de produire des cartes qui expriment l'attractivité de ces grands milieux vis-à-vis du lézard ocellé. Un exemple de carte produite à partir de cette typologie est donné ci-dessous.

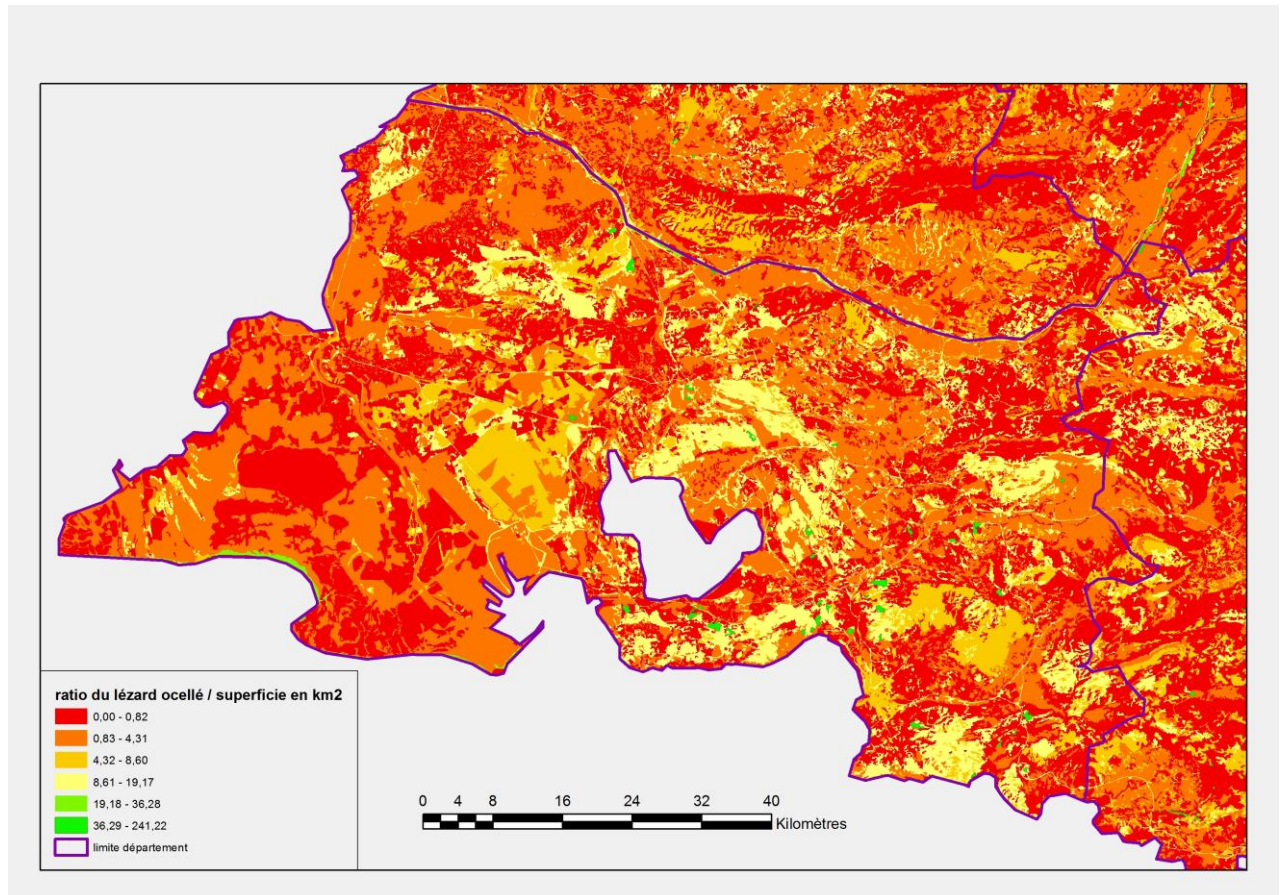


Figure 2 : carte des habitats préférentiellement recherchés par le lézard ocellé dans le département des Bouches-du-Rhône (les couleurs jaune à vert correspondent aux habitats les plus favorables, les couleurs orange à rouge aux habitats défavorables)

Modélisation de la niche écologique

L'utilisation de la variable « occupation du sol » permet d'approcher les préférences écologiques de l'espèce. Cette approche est satisfaisante dès lors que la typologie utilisée est bonne (en adéquation avec les besoins de l'espèce) et à condition que d'autres variables ne viennent pas altérer l'information. Dans le cas présent, cette approche peut être jugée suffisante pour définir de grands enjeux, dès lors que l'on s'adresse à des zones bioclimatiques cohérentes (zone méditerranéenne par exemple). En revanche, cette approche devient inopérante lorsque l'on mêle des régions climatiquement ou topographiquement distinctes, ce qui est le cas dans les deux régions Provence et Languedoc. Ainsi, les pelouses et pâturages naturels sont des habitats très favorables au lézard ocellé en région méditerranéennes, et très défavorables à l'espèce dans les zones à caractère alpin. La typologie « occsol » n'est sans doute pas la plus adaptée à la modélisation de la distribution des espèces. Malheureusement, il s'agit de la seule cartographie numérique disponible à cette échelle de résolution spatiale.

Pour améliorer la qualité de la modélisation, il convient donc de faire appel à d'autres variables, en particulier aux variables topographiques (altitude, pente, exposition) et climatiques.

Cette modélisation a été faite pour la région Provence à partir du logiciel MAXENT, couramment utilisé dans le domaine de l'écologie (Phillips et al. 2006). Dans un premier temps, les données d'observations ont été filtrées de façon à ne retenir que les données suffisamment précises (géolocalisation < à 50 m environ), puis filtrées à nouveau selon une grille de 1 km de façon à limiter l'influence des agrégats liées à une étude ponctuelle (1 seule observation prise en compte par Km²). Ceci amène à réduite l'échantillonnage de 2863 données à 737 données.

Les variables retenues pour la modélisation sont les suivantes :

- Altitude (en m)
- Exposition (de 0 (nord géographique) à 365 en variable continue et en 8 classes d'exposition)
- Température des 4 mois les plus chauds exprimée en cumul des températures
- Précipitation annuelle
- Précipitation des mois de juin à septembre
- Occupation du sol à partir de la BDD Occsol (42 items)

La modélisation a été faite sur la base de couches raster avec des pixels de 100 m de côté, de façon à « capter » au mieux les conditions environnementales du point d'observation. Pour la variable occupation du sol, la valeur retenue est la catégorie la mieux représentée sur le pixel concerné.

Les catégories de la BDD occsol sont données dans le tableau suivant :

Tableau II : liste des habitats pris en compte dans la BDD Occsol PACA (2006) et codes numériques associés.

VALUE	INT 06
1	Tissu urbain continu
2	Tissu urbain discontinu
3	Bati diffus
4	Zones industrielles ou commerciales
5	Reseaux routier et ferroviaire et espaces associes
6	Zones portuaires
7	Aeroports
8	Extraction de materiaux
9	Decharges
10	Chantiers
11	Espaces verts urbains
12	Equipements sportifs et de loisirs
13	Terres arables autres que serres, Zones a forte densite de serres et Rizieres
14	Rizieres
15	Zones a forte densite de serres
16	Vignobles
17	Vergers et petits fruits
18	Oliveraies
19	Lavandins
20	Prairies
21	Cultures annuelles associees aux cultures permanentes
22	Territoires principalement occupes par l'agriculture avec presence de vegetation na
23	Forets de feuillus
24	Forets de coniferes
25	Forets melangees
26	Pelouses et paturages naturels
27	Landes subalpines
28	Maquis et garrigues
29	Foret et vegetation arbustive en mutation
30	Plages, dunes, sable
31	Roches nues
32	Vegetation clairsemee
33	Zones incendiees
34	Glaciers et neiges eternelles
35	Zones humides indifferenciees
36	Marais interieurs et tourbieres
37	Marais maritimes
38	Marais salants
39	Cours et voies d'eau
40	Plans d'eau
41	Lagunes littorales
42	Mers et oceans

Modèles testés

Quatre modèles ont été évalués :

- Topographie (dont orientation continue) + climat
- Topographie (dont orientation par catégorie) + climat
- Topographie (dont orientation continue) + climat + occupation du sol
- Topographie (dont orientation par catégorie) + climat + occupation du sol

Dans ce qui suit, seul le dernier modèle sera commenté dans la mesure où c'est celui qui s'ajuste le mieux aux données et fournit les résultats les plus intéressants.

Le tableau ci-dessous quelles sont les variables qui « expliquent » le mieux le modèle. On voit que la variable qui « explique » le mieux la distribution de l'espèce est la somme des précipitations des mois les plus secs, juin, juillet, août et septembre. Viennent en seconde position l'occupation du sol, puis la température des 4 mois d'été. Les trois autres variables ne contribuent que de façon minoritaire au modèle (moins de 2 % de contribution).

Tableau III : contribution des variables au modèle

variable	Contribution au modèle
Précipitations juin à septembre	46.6
Occupation du sol	25.9
T° 4 mois été	22.8
altitude	2.00
Précipitations annuelles	1.80
Classe d'exposition	0.80

Les graphiques associés à chacune des variables permettent mieux appréhender, pour chacune des variables, quelles sont les valeurs ayant la plus forte probabilité de retenir l'espèce.

Pour ce qui concerne la variable « précipitations estivale », on voit que la probabilité de rencontrer l'espèce est forte pour les valeurs comprises entre 100 et 200 mm de pluie, puis quasi nulle à quasi nulle au-delà de 250 mm de pluie. Cela confirme le caractère méditerranéen de l'espèce.

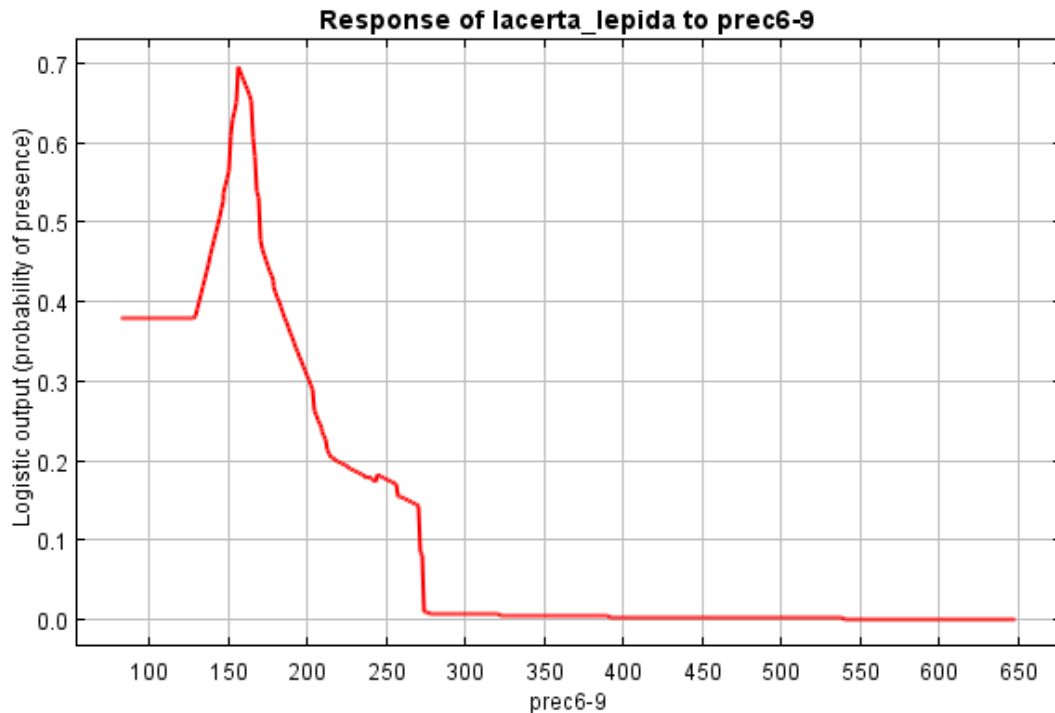


Figure 3 : probabilités de présence associées à la variable précipitation des mois de juin à septembre.

La variable « total des précipitations annuelle » montre que le lézard ocellé a une forte probabilité de présence dans la gamme de hauteur de pluie comprise entre 400 mm et 900 mm. Au-delà de 950 mm, la probabilité de le rencontrer est nulle.

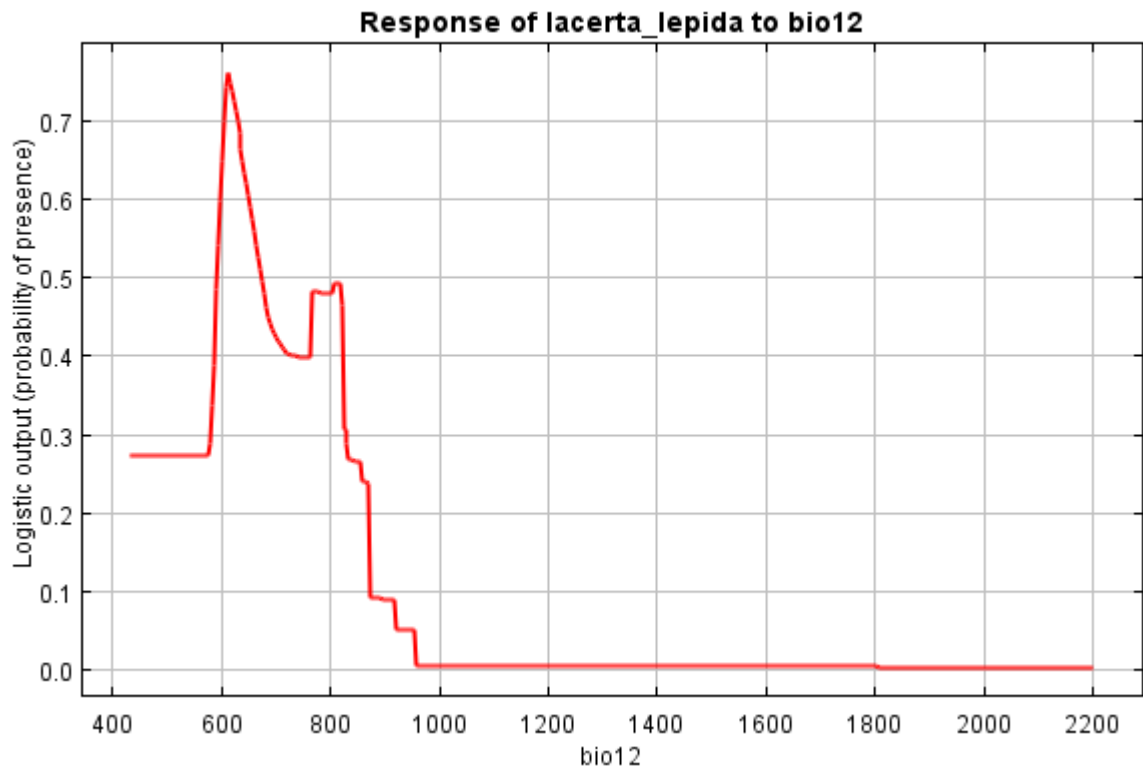


Figure 4 : probabilités de présence associées à la variable précipitations annuelles.

En accord avec ce qui précède, la variable « température des 4 mois d'été » indique que la probabilité de rencontrer l'espèce est forte pour les valeurs de températures les plus chaudes (moyenne des températures journalières) et nulle dans les secteurs les plus froids de la région.

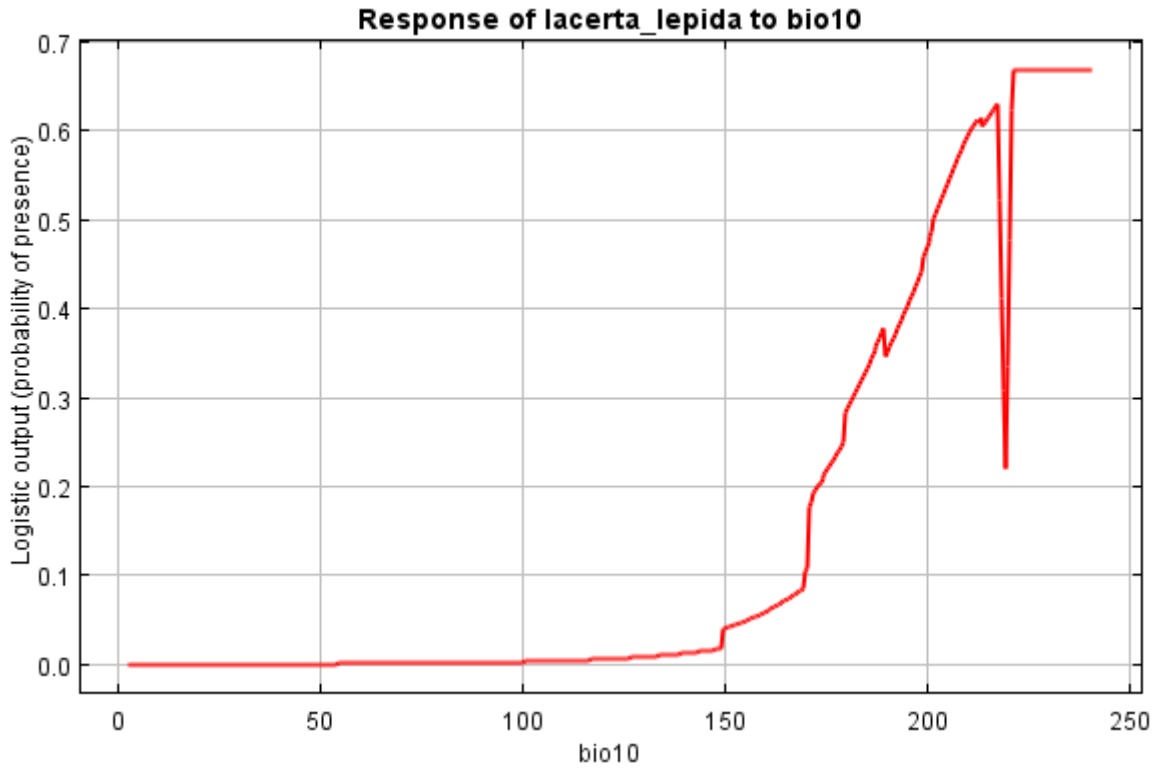


Figure 5 : probabilités de présence associées à la moyenne des températures des mois de juin à septembre (200 = 20° C).

Pour ce qui concerne la variable « altitude », la probabilité de rencontrer l'espèce décroît de façon linéaire entre 0 et 1000 m. Cette probabilité devient nulle au-delà de 1000-1200 mètres.

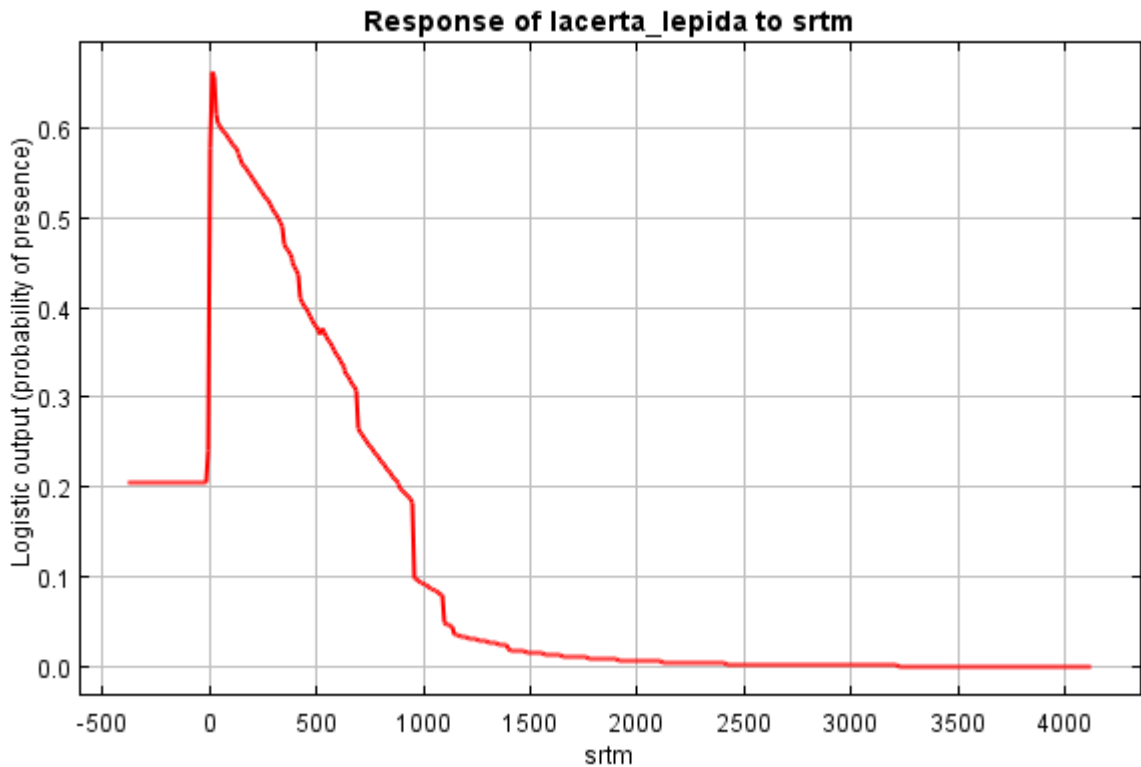


Figure 6 : probabilités de présence associées à la variable altitude.

L'analyse du facteur « exposition » indique un optimum de probabilités pour les expositions sud-est –classe 4) et sud (classe 5) et faibles pour les expositions nord.

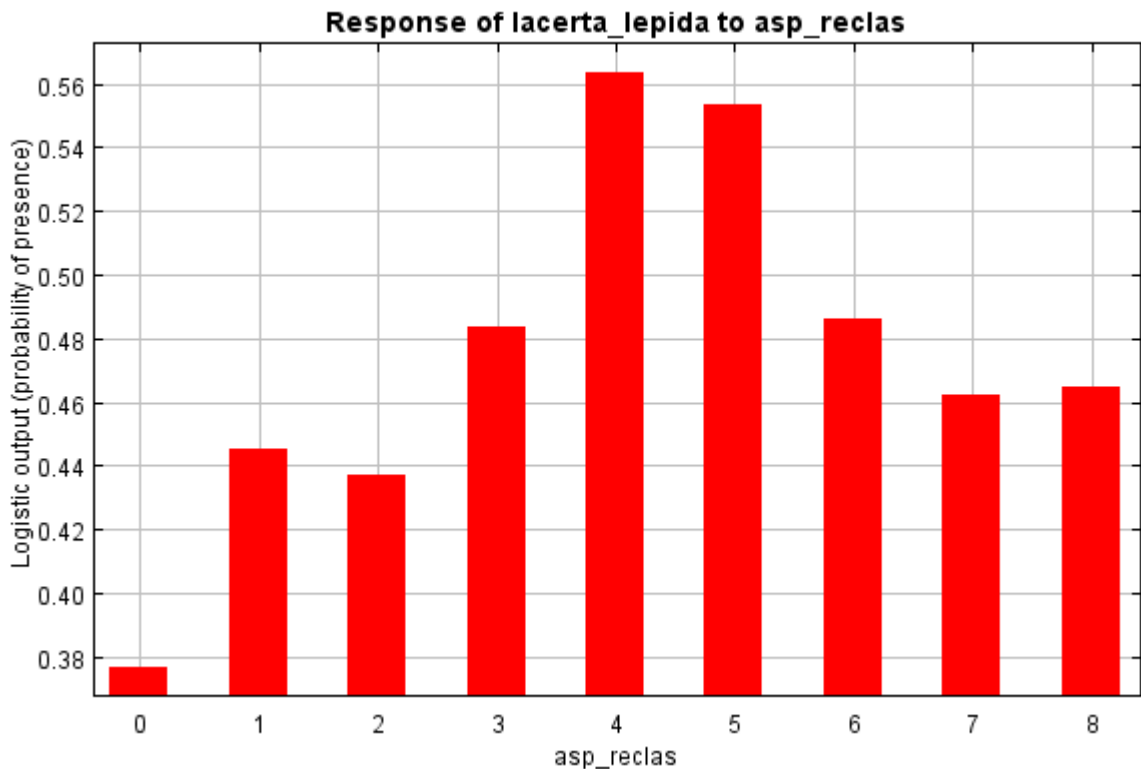


Figure 7 : probabilités de présence associées à la variable « exposition » (0 = plat, 1 = nord, 2 nord-est, 3 = est, 4 = sud-est, 5 = sud, 6 sud-ouest, 7 = ouest, 8 = nord-ouest)

La variable « occupation du sol » donne de fortes probabilités de présence pour les catégories suivantes : extraction de matériaux, réseaux routiers et ferroviaires, maquis et garrigues, aéroports, équipement sportif et pelouses et pâturages ; plus faibles voire nulles pour les autres catégories.

L'ordre dans lequel apparaissent les catégories d'habitats diffère sensiblement de l'ordre dans lequel ces mêmes habitats apparaissent à partir de la seule prise en compte de cette variable (cf Tableau I), toutefois, 5 des neuf habitats les plus contributifs à la présence de l'espèce sont communs à ces deux méthodologies : extraction de matériaux, réseaux routiers et ferroviaires, maquis et garrigues, aéroports, et pelouses et pâturages.

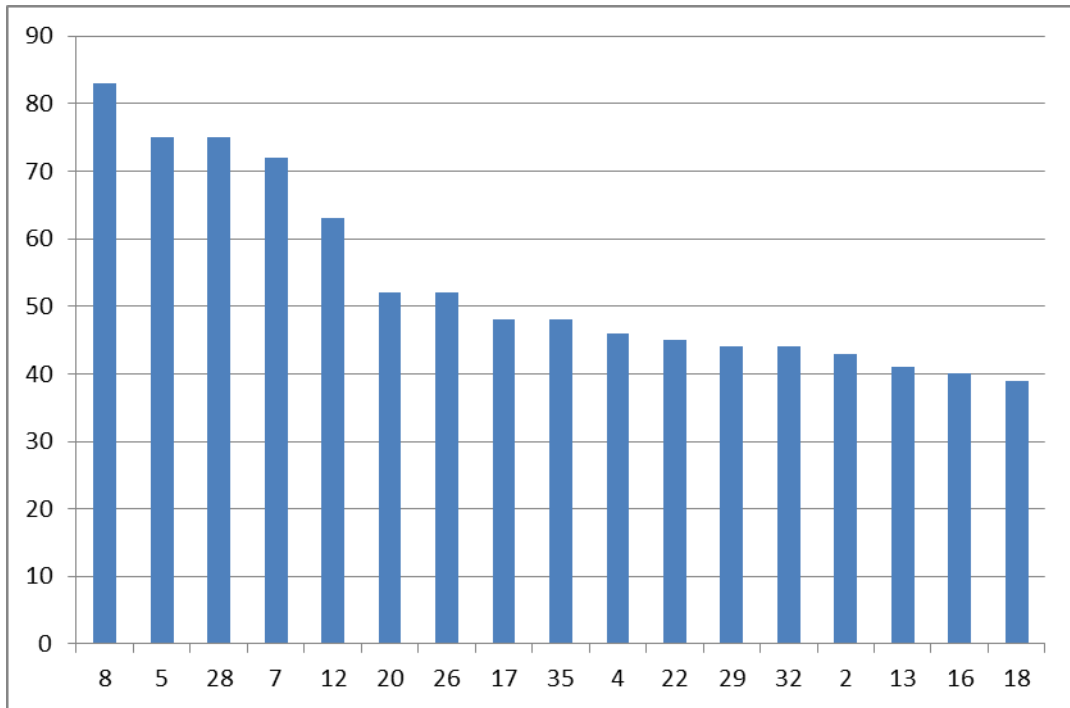


Figure 8 : probabilités de présence associées à la variable Occsol (voir correspondance des codes au tableau II).

La carte générée à l'échelle de la région montre où se situent les territoires les plus attractifs pour le lézard ocellé, sur la base des variables prises en considération. On voit que l'espèce a de bonnes probabilités d'occuper les parties littorales de la région, notamment dans les Bouches-du-Rhône et dans le Var. La probabilité de rencontrer l'espèce est plus faible dans le Vaucluse, dans les Alpes-Maritimes et dans les Alpes-de-Haute-Provence, et très faible dans les Hautes-Alpes hormis quelques secteurs de la vallée de la Durance.

On constate également que le lézard ocellé est donné très peu probable en Camargue et dans les marais de Giens, ce qui est en accord avec ce que l'on sait de la distribution de l'espèce.

Les zones qui apparaissent avec une probabilité de présence élevée (> à 60 %) sont : la plaine de la Crau, la plaine des Maures et plaine de Palayson, les collines situées autour de l'Etang de Berre, la montagne Sainte-Victoire, les massifs entourant Marseille, les parties les moins arborées du massif des Maures, la basse vallée du Var.... On notera que des valeurs de probabilités assez hautes se retrouvent sur le littoral des Alpes-Maritimes à l'est de Nice, région où on dispose de seulement 4 observations de l'espèce à ce jour. Cette carte pourra servir de base à de nouvelles prospections, dans des secteurs a priori favorables mais à ce jour dépourvus d'observations.

Elle montre également où pourraient se situer les connexions entre populations, et donc où devrait se positionner les politiques en faveur de la « transparence écologique du territoire » (politique Trame verte en particulier). On voit que certains axes fluviaux (Durance, fleuve Var) constituent ou pourraient constituer de bons vecteurs de propagation de l'espèce.

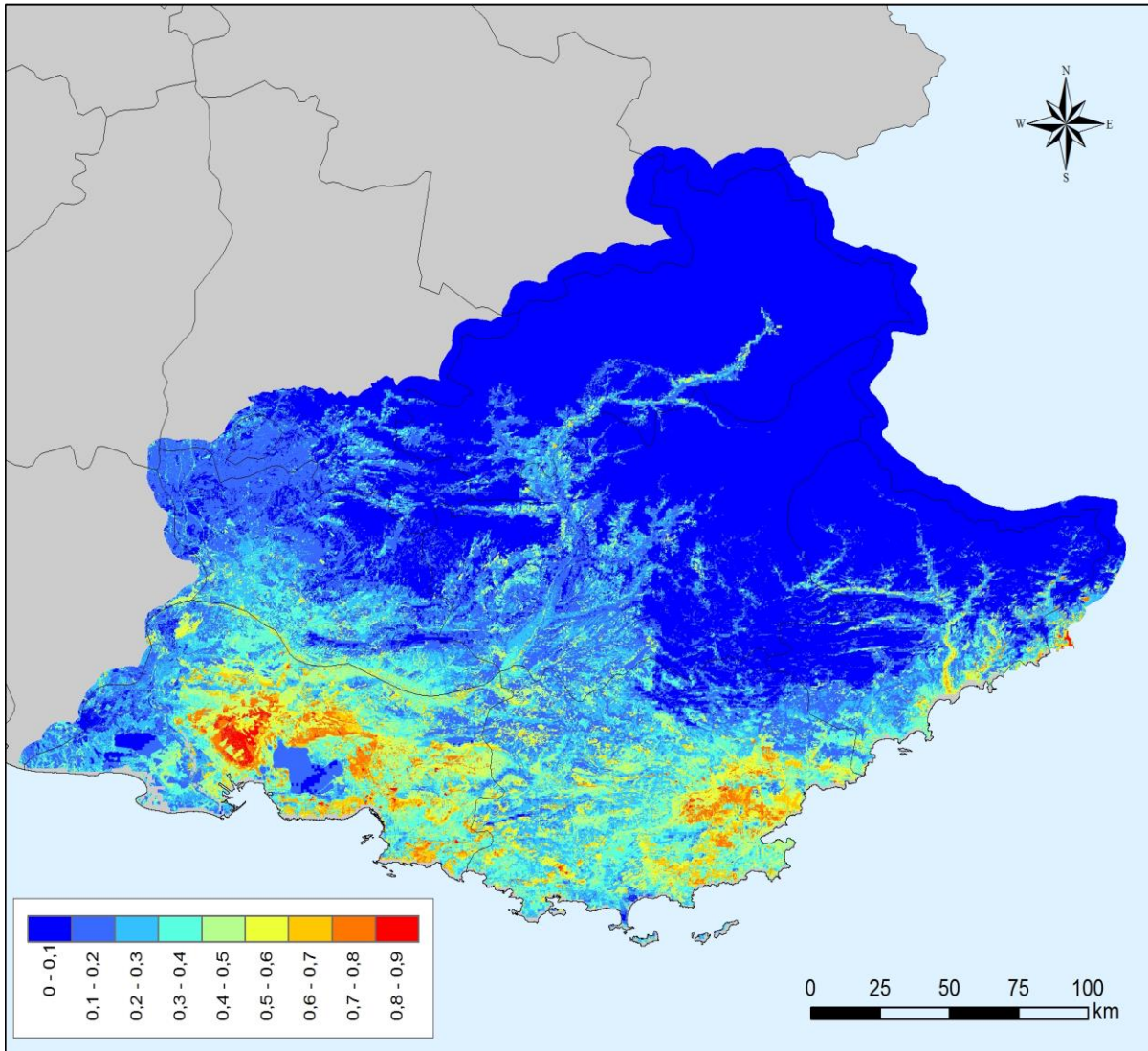


Figure 9 : carte de potentialité de présence du lézard ocellé en région Provence-Alpes-Côte-d'Azur.

Chapitre II

Dynamique du Lézard ocellé en plaine de Crau. Analyse du suivi démographique mis en place sur le site de Peau de Meau

Contexte de l'étude

La population de lézards ocellés de la plaine de la Crau était considérée jusqu'à très peu comme une des plus importantes de France, du fait de son étendue et des densités qui y étaient relevées. En 1992, une étude a été engagée sur cette population grâce à la contribution de José Mateo, alors en post-doctorat au laboratoire de biogéographie et écologie des vertébrés de l'EPHE. Durant deux ans, un suivi par capture-marquage-recapture a été mis en place sur le site de Peau de Meau, ainsi que des prospections sur l'ensemble du centre Crau. Ce suivi a permis d'estimer les effectifs de l'espèce sur un site témoin de 28,5 ha, d'étudier la démographie de l'espèce (structure en âge, taux de survie), sa biologie et son écologie (croissance, occupation de l'espace, mobilité des animaux etc.).

Quelques années plus tard, la revisite du site d'étude et du centre Crau, ainsi que diverses informations apportées par des naturalistes visitant la Crau de longue date, ont montré une chute brutale des observations de lézards ocellés sans cause apparente évidente. Ce constat a conduit à s'interroger sur les causes de ce déclin, et à envisager la reconduction de l'étude.

En 2009, l'opportunité de financements a permis de reconduire, avec le CEN-PACA, l'étude menée 16 ans plus tôt sur le site de Peau de Meau. L'analyse conjointe de ces deux jeux de données fait l'objet du présent rapport.



Jeune lézard ocellé en Crau, mai 2007

Le site d'étude

Le site de Peau de Meau a été acquis par un ensemble d'associations (notamment le CEEP (aujourd'hui CEN-PACA) et le WWF) en 1988. Il est inclus dans la Réserve Nationale de Crau depuis 2001. Le site est caractéristique et représentatif des pelouses de centre Crau, avec une dominance du brachypode rameux, du thym et de l'asphodèle auxquels s'ajoutent quelques taches de lavande. Il comporte de nombreux tas de galets et des amas de poudingue. Il est pâturé de longue date par un troupeau de moutons. La partie située au nord du quadrat d'étude a fait l'objet de culture de melons dans les années 1980. La superficie du quadrat prise en considération pour les comparaisons entre les deux périodes d'étude est de 28.49 ha.

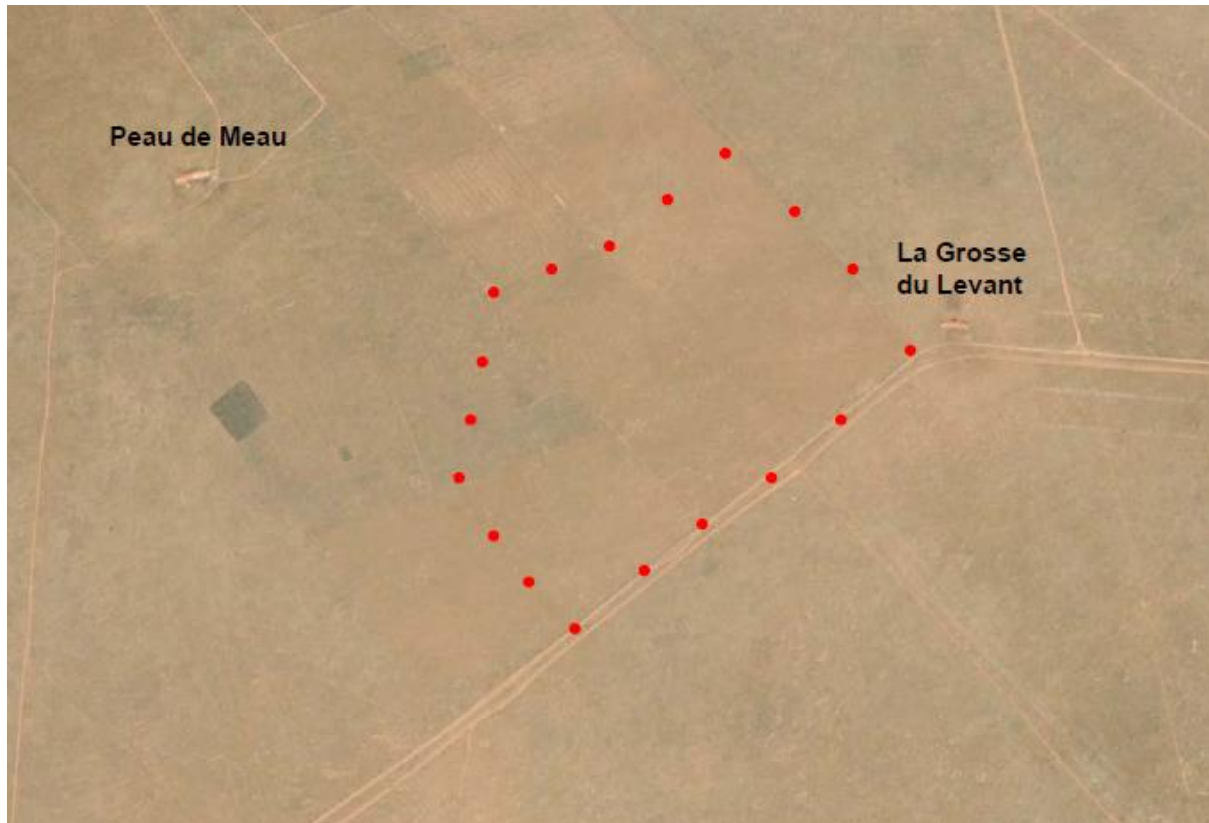


Figure 10 : délimitation du site d'étude (28.5 ha)

Description du jeu de données

Le quadrat a été étudié en 1992, 1993 puis en 2009. Pour rendre les données des deux sessions d'étude comparables, les observations situées en dehors de la zone régulièrement couverte en 92-93 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 l'analyse. Ceci permet en outre de ne pas tenir compte des nouveau-nés dans les analyses démographiques.

Comme l'indique le tableau, l'effort de capture a été très différent au cours des trois années (tableau 3). En 1992, 32 sessions de capture ont été réalisées ; 13 en 1993 et 15 en 2009 (pour le pas de temps considéré, soit de mars à juillet).

Tableau III : Nombre moyen d'observations par journée de capture, ordonnée par mois.

1992	mois	mars	avril	mai	juin	juillet	total
	nb jour	4	8	7	12	1	32
Obs.	total	30	70	114	176	37	427
	moy	7,50	8,75	16,29	14,67		
	mini	2	4	10	1		
	maxi	11	13	27	31	37	

1993 Obs.	nb jour		4	3	3	3	13
	total		66	48	61	34	209
	moy		16,50	16,00	20,33	11,33	
	mini		13	1	1	2	
	maxi		22	25	37	24	
2009 Obs.	nb jour	1	4	3	6	1	15
	total	5	11	11	39	11	77
	moy		2,75	3,67	6,50		
	mini		1	3	1		
	maxi	5	5	5	12	11	

Comme on peut le constater, l'effort de capture a été en 1992 plus de deux fois supérieur aux deux autres années (32 journées contre 13 et 15 en 1993 et 2009). Le nombre total d'observations réalisé durant la période prise en considération (mars à juillet inclus) est de 427 en 1992, 209 en 1993 et 77 en 2009. On notera ici que malgré un effort de capture moindre en 1993 qu'en 2009 (13 jours contre 15), le **nombre d'observations effectuées en 1993 est près de 3 fois supérieur au nombre d'observations effectuées en 2009 (209 contre 77)**, ce qui suggère une forte baisse d'effectif entre ces deux périodes.

Le nombre d'observation par individus (recaptures + recaptures) est en revanche assez stable pour les 3 années (tableau 4) ce qui semble indiquer que **l'effort de prospection est comparable entre années**. De même, il semble que l'âge des individus influence peu le taux de recapture individuel.

Tableau IV : Nombre moyen d'observations par individus en tenant compte de 3 jours d'observation par mois.

année	1992	1993	2009
Ind. > 1 an	1,8	1,6	1,25
Ind. < 1 an	1,25	1,5	1,96

Estimation des taux de capture et des taux de survie

Pour estimer les taux de capture et les taux de survie, seules les données des années 1992 et 1993 sont exploitables. Nous avons utilisé pour cela les observations réunies durant la période allant de mars 1992 et septembre 1993. Au total 66 sessions de terrain ont été effectuées sur cette période, irrégulièrement, avec une interruption entre décembre 1992 et avril 1993 (hibernation) (figure 11). Le regroupement des sessions par mois fournit 14 sessions de terrain sur la période considérée pour un total de 329 individus différents capturés (toutes classes d'âge confondues).

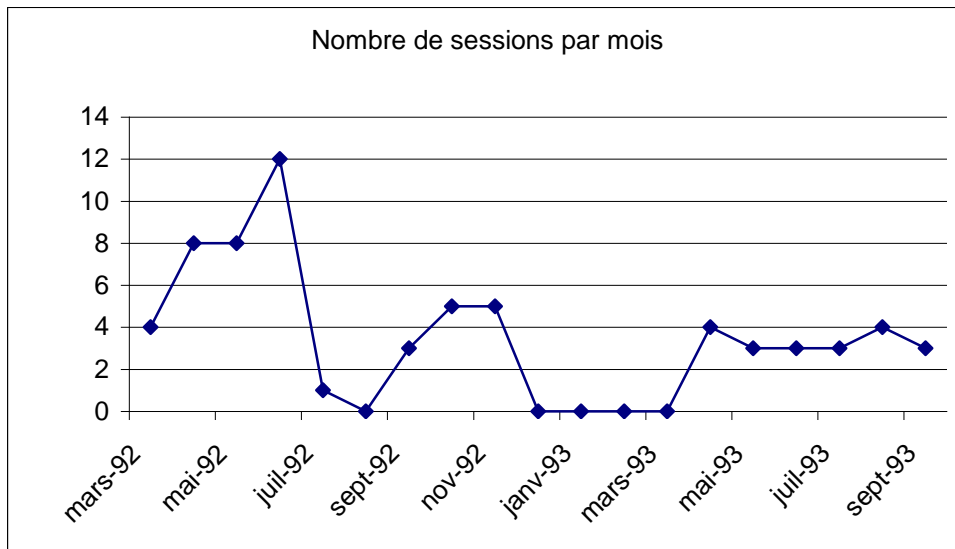


Figure 11 : nombre de sessions de capture par mois

L'année de naissance des individus (naissances à l'automne) peut être apportée pour la plupart des individus (mis à part les vieux adultes) ainsi que pour certains d'entre eux le sexe (57 mâles, 64 femelles et 208 juvéniles non-sexés). Ceci permet de modéliser le survie mensuelle des individus en fonction de leur âge (année). Toutefois, compte tenu de la taille du jeu de donnée, il n'est pas envisageable de mettre en évidence des différences de survie mensuelles. Nous forçons donc toutes les estimations mensuelles entre octobre 91 et octobre 92 à être identiques, de même qu'entre octobre 92 et octobre 93. Ceci permet de proposer des survies annuelles pour 3 classes d'âge : 0-1 an ; de 1 à 2 ans et plus de 2 ans.

Résultats

Structure démographique

La structure démographique a été établie à partir des données d'avril à juillet de façon à exclure les nouveau-nés observés à l'automne (septembre à novembre) et rendre la comparaison valide.

Tableau V : Structure démographique de la population au cours des 3 années de suivi

Année	Individus 6-8 mois	Individus plus de 18 mois	Individus plus de 30 mois	Total
1992	90 60.4 %	47 31.54 %	12 8.05 %	149
1993	102 73.38 %	19 13.67 %	18 15.15 %	139
2009	25 75.76 %	5 15.15 %	3 9.09 %	33

Toutes années confondues, on constate l'importance dans cette population de la fraction juvénile (individus nés à l'automne précédent) et sub-adulte (individus dans leur deuxième saison d'activité). Les individus de moins de un an représentent en effet entre 60 et 75% de l'effectif (nombre d'individus différents capturés), les individus de 18 mois et plus entre 13 et 31 % et la fraction mature (plus de 30 mois) à peine 8 à 15 % de l'effectif. **La population est donc très jeune, avec un fort renouvellement des classes d'âge.** La comparaison inter années ne peut se faire qu'entre 1992 et 1993 en raison des trop faibles effectifs de 2009. Pour ces deux années, un test de Chi2 montre une répartition des classes d'âges significativement différente ($p = 0,0012$), caractérisée par l'abondance d'individus de plus de 18 mois et la faible représentation des individus adultes en 1992. Cette différence de structure entre 1992 et 1993 n'a pas d'explications évidentes. 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.

Effectif de la population.

Le jeu de données utilisé pour 1992 est constitué des individus capturés depuis la première session (13/03/1992) jusqu'à celle de juillet (22/07/1992) comprise. Les individus situés en dehors des limites du quadrat de 2009 ont été écartés. **Le jeu de données pour 1992 est donc de 149 individus.** En 1993, le jeu de données est constitué de 139 individus capturés entre le 9/4/1993 et 13/7/1993. **En 2009, le jeu de données est constitué de 35 individus** capturés entre le 27/3/2009 et le 7/7/2009.

Du fait de la nature du site, la population ne peut pas être considérée comme fermée (CloseTest, Stanley & 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, le jeu de données atteste d'un biais chez les juvéniles. Il s'agit d'un phénomène de *trap-dependence* découlant de taux de captures surreprésentés pour cinq individus. Les estimations d'effectifs ont été faites avec le logiciel CAPTURE (White & 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.

Plusieurs modèles ont été testés. Dans ce qui suit, seules les valeurs des modèles M(o) et M(t) ont été retenues (tableau 4 et 5). 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 (capture sous les pierres, indépendantes du statut ou de l'activité des lézards). 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 cas présent, **nous nous intéressons surtout à une comparaison entre année** : les valeurs d'effectifs en tant que telles ne sont donc pas l'objectif recherché, mais bien les différences entre années. La population étant une population ouverte sur l'extérieur, les valeurs estimées ne correspondent sans doute pas à la réalité (tableaux).

Tableaux VI et VII : Effectifs de la population au cours des 3 années selon le modèle $M(o)$

années	Effectif estimé	Int. conf. 95%
1992	158	152-165
1993	228	198-276
2009	39	37-49

Effectifs de la population au cours des 3 années selon le modèle $M(t)$:

années	Effectif estimé	Int. conf. 95%
1992	157	153-166
1993	222	193-267
2009	39	37-46

Toutes classes d'âge confondues, **la population étudiée se situerait entre 152 et 276 individus dans les années 1992 et 1993, et entre 37 et 49 individus pour l'année 2009** (tous modèles confondus). Quel que soit le modèle ($M(0)$ ou $M(t)$), les valeurs obtenues pour les années 92 et 93 apparaissent très supérieures aux valeurs obtenues en 2009. La comparaison 92-93 versus 2009 fait apparaître une forte baisse des effectifs, puisque l'on passe, selon le modèle constant, **d'un effectif estimé compris entre 153 et 267 individus à un effectif compris entre 37 et 46 individus, soit une chute de la population comprise entre 76 et 83 %**.

Si l'on effectue les calculs en distinguant les classes d'âge (jeunes = ind < 1 an, AD = ind > 30 mois, Sub-ad = ind > 18 mois) le modèle $M(t)$, donne un effectif moyen de 60 individus adultes et sub-adultes en 92, et 65 individus en 93 et un effectif juvénile (< un an) de 97 individus en 92 et 119 individus en 93, 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 93, ce qui indique un fort recrutement dans la population. En 2009, le nombre de lézards est trop faible pour pouvoir calculer des effectifs en séparant les classes d'âges.

Tableau VIII : Effectif de la population selon le modèle $M(t)$, pour les seules classes d'âge adulte et sub-adulte (individus > 18 mois)

années	adultes et sub-adultes	Int. conf. 95%
1992	60	60-65
1993	65	48-103
	jeunes	
1992	97	93-106
1993	119	102-149

Densité de population

Les estimations d'effectif (toutes classes d'âges) rapportées à la superficie du site (28.5 ha) fournissent des **densités à l'hectare de 5,5 lézards en 92, 7,8 lézards en 93 et 1,3 lézards en 2009**.

Estimation des taux de capture

Le nombre de lézards capturés par mois apparaît très variable (figure 12), malgré une méthodologie de prospection homogène sur toute la période de suivi (mêmes observateurs, même couverture du quadrat). Ceci tient à l'activité des animaux, très variable au cours des saisons, avec un optimum au printemps de mi-avril à juin), une activité réduite en été (juillet août), et nulle à quasi nulle en hiver (janvier à mars).

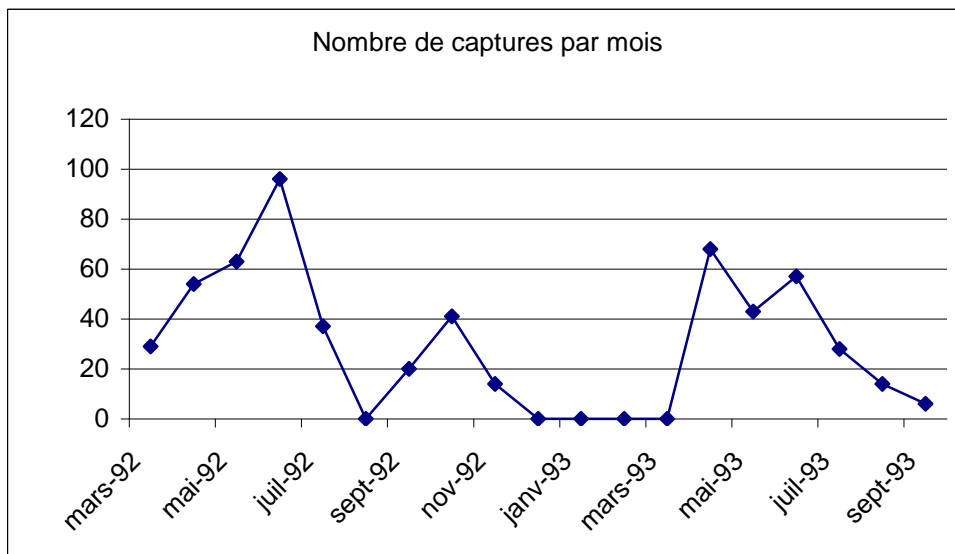
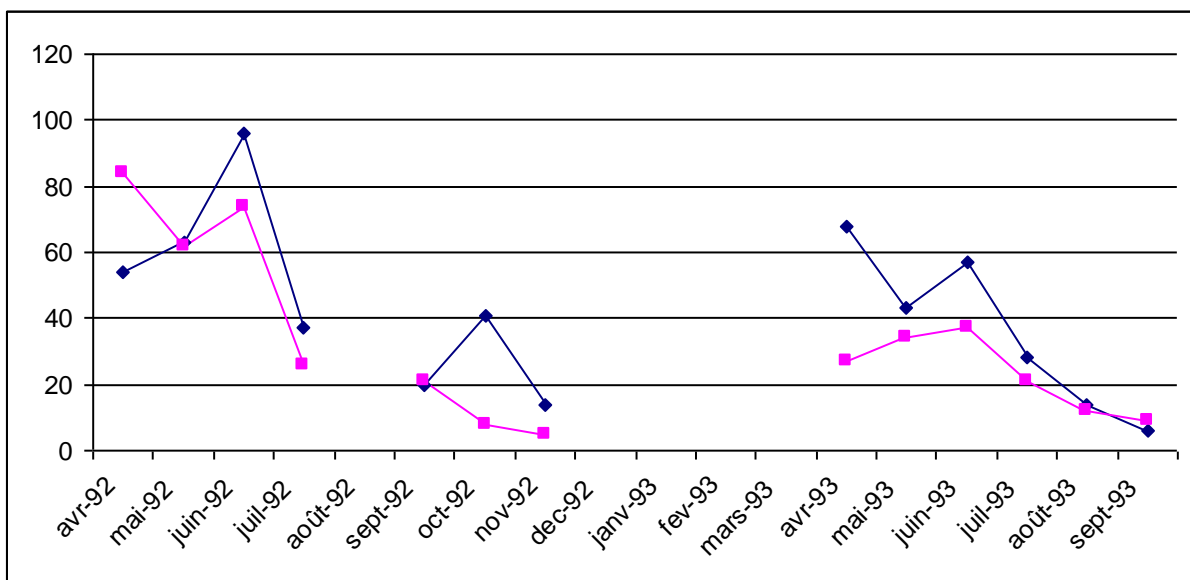


Figure 12 : nombre de lézards capturés par mois

L'estimation des taux de capture individuels montre que ceux-ci ne sont que pour partie expliqués par l'effort de capture (tableau 9, figure 13), notamment en octobre, qui est la période de forte abondance des nouveau-nés. Ces taux sont maximaux en début de saison (avril, mai et juin où ils fluctuent entre 62 et 84 % en 1992) et minimaux en juillet, août, septembre et octobre où ils fluctuent entre 9 et 26 %).

Tableau IX : estimation des taux de capture individuel (%) au fil des mois.

mois	nbre captures	estimation	limite inf	limite sup
avr-92	54	0.84	0.57	0.95
mai-92	63	0.62	0.45	0.76
juin-92	96	0.74	0.58	0.85
juil-92	37	0.26	0.17	0.36
août-92	0	-	-	-
sept-92	20	0.21	0.13	0.34
oct-92	41	0.08	0.03	0.18
nov-92	14	0.05	0.02	0.12
dec-92	0	-	-	-
janv-93	0	-	-	-
fev-93	0	-	-	-
mars-93	0	-	-	-
avr-93	68	0.27	0.16	0.42
mai-93	43	0.34	0.24	0.46
juin-93	57	0.37	0.25	0.50
juil-93	28	0.21	0.13	0.33
août-93	14	0.12	0.06	0.22
sept-93	6	0.09	0.04	0.20

**Figure 13** : évolution mensuelle du nombre de capture (courbe bleue) et du taux de capture individuel (courbe mauve)

Estimation des taux de survie

Les taux de survie obtenus pour le modèle à trois classes d'âge sont les suivant :

De 0 à 1 an : **0.03** (IC : 0.01-0.08)

De 1 an à 2 ans **0.14** (IC : 0.06 -0.24)

Après 2 ans : **0.35** (IC : 0.18 – 0.54)

La survie des juvéniles est donc très basse puisque de seulement 3 %, faible chez les sub-adultes (14 %) et plutôt basse chez les adultes (35 %). Les intervalles de confiance de ces estimations sont satisfaisants pour les classes juvénile et sub-adulte en raison d'un jeu de données conséquent. Ils sont en revanche médiocres pour la catégorie adulte compte tenu du petit nombre d'individus suivis durant la période d'étude (entre 18 et 54 %).

Discussion

Evolution des effectifs

La population de lézards ocellés de Peau de Meau a vu ses effectifs décroître de façon importante entre le début des années 1990 et la période actuelle. **Les effectifs toutes classes d'âge confondus sont en effet passés d'un effectif estimé compris entre 153 et 267 individus à un effectif compris entre 37 et 46 individus, soit une chute de la population comprise entre 76 et 83 %.** Dans le même temps, les densités ont chuté de 5,5-7,8 ind/ha à 1.3 ind/ha. Cette chute des effectifs ne semble pas s'être traduite par une modification des structures démographiques, celles-ci étant visiblement inchangées entre les deux périodes. **Ceci indique que la chute des effectifs ne résulte pas d'un problème de natalité ou de fécondité.**

Dans le cas de Peau de Meau, la nature de l'habitat ne peut être invoquée puisque le site, protégé depuis 1988, est resté identique à lui même au cours de la période considérée.

Il est important de souligner que cette chute de population ne s'est pas faite de façon progressive, mais bien de façon brutale, ceci aux alentours des années 1995. Dans ces conditions, il est difficile d'invoquer des causes à évolution lente telles que l'augmentation de certains prédateurs (faucon crécerellette, héron garde-bœufs...) ou des changements mineurs de l'habitat (surpâturage par exemple). La stabilité des structures démographiques et la relative longévité des adultes suggèrent en outre des dynamiques naturelles plutôt stables ou du moins, peu sujettes à de fortes variations d'effectifs.

Plusieurs hypothèses peuvent alors être invoquées : effet d'une épizootie, accidents climatiques, effet des produits anti-parasitaires administrés aux troupeaux. L'hypothèse d'une épizootie a dans un premier temps été retenue. Le fait que cette brusque chute d'effectif n'ait pas été constatée ailleurs en France et que près de 16 ans après, la population n'ait pas retrouvé ses effectifs est en défaveur de cette hypothèse.

L'hypothèse de fluctuations de populations liées aux conditions climatiques mérite d'être évaluée. Pour l'instant, on connaît peu de cas de fortes fluctuations de populations chez les reptiles liées à des fluctuations climatiques. Ceci tient à la fois aux fortes capacités de résistance de ces animaux (arrêt de l'activité lorsque les conditions climatiques deviennent défavorables, que ce soit en période hivernale comme en période estivale) et à leur durée de vie qui « tamponne » les fluctuations annuelles de fécondité ou de survie juvénile.

L'hypothèse relative à l'action des produits anti-parasitaires administrés aux troupeaux demande à être approfondie. On sait en effet que le lézard ocellé est un grand consommateur de coléoptères terricoles, et tout spécialement de coléoptères coprophages. Ce type de proies représente habituellement plus de 50 % des proies dans les analyses conduites sur le sujet (Thirion et al. 2009), alors qu'il n'est que de 26.3 % dans le régime alimentaire actuel du lézard ocellé en Crau (Tatin et al. 2012). Il est donc possible que la réduction de ce type de proies soit consécutive à l'arrivée de nouveaux modes de traitements anti-parasitaires, et par là même, à l'origine de la chute du lézard ocellé en Crau. Les densités observées aujourd'hui seraient alors ajustées aux disponibilités alimentaires actuelles du milieu.

Estimation des taux de capture et des taux de survie

L'estimation des taux de capture individuels montre que ceux-ci ne sont que faiblement reliés à l'effort de capture, mais plutôt au rythme d'activité des lézards. Ceci indique que l'effet observateur est faible dans ce cas de figure, ce qui s'explique par la méthode de capture, qui repose à presque 100 % sur la découverte d'individus inactifs ou réfugiés sous les pierres.

Comme attendu, le taux de capture individuel est élevé au printemps (84 % et 27 % en avril 1992 et 1993 respectivement, puis de 62 et 34 % en mai 1992 et 1993, et de 74 et 37 % en juin 1992 et 1993), faible en été (26 et 21 % en juillet 1992 et 1993, 12 % en août 1993) et en automne (8 % en octobre 1992). Ceci indique que pour des opérations de capture à but scientifique ou conservatoire, la période la plus adaptée se place durant les mois d'avril, mai et juin.

L'estimation des taux de survie montre des valeurs particulièrement basses pour un lézard de la taille du lézard ocellé. Les valeurs obtenues sont en effet plus à rapprocher de valeurs connues chez les petits lézards (lézard des murailles par exemple) que chez un lézard de grande taille. Ceci peut avoir deux explications non exclusives : une forte prédation due à la nature du milieu ou une sous-estimation des taux de survie due à « l'ouverture » de la population. La forte prédation peut-être une explication valable dans la mesure où les lézards ocellés de Crau sont très exposés en raison du peu de caches disponibles et des forts risques encourus lorsque les lézards se déplacent à découvert pour s'alimenter ou rejoindre un abri proche. Par ailleurs, de nombreux rapaces fréquentent la plaine de la Crau. La prédation par les couleuvres (couleuvre de Montpellier notamment) peut également être incriminée compte tenu de l'abondance de ce prédateur en Crau et du faible nombre de caches réellement efficaces pour les lézards vis-à-vis de ce prédateur. La seconde hypothèse peut fortement biaiser les valeurs de survie obtenues car les estimations de survie par marquage-capture-recapture ne permettent pas de séparer la mort effective d'un individu de sa mort virtuelle par disparition de la zone d'étude (émigration définitive ou temporelle en dehors des limites du quadrat). Le fait que le quadrat soit de relative petite taille par rapport à la mobilité des animaux, et parfaitement ouvert sur l'extérieur (milieux favorables tout autour du quadrat) implique la perte de nombreux individus par simple émigration en dehors des limites du site d'étude. Malheureusement, il n'est pas possible de savoir quelle est la part respective de ces deux facteurs dans les forts taux de mortalité constatés en Crau.

Chapitre III

Proposer des hypothèses permettant de comprendre les causes du déclin de la population de Crau

« Les difficultés de communication sont évidentes au sein du triptyque conservateurs / éleveurs / vétérinaires. Les causes en sont multiples. Les tensions semblent exacerbées par les difficultés économiques de la filière qui peuvent engendrer de véritables conflits d'intérêts ». P.-J. Robert (2011)

Le constat

Le déclin spectaculaire de la population de lézards ocellés sur le site de Peau de Meau (chute de près de 80 % des effectifs) soulève la question de son déterminisme. Ce déclin s'est manifesté aux alentours des années 1995, soit quelques années après l'étude menée sur le site (1992-1993). Il a également été constaté à une échelle plus large (Crau centrale) par un ensemble de naturalistes fréquentant la Crau de longue date. Des déclin similaires ont par ailleurs été rapportés en Espagne, dans des zones fortement pâturées (José Mateo, com. Pers.). La non reconstitution des effectifs près de 15 ans après sa mise en évidence suggère qu'il s'agit d'un phénomène profond et non conjoncturel.

A partir du milieu des années 1990, la mise en évidence d'effets délétères sur l'entomofaune des produits vétérinaires administrés aux troupeaux (voir Lumaret et al. 2012 pour une synthèse sur les effets de produits antiparasitaires sur la faune non cible) a amené à se poser la question des effets possibles de ces produits sur l'entomofaune de la Crau, coléoptères coprophages essentiellement.

Les produits antiparasitaires et leurs effets sur l'entomofaune

Les produits administrés aux ovins visent à combattre des maladies dues à des parasites internes : Trichostrongylose, Coopérose, Nématodirose, Ostertagiose, Hémonchose, Oesophagostomose, Bunostomose, Strongylose, strongles pulmonaires, Moniezia, Stilsia, Faciolose, Paramphistomose, ou externes : Hypodermose, Pédiculose, Acariose, Gales, Dermatomyose (Champignons).

Plusieurs familles de produits regroupant plusieurs types de matières actives ont été mis au point pour lutter contre ces parasitoses :

- Les **anthelminthiques** (vermifuges strictes) agissent sur les parasites internes des animaux tels que les nématodes gastro-intestinaux et les strongles pulmonaires et sont habituellement administrés au printemps, puis une à deux fois jusqu'à l'automne.

- Les **ectocides** agissent sur les parasites internes des animaux, incluant poux, tiques, mouches piqueuses et acariens. Ils sont généralement administrés l'été.
- Les **endectocides** agissent à la fois sur les parasites internes et externes et sont utilisés aux mêmes périodes que les anthelminthiques.

La famille des lactones macrocycliques constitue le groupe des endectocides et comporte trois grands groupes de molécules : les avermectines, les milbémycines et les Spinosynes.

Les endectocides ont révolutionné le monde des antiparasitaires, notamment celui des vermifuges. En effet, ils possèdent un large spectre d'action, agissent sur une longue période, à de faibles doses, et sont proposés sous des modes d'administration variés, faciles à appliquer et à des prix attractifs. Ils sont aussi très bien tolérés par les herbivores, offrant ainsi de grandes marges de sécurité dans leur utilisation. L'application de ces composés est responsable d'une réduction de l'activité puis d'une paralysie chez les arthropodes et les nématodes. Les parasites ne pouvant plus s'alimenter meurent. L'ivermectine, principal représentant des avermectines, était en 1996 le premier médicament vétérinaire vendu dans le monde. Très néfaste pour la faune coprophage, il a été retiré du marché français en 2005.

Les traitements antiparasitaires se font le plus souvent de manière préventive et systématique, avec des produits à large spectre. Ceci s'explique par le fait que :

- les traitements permettent de faire l'impasse sur les modes de prévention ancestraux : gestion du troupeau et des parcelles notamment ;
- la rapidité du traitement permet d'importants gains de temps ;
- la connaissance des effets écologiques des traitements systémiques par les vétérinaires et les agents d'encadrement est faible et peu prise en compte par la majorité des vétérinaires ;
- les enjeux économiques relatifs à la vente de produits antiparasitaires sont considérables.

Les modes de traitements sont multiples : piqûre intra musculaire ou sous-cutanée, produit versé sur la peau (système « pour-on »), bolus (capsule intra-rumen diffusant la matière active en continu ou de manière discontinue).

Les effets sur la faune non cible

Ils sont à présent bien documentés dans une grande partie du monde et sur un grand nombre d'organismes (voir Lumaret et al. 2012). Toutefois, hormis le cas de l'Ivermectine et dans une moindre mesure le cas de la Moxidectine et de la Doramectine, l'effet de ces produits sur la faune non cible reste peu étudié.

Les Avermectines (Ivermectine, Abamectine, Eprinomectine, Doramectine, Aversectine, Selamectine, Emamectine benzoate) ont des effets reconnus plus ou moins marqués sur les algues, les champignons, les bactéries, les papillons de nuit (« mites »), Hyménoptères, Diptères, Collembolés, Isopodes, vers de terre, crustacés, mollusques, poissons.

Les Milbémycines (moxidectine) ont été moins étudiées de ce point de vue du fait de leur toxicité moindre. Les effets sur la faune non cible ne sont pas avérés à ce jour.

Les Spinosynes sont principalement utilisés pour combattre les chenilles, papillons et coléoptères ravageurs des fruitiers et cultures maraîchères. Ils présentent un risque réduit par rapport à bien d'autres insecticides classiques notamment pour les oiseaux et les

mammifères. En revanche, ils représentent un risque élevé pour les poissons et sont nocifs pour la plupart des insectes.

La dégradation dans le sol ou dans les déjections animales de l'ivermectine est variable (demi-vie du produit), selon le mode d'administration notamment. Elle serait de l'ordre de 91 à 217 jours en hiver et de 7 à 14 jours en été.

Les études comparatives réalisées entre les avermectines et les moxidectines montrent clairement la faible toxicité de cette deuxième famille de produits par rapport à la première.

Les études réalisées en nature indiquent que la toxicité des produits antiparasitaires sur la faune non cible décroît de façon notable selon l'ordre suivant : doramectine (DOR) > ivermectin (IVM) > éprinomectine (EPR) > moxidectine (MOX et milbemycine).

Tous ces produits font l'objet de recommandations précises quant à leur utilisation : période de traitement, contention du troupeau durant une durée variable etc. Ces recommandations sont rarement suivies du fait des contraintes qu'elles amènent à l'éleveur.

Que sait-on sur les modes de traitements administrés aux troupeaux de moutons de Crau ?

Une enquête menée en 2006 sur les pratiques sanitaires appliquées au cheptel de Crau livre quelques éléments sur les traitements vétérinaires administrés aux troupeaux. Cette enquête a été conduite par le Groupement de Défense Sanitaire des Bouches-du-Rhône qui rassemble au sein d'une association 70 % des éleveurs ovins et caprins du département sous la direction d'un docteur vétérinaire-conseil. Elle a été menée auprès de 37 éleveurs ovins pâturant essentiellement dans la Crau, via une fiche enquête que devait remplir les éleveurs.

Produits utilisés, mode de traitement

Les molécules utilisées dans les traitements sont essentiellement de la famille des Benzimidazoles (43 % des réponses), des Salicylanilide (24 % des réponses), Imidazothizole et Triclabendazole (1,75 des réponses), Mylbémeycine (15,8 %) et Avermectine (1,75 des réponses).

Les Avermectines sont très peu utilisées en traitements antiparasitaires internes. Elles le sont plutôt contre les parasites externes. Dans les élevages enquêtés, 14 ont effectué des traitements contre la gale au cours des deux années de l'enquête.

L'enquête révèle l'utilisation du Dectomax (Doramectine) dans 20 % des cas en automne et 20 % des cas en juin. La Cydectine (moxidectine) est utilisée dans 40 % des cas en automne et 20 % des cas en juin. L'Ivomec (ivermectine), n'est pas donné comme un produit utilisé en Crau. Ces éléments montrent que si une partie importante des troupeaux est traitée avec des produits considérés comme peu dangereux pour la faune non cible (Moxidectine), 20 % d'entre eux sont traités en automne et en juin avec un produit réputé dangereux (Doramectine). Ce produit est en effet donné comme le plus néfaste pour l'entomofaune dans l'étude de Finnegan et al. (1997). L'enquête auprès des éleveurs de Crau précise que 40% des injections contre la gale se font avec Dectomax qui est à base de doramectine. Ce produit présente un problème de toxicité aiguë par les

résidus excrétés dans les fèces des animaux et par son action écotoxique plus d'un mois après l'injection.

Bien que la phénologie des traitements réduise les risques écotoxiques (le Dectomax est peu utilisé aux périodes sensibles pour les insectes coprophages), l'enquête recommande de sensibiliser les éleveurs de délaissier le Dectomax au profit d'injections à base de milbémycines.

Une autre enquête réalisée sur les troupeaux en alpage dans la Drôme indique que 2/3 des troupeaux de moutons sont traités avec des produits peu nocifs pour l'entomofaune (benzimidazoles ou salicylanilides) ce qui laisse 1/3 des troupeaux traités avec des produits dangereux (de la famille des avermectines).

L'enquête menée en Crau indique que la durée de toxicité des produits employés est de l'ordre de 3 semaines maximum pour la doramectine et de 2 à 3 semaines pour l'éprinomectine administrée en « pour on ». Aucune donnée n'existe pour l'abamectine. Il ne paraît pas y avoir de différence notable concernant les présentations buvables ou injectables. Les résidus écotoxiques semblent cependant plus importants juste après le traitement pour la présentation « pour on ».

Les périodes de traitement ne sont malheureusement pas connus avec précision car la fiche enquête utilisée en Crau ne contient pas de rubrique sur ce point. Il est précisé toutefois que les traitements du mois de juin sont pratiqués peu de temps avant le départ en montagne. Ceci semble confirmé par l'enquête portant sur les pratiques sanitaires dans la Drôme (<http://adem26.files.wordpress.com/2012/04/pratiques-anti-parasitaires-en-alpage-et-insectes-coprophages.pdf>) qui indique que 47 % des troupeaux sont déparasités quelques jours avant la montée en estive.

En conclusion, le niveau de connaissance actuel sur la question reste faible et insuffisant pour se prononcer sur la non nocivité des antiparasitaires utilisés en Crau. Il convient à ce propos de rappeler que l'enquête menée auprès des éleveurs date de 2006, soit un an après l'interdiction de certains produits. Or le déclin du lézard ocellé en Crau remonte aux années 1995, soit 10 ans après la prise de conscience de la dangerosité de ces produits. On peut donc faire l'hypothèse que la faune des coprophages de Crau a été considérablement réduite à ce moment-là, et qu'elle n'a pas réussi à se reconstituer depuis, pour des causes qui restent à élucider : déclin des espèces en dessous d'un seuil de viabilité des populations, persistance de traitements néfastes aux coléoptères (Doramectine en particulier).

La faune entomologique de la Crau

Compte tenu de ce qui précède, il aurait été particulièrement important de disposer d'un état de l'entomofaune de la Crau antérieur aux années 1990, de façon à évaluer les évolutions des espèces sur le plan qualitatif et quantitatif. Malheureusement, la seule étude dont on dispose est celle de Bigot et al. (1983) qui, bien que très riche, ne permet pas de répondre à la problématique posée.

L'étude de Bigot et collaborateurs fourni une image synthétique des invertébrés de la Crau, tant sur le plan de la diversité taxonomique, de la structuration trophique des peuplements, des abondances relatives et de la phénologie des principaux groupes.

L'étude de Fadda (2007) vise quand à elle à quantifier l'impact des changements d'usage des terres sur les communautés de Coléoptères terricoles, notamment à la suite de mise en culture ou d'abandon du pâturage. Ces deux études ne s'intéressent pas aux coléoptères coprophages et n'abordent pas la question des produits antiparasitaires.

L'étude de Bigot montre l'importance des coléoptères en terme de diversité et de biomasse, puisque celle-ci atteint 591 g/ha, soit une valeur supérieure à celle des orthoptères (517 g/ha). Elle mentionne une espèce de Scarabeidae coprophage: *Onthophagus ovatus* qui apparaît dans les relevés avec une fréquence comprise entre 25 et 10 % et une abondance relative inférieure à 2 %. On ne sait pas ce qu'il en est aujourd'hui de la fréquence de cette espèce.

Le travail de Fadda porte sur les seuls coléoptères. Il indique que les quatre familles les plus riches sont les Curculionidae (52 espèces), les Taphylindae (37), les Carabidae (35) et les Chrysomelidae (29). Trois espèces représentent à elles seules 60 % des captures : *Poecilus sericeus* (Carabidae plutôt carnassier, détritivore) *Asida sericea* (Tenebrionidae) et *Coniocleonus nigrosuturatus* (Curculionidae). Les coléoptères les plus communs de Crau ne sont donc pas des coléoptères coprophages. Les Scarabeidae et les Aphodiidae (espèces coprophages) sont représentée par 13 espèces, mais sont très minoritaires en terme d'abondance (1.3 % des Coléoptères).

Ces travaux ne permettent donc pas de se prononcer sur l'abondance passée des coléoptères coprophages en Crau. On notera simplement la très faible représentation de ce groupe dans l'étude de Fadda eu égard à l'importance du cheptel ovin.

On notera également que le régime alimentaire du lézard ocellé de Crau (Tatin et al. 2012) ne comporte qu'une faible proportion de coléoptères (26.7 % des proies identifiées alors que la moyenne est de 53.9 % dans 24 régimes alimentaires de France, Espagne et Portugal) bien que ce groupe était majoritaire en biomasse lors de l'étude de Bigot par rapport à l'ensemble des arthropodes de Crau. Par ailleurs, on notera que les coléoptères coprophages ne constituent que 2.1 % des proies du lézard ocellé et ne sont représentés que par 7 espèces.

Réglementation

Une Directive européenne subordonne les autorisations de mise sur le marché (AMM) des produits vétérinaires à une étude préalable de l'impact de ces derniers sur la faune des insectes non-cibles de l'écosystème (Directive 93/40/CEE du Conseil du 14 Juin 1993 modifiant les Directives 81/851/CEE et 81/852/CEE relatives aux législations des Etats membres sur les médicaments vétérinaires).

Préconisations en termes de gestion des troupeaux

Dans son étude sur les réserves catalanes, P-J Robert fait un certain nombre de préconisations à destination des éleveurs et des vétérinaires :

« l'utilisation des avermectines devrait être proscrite au moment de l'émergence des insectes (printemps en plaine, début d'été en altitude) à la fois parce qu'il a été montré que les insectes adultes sont plus sensibles lorsqu'ils sont jeunes et parce que cette période (fin

de la « saison froide ») est celle où se côtoient, dans les excréments, le plus grand nombre d'espèces.

Il convient également de préserver le potentiel thérapeutique des endectocides qui constituent la dernière génération de produits à usage anthelminthique. La question des résistances susceptibles d'apparaître chez les parasites est aigüe pour la moxidectine, seule milbémycine actuellement disponible. Elle se pose déjà pour les avermectines. Cela impose d'administrer les produits avec discernement en évitant qu'un usage systématique exerce une trop forte pression de sélection sur les parasites. Les coprologies devraient donc précéder les traitements éventuels. Les traitements systématiques devraient être réservés aux cohortes d'animaux identifiés comme « vulnérables » (par exemple, les jeunes animaux). Tout traitement devrait s'accompagner d'une réflexion sur l'origine de l'infestation (pour tenter d'y remédier) et devrait prendre en compte le risque d'une dissémination massive des parasites consécutive au traitement (de nombreux oeufs de parasites peuvent être émis lors de la mort des adultes).

En évaluant à sa juste mesure le parasitisme gastro-intestinal, on se donne les moyens de mieux le traiter et l'on sort de la « logique endectocide » pour s'autoriser le recours à une gamme plus étendue de produits (comme, par exemple, les anthelminthiques du groupe des benzimidazoles dont le spectre est moins large mais dont l'administration n'a pas d'effets connus sur les bousiers) ».

En conclusion de l'enquête menée en Crau, il est proposé de « limiter significativement les effets négatifs des endectocides en maintenant les animaux vermifugés dans un milieu restreint et/ou clos (bergerie par exemple) et de détruire les bouses émises durant les jours où le niveau d'excrétion est maximal ».

Comment améliorer nos connaissances sur le sujet ?

L'intérêt d'une étude approfondie sur les conséquences des traitements antiparasitaires va bien au-delà de la seule réserve naturelle de Crau et du lézard ocellé. Elle concerne la préservation de l'entomofaune en général et le fonctionnement des écosystèmes dans leur ensemble.

Dans son article de synthèse J-P. Lumaret propose :

- 1/ d'améliorer la connaissance pharmaceutique et toxicologique des produits mis sur le marché de façon à mieux évaluer les risques environnementaux de ces produits ;
- 2/ de réaliser des études à différents niveaux : laboratoire, semi-champ et champ en suivant les directives de test standard ;
- 3/ relier les connaissances écologiques (par exemple de dynamique des populations des espèces cibles) avec une évaluation des risques écotoxicologiques pour les espèces non-cibles.

Ces propositions se heurtent toutefois à de nombreuses difficultés : faible positionnement des laboratoires universitaires sur ces questions (et encore moins des laboratoires pharmaceutiques !), faibles moyens accordés à cette problématique, difficultés à associer le monde de l'élevage et les vétérinaires à de telles études.

Idéalement, il conviendrait en effet de mener des études comparatives en nature, ce qui suppose de disposer de troupeaux témoins non traités (ou dont les traitements peuvent être contrôlés et programmés) évoluant dans les mêmes conditions que des troupeaux traités. A cela s'ajoute la difficulté, aujourd'hui du moins, de trouver des espaces naturels n'ayant jamais été concernés par l'usage de produits antiparasitaires, car rien ne dit que la faune des coléoptères coprophages peut se reconstituer après arrêt des traitements.

Concernant la Crau, il serait important de mieux connaître la nature des produits passés et actuels administrés aux moutons, les périodes de traitement, les doses appliquées, les techniques d'application, les lieux de traitements. Une telle enquête peut difficilement être confiée aux éleveurs pour des raisons évidentes d'indépendance des résultats. Des analyses coprologiques indépendantes pourraient apporter des réponses à ces questions.

En laboratoire, il serait important de tester la toxicité des produits utilisés en Crau, en prélevant du crottin de mouton de Crau à différentes périodes de l'année, qui serait administré à des coléoptères coprophages détenus en élevage contrôlé.

Au champ, il pourrait être envisagé de développer un partenariat avec un éleveur acceptant d'appliquer à son troupeau un cahier des charges précis, tenant compte des préconisations formulées par les entomologistes spécialistes de ces questions.

Références bibliographiques sur le lézard ocellé

- BELLERA F., 1993. Croissance comparée de *Lacerta lepida* Daudin 1802 (Sauria, Lacertidae) dans diverses parties de son aire de distribution. Mémoire d'initiation à la recherche, École Pratique des Hautes Études, Montpellier, 30 pp.
- BISCHOFF W., CHEYLAN M., BÖHME W. 1984. *Lacerta lepida* Daudin, 1802 - Perleidechse. Pp. 181-210. In: Böhme. W. (Ed.). Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. 2/I: Echsen (Sauria) II (Lacertidae II: Lacerta). Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Chabanier O., Renet J., Besnard A. & 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.](#)
- Chapelin-Viscardi J.D., Ponel P., Renet J. & 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 : 49-59.
- Cheyland M. et P. Grillet (2003) – Le lézard ocellé en France. Un déclin inquiétant. Le Courrier de la Nature, 205 : 25-31.
- Cheyland, M. et Grillet, P. 2004 – *Le Lézard ocellé*. Eveil Nature. Editions Belin. 95 p.
- Cheyland M. & A. Cluchier (2004) – Statut actuel et passé du lézard ocellé sur l'île de Porquerolles. Rapport Parc National de Port-Cros.
- Cheyland M. et P. Grillet (2005) Statut passé et actuel du lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidés) en France. Implication en terme de conservation. Vie et Milieu, 55 (1) :15-30.
- Cheyland M. & P. Grillet (2010) – Le lézard ocellé, In Vacher J-P. & P. Geniez (coords.) « les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse », Biotope, Mèze (collection Parthénope) ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 387-393.
- Cheyland M., Grillet P. & F. Doré (2011) - Dynamique populationnelle du lézard ocellé. In J. Thompson & P. Gauthier « Activités humaines et dynamique de la biodiversité en région méditerranéenne ». CEFÉ, Montpellier : 25-26.
- Doré F., Grillet P., Thirion J-M., Besnard A. & M. Cheyland (2011) - [Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard \(*Timon lepidus*\) population on Oleron Island. *Amphibia-Reptilia*. 32: 159-166.](#)
- Doré F., Grillet P., Thirion J-M., Besnard A. & M. Cheyland (2011) - [Premiers résultats d'un suivi à long terme sur une population de lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron. *Revue d'Ecologie*, 66 : 1-10.](#)
- Deso G., Dusoulier F., Bence S. & M. Cheyland (2011) - Distribution du Lézard ocellé *Timon lepidus lepidus* (Daudin, 1801) dans la Haute vallée de la Durance (Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur). Bull. Soc. Herp. France, 137 : 43-50.
- Grillet P., Cheyland M. & F. Dusoulier (2006) – Evolution des habitats et changements climatique: quelles conséquences pour les populations de lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Saurien, Lacertidés) en limite nord de distribution ? *Ecologia Mediterranea*. 32 : 63-72.

- Grillet P., Cheylan M., Thirion J.M., Doré F., Bonnet X., Dauge C., Chollet S. & M.A. Marchand (2010) - Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity and Conservation*, 19 (7): 2039-2051.
- Grillet, P., Thirion, J.-M. & M. Cheylan (2010) - Caractérisation de l'activité alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* à partir des fèces sur l'île d'Oléron (littoral atlantique français). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 64 : 255-264.
- MATEO J. A., 2008. Lagarto ocelado – *Timon lepidus*. In: Enciclopedia virtual de lo Vertebrados Espanoles. Carrascal & Salvador (Eds). Mesuo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- PEREZ-MELLADO V., 1998. *Lacerta lepida* Daudin, 1802; In: Salvador A. (Ed.). Reptiles, Fauna Iberica. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, ppp. 198-207.
- Salvidio S., Bologna M. & Cheylan, M. (2011) – *Timon lepidus* Tschudi, 1836. Pp. 440–449. In C. Corti, M. Capula, L. Luiselli, E. Razzetti, and R. Sindaco (Eds.), *Fauna D'italia*, Vol. XIV, Reptilia. Edizioni Calderini de Il Sole 24 Ore, Milano, Italy.
- Tatin L., Renet J. & 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. & P. Ponel 2012. Patron et variations du régime alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* en milieu steppique méditerranéen semi-aride (Plaine de Crau, France). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, vol. 67, 47-58.

Références citées dans le texte

- Anonyme, 2006. Interactions entre agriculture et conservation des populations de chauves-souris en Wallonie. Groupe interuniversitaire de recherche en écologie appliquée. Région Wallone 32 p.
- Bigot L., Chemseddine M. & Delye G., 1983. Contribution a la connaissance de la structure et de la dynamique de la communauté des arthropodes terrestres de la plaine désertique (ou coussou) de la Crau (B. du Rhône). *Biologie – Ecologie Méditerranéenne*, 10 : 119-144.
- Eon L., Buronfosse T ; & A. Wolff, 2006. Enquête sur les pratiques sanitaires appliquées au cheptel. Rapport Life « restauration du vautour percnoptère dans le sud-est de la France » 49 p.
- Fadda, S. 2007. Organisation des communautés de Coléoptères terricoles en écosystème multi-perturbé : le cas des écosystèmes de pelouses sèches. Thèse Université Paul Cézanne, Marseille, France
- Finnegan, P.M., Flanagan, D.P., Gormally, M.J. 1997. Preliminary investigations of *Aphodius* species activity in cattle faeces treated with ivermectin. *Med. Vet. Entomol.*, 11(2),139-142.
- Jacq E. 2007. Impact des produits antiparasitaires sur la faune coprophage des pâtures : bilan et préconisations. Mémoire de Master, Université de Caen.

Lumaret J.P., Errouissi F., Floate K., Römbke J. & Wardh K. 2012. A Review on the Toxicity and Non-Target Effects of Macrocyclic Lactones in Terrestrial and Aquatic Environments *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 2012, 13, 1004-1060.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231–259.

Robert P.J. 2011. Identification de la faune coprophage et des pratiques vétérinaires susceptibles de l'affecter. Évaluation des enjeux en termes de conservation de la biodiversité et de fonctionnement durable de l'activité pastorale. Rapport d'étude pour le compte des réserves catalanes. 69 p.

Tatin L., Chapelin-Viscardi J.D., Renet J., Becker E. & P. Ponel 2012. Patron et variations du régime alimentaire du lézard ocellé *Timon lepidus* en milieu steppique méditerranéen semi-aride (Plaine de Crau, France). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, vol. 67, 47-58.