

Suivi à long terme de la population de Lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron



Florian DORÉ, Pierre GRILLET, Jean-Marc THIRION, Marc
CHEYLAN et Aurélien BESNARD



septembre 2010

Le 29 septembre 2010
à Pont l'Abbé d'Arnoult

Suivi à long terme de la population de
Lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron

Florian DORÉ
Pierre GRILLET
Jean-Marc THIRION
Marc CHEYLAN
Aurélien BESNARD

OBIOS – Objectifs BIOdiversitéS
22 Rue du Docteur Gilbert
17250 Pont l'Abbé d'Arnoult

thirion.jean-marc@sfr.fr
05 46 97 12 38

Résumé

La population de Léopard ocellé sur l'île d'Oléron fait l'objet d'études depuis 13 ans. En 2007, un suivi à long terme a été mis en place. Ainsi 70 placettes de 2500 m² avaient été disposées aléatoirement, au sein de la zone d'étude (de Vertbois à Saint Trojan) stratifié en 6 secteurs.

Durant la première année du suivi, en 2007, la proportion de sites occupés était de 0.76. Le Léopard ocellé était réparti de façon hétérogène sur le cordon dunaire. Les variables environnementales expliquant le mieux l'abondance en Léopard ocellé étaient les terriers de lapins, les trous de rongeurs et les gîtes artificiels. Ce suivi a été renouvelé en 2010 suivant la même méthode, c'est-à-dire la réalisation de 3 visites d'une heure sur chaque placette au cours du printemps. Les analyses de données ont été réalisées sous PRESENCE 3.0 (Beta) et R2.8.1.

La probabilité de détection est de 0.78 (se = 0.05) pour la première visite puis de 0.97 (se = 0.02) pour les deux suivantes. La différence est significative entre un modèle sans variation dans le temps et un modèle avec. La probabilité de détecter l'espèce sur les trois visites, très proche de 1, est de 0.9997 (p = 0.996 en 2007). Les conditions météorologiques associées aux visites n'ont pas eu d'influence sur la probabilité de détection de l'espèce.

Le Léopard ocellé est réparti de façon hétérogène sur la zone avec 58 placettes positives (présence de l'espèce) sur les 70 au total. Ainsi l'occupation naïve ($\Psi_{naïve}$) est de 0.8286. L'occupation calculée par le logiciel PRESENCE 3.0 (Beta) est $\Psi = 0.8288 \pm 0.0451$. Les terriers de lapins et trous de rongeurs sont les variables environnementales expliquant le mieux l'abondance en Léopard ocellé. La population est estimée à environ un millier d'individus.

L'extinction locale de Léopard ocellé est expliquée par la disponibilité en terriers de lapins et trous de rongeurs en 2010. La colonisation est expliquée par les mêmes variables ajoutées aux gîtes artificiels. Ainsi les changements d'occupation et de distribution de la population sont dus à la mise en place de gîtes artificiels et la création de nouveaux terriers de lapins (colonisation) mais également à l'érosion littorale et l'ensablement (extinction). Cette nouvelle année d'étude sur le Léopard ocellé accentue le rôle et l'importance des gîtes et notamment du Lapin de garenne.

La population de Léopard ocellé sur l'île d'Oléron semble globalement stable depuis la réalisation de l'état initial du suivi en 2007 même si de petits changements ont été notés (colonisation et extinction locale de l'espèce sur certaines placettes). Il paraît important de poursuivre les études menées sur la population de Léopard ocellé de l'île d'Oléron. La population de Léopard ocellé sur l'île d'Oléron reste une population fragile de par sa situation isolée et de plus au sein d'une île. La poursuite du suivi à long terme dans les années futures (troisième session prévue au printemps 2013) nous permettra de mieux caractériser l'évolution de la population et d'intervenir le cas échéant face à des menaces identifiées.

La population de Léopard ocellé de l'île d'Oléron est probablement l'une des populations françaises les plus faciles à étudier et à suivre. Il reste encore de nombreuses inconnues. Elle constitue un véritable laboratoire qui peut nous permettre d'acquérir de nombreuses connaissances sur une espèce méditerranéenne dont le statut précaire est aujourd'hui reconnu.

Sommaire

Résumé	2
1. Introduction	4
2. Matériel et méthodes	5
2.1. Localisation de la zone d'étude	5
2.2. Protocole d'étude	6
2.2.1. Stratégie d'échantillonnage	6
2.2.2. Prospection des placettes	8
2.2.3. Variables environnementales	9
2.2.4. Analyses statistiques des données.....	10
3. Résultats	15
3.1. Probabilité de détection de l'espèce	15
3.2. Répartition et occupation	16
3.3. Caractérisation des habitats	17
3.4. Taille de la population	19
3.5. Colonisation et extinction locale	20
4. Discussion	23
4.1. Structure spatiale	23
4.2. Importance des gîtes et du Lapin de garenne	27
4.3. Taille de la population	28
4.4. Perspectives	29
5. Conclusion	31
Bibliographie	32

1. Introduction

La population de Lézard ocellé sur l'île d'Oléron fait l'objet d'études depuis 13 ans. En 2007, un suivi à long terme a été mis en place (Doré *et al.*, soumis ; Grillet *et al.*, 2008 ; Doré *et al.*, 2007). Ainsi 70 placettes de 2500 m² (50x50m) avaient été disposées aléatoirement, au sein de la zone d'étude (de Vertbois à Saint Trojan) stratifié en 6 secteurs (Doré *et al.*, soumis).

Durant la première année du suivi, en 2007, la proportion de sites occupés était de 0.76 (*ibidem*). Le Lézard ocellé était réparti de façon hétérogène sur le cordon dunaire. La taille de la population fut estimée à 516 individus avec un intervalle de confiance compris entre 248 et 783. Suite aux analyses statistiques, les variables environnementales expliquant le mieux l'abondance en Lézard ocellé étaient les terriers de lapins, les trous de rongeurs et les gîtes artificiels. Depuis plusieurs années, la présence de Lapin de garenne paraît être un facteur très important pour la conservation du Lézard ocellé sur l'île d'Oléron (Grillet *et al.*, 2010).

Il a été prévu de renouveler l'étude et le même protocole tous les 3 ans afin de suivre l'évolution de la population au fil du temps. Ainsi la deuxième session du suivi a été réalisée ce printemps 2010. Les objectifs de l'étude sont les suivants :

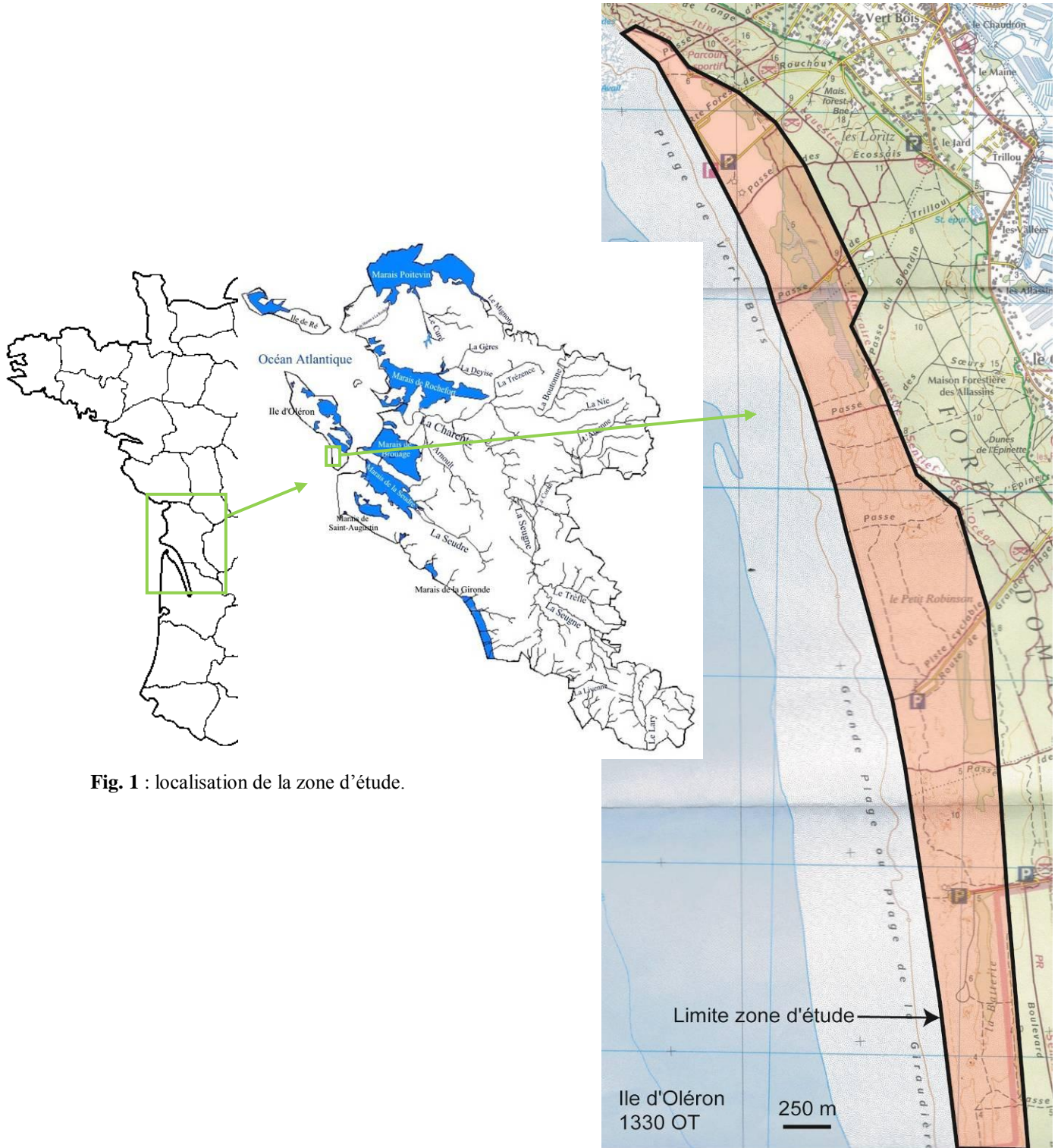
- (i) - étudier la répartition de la population de Lézard ocellé
- (ii) - estimer l'occupation de la population
- (iii) - estimer les taux de colonisation et d'extinction
- (iv) - évaluer les actions de conservation mises en place
- (v) - estimer la taille de la population
- (vi) - expliquer l'abondance en lien avec les variables environnementales
- (vii) - définir une stratégie d'action dans les années futures

Ce présent rapport présente la méthodologie d'étude employée et les résultats collectés au printemps 2010. Ils seront discutés en lien avec l'évolution des habitats, de la population et des résultats de 2007.

2. Matériel et méthodes

2.1. Localisation de la zone d'étude

La zone d'étude se situe au sud de l'île d'Oléron (Fig. 1). Elle couvre une superficie de 140 hectares de cordon dunaire compris entre la passe d'Avail à Vertbois et la passe des Bris à Saint Trojan



2.2. Protocole d'étude

2.2.1. Stratégie d'échantillonnage

De nouvelles méthodes développées récemment permettent d'estimer la probabilité de détection d'une espèce (MacKenzie *et al.*, 2006) ainsi que son abondance (Royle et Nichols, 2003). Ces méthodes se basent sur la répétition de sessions d'observation pour lesquelles on suppose une détection imparfaite des individus, détection qui sera modélisée par la suite. Ces méthodes demandant moins d'effort que des recensements exhaustifs sont bien adaptées pour la situation qui nous occupe.

La méthodologie utilisée dans le cadre de cette étude ne pose pas de difficultés de mise en œuvre. Elle semble plus appropriée que les méthodes de « Distance Sampling » (Buckland *et al.*, 2004) ou de « Capture Marquage Recapture » (Amstrup *et al.*, 2005). Nous avons pu tester le protocole en 2007 et celui-ci s'est révélé efficace. Le Lézard ocellé est relativement facilement détecté. Ainsi, en 2007, la probabilité de détecter l'espèce sur les trois visites si elle est présente était $p = 0.996$ (se = 0.002) (Doré, 2008).

Les 70 placettes de 50x50 mètres mises en place en 2007 ont été à nouveau prospectées en 2010 (Fig. 2). Pour rappel, elles ont été disposées sur les 140 hectares de la zone d'étude de la manière suivante :

- 10 placettes sur chacun des 4 noyaux de population (Vertbois, Zone à Saule des sables, Grand Village et Saint Trojan) soit 40 placettes
- 10 placettes dans les clairières créées par l'ouragan Martin en 1999 à Vertbois
- 20 placettes sur le reste de la zone d'étude

Ainsi le positionnement des placettes prend en compte les principaux noyaux de populations mis en évidence au début des études entre 1998 et 2002 (Grillet, 2008), les habitats nouveaux créés suite à l'ouragan de 1999 mais également le reste du cordon dunaire. Un plan d'échantillonnage non stratifié aurait fourni un grand nombre de sites non occupés ce qui constitue un handicap pour l'analyse des données. Il n'était pas non plus légitime de ne suivre que les sites occupés puisqu'un des objectifs est de suivre l'évolution de la population (extinctions/colonisations). Au sein des six secteurs de la zone d'étude, les placettes ont été disposées aléatoirement en 2007 et géo-référencées (Tableau 1).

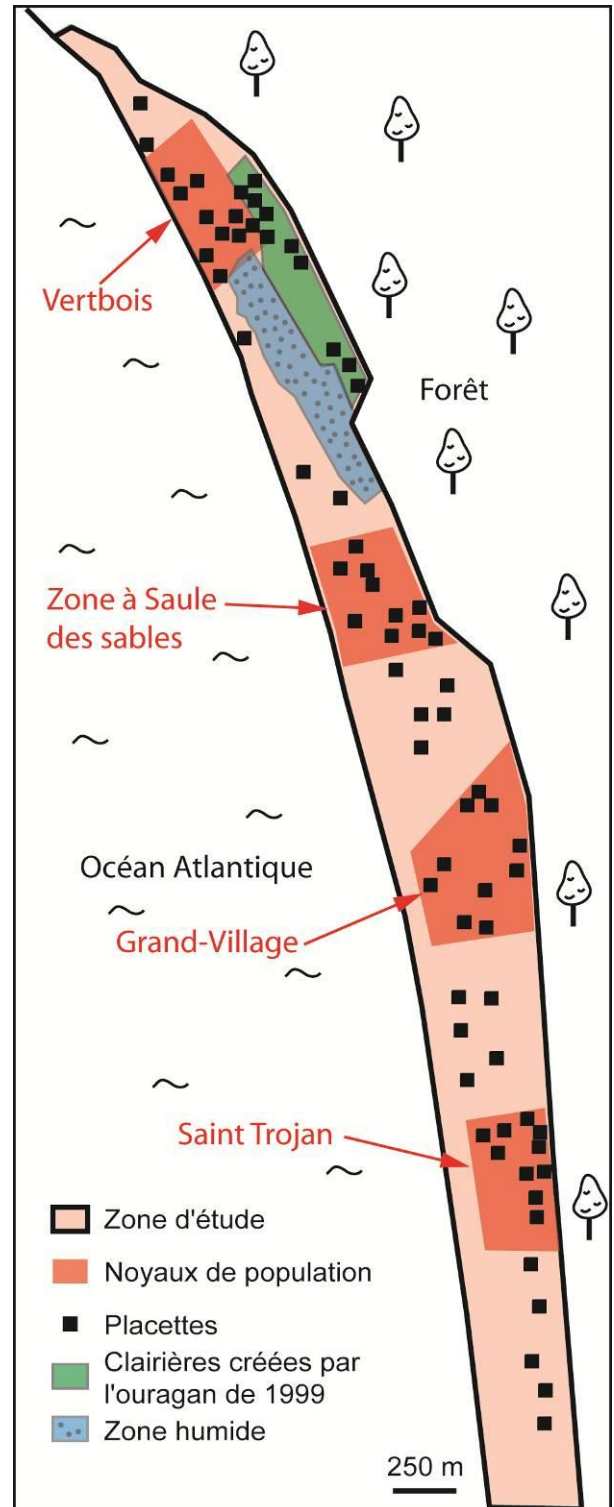


Fig. 2 : localisation des 70 placettes de suivis.

Tableau 1 : coordonnées géographiques des coins sud-ouest des placettes (excepté les placettes 2 et 7 dont les coordonnées correspondent aux coins sud-est.

	n°	Latitude	Longitude		n°	Latitude	Longitude
Vertbois	1	45°52 389	1°15 522	Saint-Trojan	41	45°50 320	1°14 543
	2	45°52 366	1°15 514		42	45°50 385	1°14 497
	3	45°52 375	1°15 495		43	45°50 317	1°14 581
	4	45°52 308	1°15 490		44	45°50 295	1°14 557
	5	45°52 302	1°15 460		45	45°50 326	1°14 476
	6	45°52 312	1°15 434		46	45°50 306	1°14 483
	7	45°52 282	1°15 462		47	45°50 250	1°14 472
	8	45°52 296	1°15 426		48	45°50 240	1°14 494
	9	45°52 308	1°15 406		49	45°50 204	1°14 464
	10	45°52 251	1°15 449		50	45°50 187	1°14 474
Zone à Saule des sables	11	45°51 487	1°15 170	Inter zone	51	45°52 476	1°15 584
	12	45°51 457	1°15 206		52	45°52 422	1°15 563
	13	45°51 446	1°15 164		53	45°52 179	1°15 419
	14	45°51 428	1°15 163		54	45°51 539	1°15 259
	15	45°51 393	1°15 166		55	45°51 525	1°15 208
	16	45°51 400	1°15 122		56	45°51 303	1°15 021
	17	45°51 401	1°15 062		57	45°51 340	1°15 136
	18	45°51 361	1°15 041		58	45°51 237	1°15 060
	19	45°51 327	1°15 016		59	45°51 240	1°15 038
	20	45°51 358	1°15 096		60	45°51 195	1°15 067
Clairières	21	45°52 359	1°15 415	61	45°50 488	1°14 009	
	22	45°52 367	1°15 398	62	45°50 487	1°14 554	
	23	45°52 336	1°15 396	63	45°50 448	1°15 010	
	24	45°52 323	1°15 384	64	45°50 414	1°14 526	
	25	45°52 298	1°15 381	65	45°50 387	1°14 573	
	26	45°52 284	1°15 336	66	45°50 154	1°14 479	
	27	45°52 273	1°15 325	67	45°50 072	1°14 458	
	28	45°52 161	1°15 221	68	45°50 004	1°14 478	
	29	45°52 140	1°15 193	69	45°49 566	1°14 450	
	30	45°52 007	1°15 170	70	45°49 516	1°14 451	
Grand-Village	31	45°51 198	1°15 005				
	32	45°51 178	1°15 026				
	33	45°51 183	1°14 576				
	34	45°51 103	1°15 026				
	35	45°51 073	1°15 060				
	36	45°51 085	1°14 518				
	37	45°51 027	1°14 578				
	38	45°51 050	1°14 531				
	39	45°50 577	1°14 593				
	40	45°50 570	1°14 567				

2.2.2. Prospection des placettes

Trois visites (mi avril – début mai / mi mai / fin mai – début juin) de une heure ont été effectuées sur chaque placette au printemps 2010 suivant la même méthodologie employée en 2007. Les vingt premières minutes de chaque relevé sont consacrées à la recherche de contacts directs avec le Lézard ocellé à l'aide de jumelles. Ceci est réalisé par le biais d'une trajectoire aléatoire effectuée par l'observateur sur l'ensemble des 2500 m² de la placette. Les 40 minutes restantes sont dédiées à la recherche d'indices de présence (crottes, traces, mues) à l'aide de transects parallèles. Toutes les observations et indices de présence sont notés sur une fiche de relevés (Tableau 2). Les prospections sont réalisées dans des conditions météorologiques jugées favorables par l'observateur : bonne température, vent faible à nul, absence de précipitations. Les visites de placettes commencent lorsque les premiers individus sont observés en début de journée. Pour chaque visite de placette, la température, la vitesse du vent et la couverture nuageuse sont notées. Ces paramètres seront modélisés par la suite afin de vérifier leur éventuelle influence sur les résultats.

Tableau 2 : fiche de relevés de placettes.

Placette :				Localisation :							Observateur :				
N° relevé	Date	Heures		Météo			Nature du contact avec LO				Nature du gîte				
		Début	Fin	T° (°C)	Vitesse vent	Couverture nuage	Obs directe	Traces sable	Crottes	Mues	Terriers lapin	Pierres	Trou rongeur	Souches branches	Autres
1															
	Remarque :														
2															
	Remarque :														
3															
	Remarque :														

2.2.3. Variables environnementales

Plusieurs variables environnementales ont été notées sur chaque placette et insérées dans un tableau de synthèse (Tableau 3). Elles seront modélisées par la suite en lien avec les résultats des relevés de placettes. Les variables sont les suivantes :

→ Position de la placette sur la dune (pourcentage de recouvrement) : plage, dune mobile, dune grise, frange pré-forestière et clairières.

→ Association végétale (pourcentage de recouvrement) : Oyat et Euphorbe (Euphorbio-Ammophiletum), Immortelle (Helichryso-crucianelletalia), Koelerie (Koelerio-Corynephoreta), Ephèdre (Artemisio lloydii-Ephedretum distachyae), Jonc (Juncetea bufonii), Pin et chêne vert (Pino pinastri-Quercetum ilicis).

→ Strate de végétation (pourcentage de recouvrement) : sable nu, muscinale, herbacée, buissonnante.

→ Nature des gîtes disponibles : terrier de lapin, trou de rongeur, gîte artificiel, pierre, souche et branchage, roncier, pin anémomorphosé, Yucca, Saule des sables, tôle en fer.

Les pourcentages ont été estimés sur le terrain. Ils sont approximatifs pour les associations végétales, celles-ci nécessitant une étude phytosociologique poussée afin d'avoir les réels recouvrements.

Tableau 3 : variables environnementales prises en comptes pour chaque placette, exemple de remplissage pour la placette 2.

placette	position				Association végétale						% strate				nature des gîtes										
	plage	dune mobile	dune grise	frange clairière	Oyat Euph.	Immortelle	Koelerie	Ephèdre	Jonc	Pin et chêne	sable nu	muscinale	herbacée	buissonnante	terrier de lapin	trou rongeur	gîte artificiel	pierre	souche branchage	roncier	Pin anémo	Yucca	Saules des sables	Tôle en fer	
1																									
2	0	0	100	0	0	60	0	20	0	14	1	5	80	14	7	1	1	0	1	1	1	1	0	0	
...																									
10																									
11																									
12																									
...																									
20																									
...																									
51																									
52																									
...																									
70																									

2.2.4. Analyses statistiques des données

Les données ont été analysées à l'aide du logiciel PRESENCE 3.0 (Beta) (© Hines, 2006) (Fig. 3). Une des principales conditions d'application de ces modèles est définie par une distribution « fermée » (ni extinction et ni colonisation) durant la saison (MacKenzie et al., 2002).

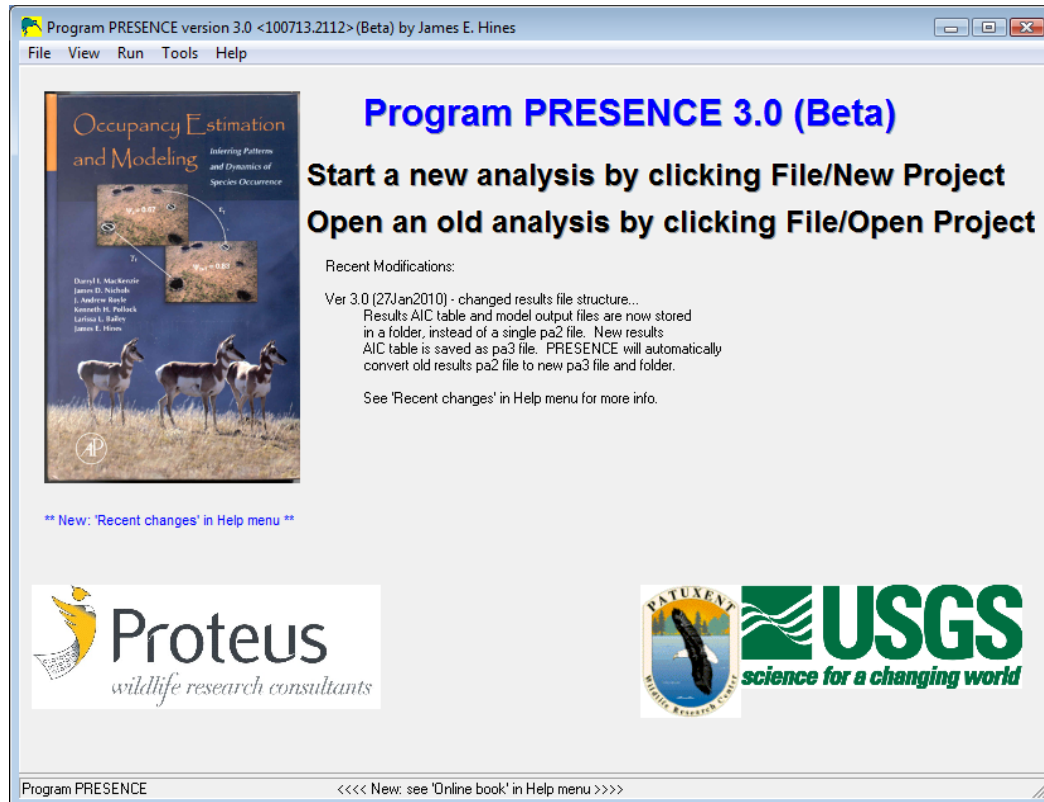


Fig. 3 : fenêtre de dialogue du logiciel PRESENCE 3.0 (Beta).

Nous avons dans premier temps modélisé les conditions météorologiques afin de vérifier leur éventuelle influence sur nos résultats. Les données météorologiques sont traitées différemment du fait que les covariables (température, vent, couverture nuageuse) sont spécifiques à chaque relevé contrairement aux variables environnementales. Ceci peut être analysé avec le « single - season » et le modèle « $\psi(\cdot), p(\cdot)$ ». Ce modèle ne peut tenir compte des données quantitatives, on va ainsi prendre les données de présence-absence en variables dépendantes. Nous choisissons un modèle « Custom » dans la fenêtre « Setup Numerical Estimation Run » et nous remplissons la « Design Matrix » de la manière suivante (Tableau 4):

Tableau 4 : remplissage de la « Design Matrix » sous PRESENCE 3.0 (Beta) afin de prendre les paramètres météorologiques.

.	b1	b2	b3	b4	b5	b6
p1	1	C1	0	0	0	0
p2	0	0	1	C2	0	0
p3	0	0	0	0	1	C3

Nous avons calculé la probabilité de détecter l'espèce sur les trois passages par :

$$P = 1 - [(1-p_1)*(1-p_2)*(1-p_3)]$$

où p_1 , p_2 et p_3 sont respectivement les probabilités de détecter l'espèce durant la première, deuxième et troisième visite.

Nous employons également le « single-season » afin de modéliser l'occupation et la probabilité de détection. L'occupation naïve est calculée par $\Psi_{naïve} = n_o / N$ (avec n_o le nombre de placettes où l'espèce a été détectée et N le nombre total de placettes).

Nous utilisons la méthode développée par Royle (Royle, 2004) qui modélise l'abondance de l'espèce par placette. Cette méthode réfère au modèle « repeated count data method » sous PRESENCE 3.0 (Beta) et nous utiliserons ce nom par la suite. Les variables explicatives potentielles de l'abondance en Lézard ocellé sont explorées par comparaison de modèles avec ou sans ces variables. La sélection de modèle est réalisée à partir du critère d'Akaike (AIC pour Akaike Information Criterion) (*ibidem*) qui est calculé par $AIC = \text{déviance} + 2*np$ (avec np le nombre de paramètres). Ce critère représente le compromis entre un bon ajustement du modèle aux données avec un nombre limité de paramètres (parcimonie). Deux modèles sont considérés comme significativement différents quand la valeur de leur AIC diffère de plus de deux (Burnham et Anderson, 2002). Nous chercherons à obtenir la plus petite valeur de l'AIC pour avoir le meilleur modèle.

Pour estimer la taille de la population, nous utilisons le modèle « repeated count data method ». En 2007 nous avons intégré le nombre de terriers de lapins et de trous de rongeurs présents dans chaque placette comme covariable afin de resserrer l'intervalle de confiance. Nous n'avons pas utilisé un modèle employant toutes les variables de l'habitat, ce qui nous aurait donné un intervalle de confiance plus grand et aurait compliqué le modèle. Pour cette nouvelle estimation 2010, nous avons uniquement utilisé les données d'abondance sans covariables du fait qu'il nous a donné le plus petit intervalle de confiance. Le logiciel PRESENCE 3.0 (Beta) donne une estimation de l'effectif avec un intervalle de confiance pour chaque placette. Nous avons extrapolé les valeurs obtenues pour les placettes d'un secteur à l'ensemble de ce dernier. Puis nous avons fait la somme des estimations de tous les secteurs pour calculer la taille de la population avec un intervalle de confiance.

D'une saison à une autre, la répartition de la population peut évoluer (Fig. 4). Nous pouvons assister à des extinctions locales ou des colonisations sur les placettes de suivis. Pour chaque visite sur une placette, le Lézard ocellé est détecté (1) ou non détecté (0). Le résultat d'une série de visite pour une placette i réalisé durant la saison t est noté comme un historique de détection $h_{t,i}$ (MacKenzie et al., 2006). L'historique de détection complet pour une placette i est noté h_i et est la séquence des histoires de détection des différentes saisons de suivis. Par exemple, l'historique $h_i = 000 101$ représente, au hasard, deux saisons de suivis (avec trois passages par saison) durant lesquelles l'espèce n'a jamais été détectée au cours de la première saison et détectée au premier et troisième passage de la deuxième saison. Mais nous ne savons pas si l'espèce était présente, bien que non détectée durant la première saison.

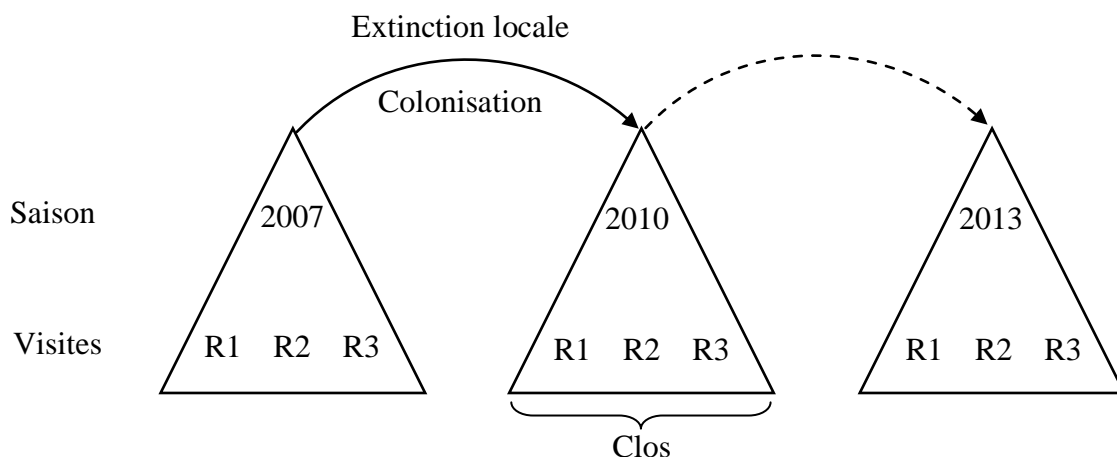


Fig. 4 : représentation graphique de l'échantillonnage pour l'étude de l'occupation sur plusieurs saisons. Chaque triangle représente une saison avec trois visites par placette. Les placettes sont considérées fermées (pas de colonisation et d'extinction locale) au sein d'une saison mais ces changements peuvent se produire entre saisons.

Nous définissons ici la colonisation (γ_t) comme la probabilité qu'une placette non occupée en 2007 soit occupée par le Lézard ocellé en 2010 et l'extinction locale (ϵ_t) comme la probabilité qu'une placette occupée en 2007 soit non occupée en 2010. Ces processus dynamiques représentent les probabilités d'un changement d'une placette entre les statuts occupé et non occupé entre 2007 et 2010 (Fig. 5).

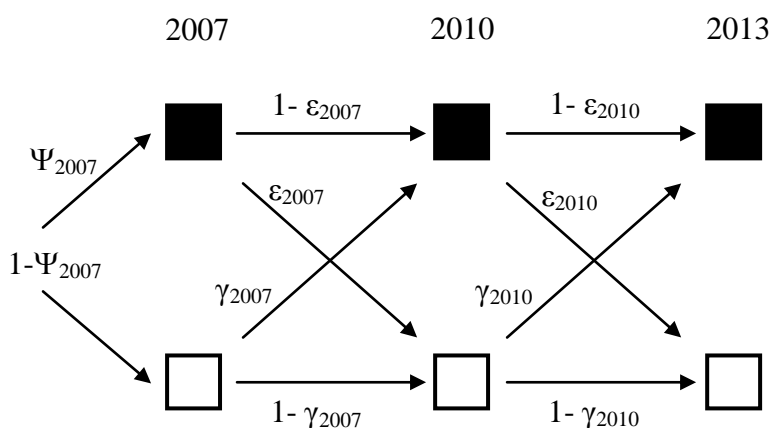


Fig. 5 : représentation graphique des possibilités de changement de statut d'une placette entre saisons en termes d'occupation (Ψ), de colonisation (γ) et d'extinction locale (ϵ). Les carrés noirs représentent une placette occupée (espèce présente) et les carrés blancs une placette non occupée (espèce absente).

Sous PRESENCE 3.0 (Beta), il est nécessaire d'utiliser le « multi-season » et le modèle « psi,gamma(),eps(),p() » dans lequel les colonisations et extinctions locales sont possibles. Nous pouvons explorer différents modèles afin d'obtenir le meilleur en contraignant l'occupation initiale, la colonisation et l'extinction locale à l'aide de variables environnementales. Cependant, du fait des problèmes de convergences et techniques inhérents au logiciel nous avons calculé les probabilités de d'extinction et de colonisation à l'aide du logiciel R2.8.1. (The R Foundation for Statistical Computing, 2008) (Fig.6).

```

R version 2.8.1 (2009-12-22)
Copyright (C) 2008 The R Foundation for Statistical Computing
ISBN 3-900051-07-0

R est un logiciel libre livré sans AUCUNE GARANTIE.
Vous pouvez le redistribuer sous certaines conditions.
Tapez 'license()' ou 'licence()' pour plus de détails.

R est un projet collaboratif avec de nombreux contributeurs.
Tapez 'contributors()' pour plus d'information et
'citation()' pour la façon de le citer dans les publications.

Tapez 'demo()' pour des démonstrations, 'help()' pour l'aide
en ligne ou 'help.start()' pour obtenir l'aide au format HTML.
Tapez 'q()' pour quitter R.

> abandon2 <- read.table("abandon2.txt", header=T)
> modele_complet_abandon <- glm(Y~., data=abandon2, family=binomial)
Warning message:
In glm.fit(x = X, y = Y, weights = weights, start = start, etastart = etastart, :
des probabilités ont été ajustées numériquement à 0 ou 1
> modele_selectionne_abandon <- step(modele_complet_abandon, direction="backward")
Start: AIC=24.21
Y ~ ter07 + trou07 + ga07 + terrier + trou + ga + difter + diftrou +
diftga

Step: AIC=24.21
Y ~ ter07 + trou07 + ga07 + terrier + trou + ga + difter + diftrou

Step: AIC=24.21
Y ~ ter07 + trou07 + ga07 + terrier + trou + ga + difter

Step: AIC=24.21
Y ~ ter07 + trou07 + ga07 + terrier + trou + ga

  Df Deviance  AIC
- ga07    1  10.205 22.205
- ga      1  10.205 22.205
- ter07   1  10.365 22.365
- trou    1  11.219 23.219
- trou07  1  11.245 23.245
<cons>    1  10.205 22.205
- terrier 1  16.214 28.214

Step: AIC=22.21
Y ~ ter07 + trou07 + terrier + trou + ga

  Df Deviance  AIC
- ga      1  10.205 20.205
- ter07   1  10.365 20.365

```

Fig. 6 : fenêtre de dialogue du logiciel R2.8.1.

Nous avons ainsi réalisé des régressions logistiques. Afin de modéliser l’extinction, nous avons pris en compte les 53 placettes positives en 2007 et comme variable dépendante le fait si les placettes ont été abandonnées en 2010 (1) ou restées occupées (0). De la même manière nous avons modélisé la colonisation et ne prenant en compte uniquement les 17 placettes négatives (pas de contacts avec le Léopard ocellé) en 2007. Nous avons pris en compte comme variable dépendante le fait si les placettes étaient toujours négatives en 2010 (0) ou si elles avaient été colonisées (1).

Pour se faire nous avons utilisé comme variables explicatives les gîtes permanents, soit les 9 variables suivantes :

- le nombre de terriers de lapins en 2007
- le nombre de trous de rongeurs en 2007
- le nombre de gîtes artificiels en 2007
- le nombre de terriers de lapins en 2010
- le nombre de trous de rongeurs en 2010
- le nombre de gîtes artificiels en 2010
- la différence en nombre de terriers de lapins entre 2010 et 2007
- la différence en nombre de trous de rongeurs entre 2010 et 2007
- la différence en nombre de gîtes artificiels entre 2010 et 2007

Nous avons réalisé une sélection de modèles afin de ne prendre en compte parmi ces 9 variables les plus explicatives de la colonisation et de l’extinction. A travers notre cas admettant 9 variables explicatives, différents modèles ont donc été estimés. La fonction ‘step’ permet de sélectionner un modèle à l’aide d’une procédure pas à pas basée sur la minimisation du critère AIC. Préalablement, il est nécessaire de réaliser un modèle complet avec la fonction ‘glm’ comprenant toutes les variables.

Afin de calculer les probabilités de colonisation et d'extinction, nous avons réalisé une régression logistique à l'aide de la fonction 'glm' avec les variables explicatives qui ressortent de nos analyses par sélection de modèles. Puis nous avons réalisé un modèle prédictif avec la fonction 'predict.glm' qui nous donne les valeurs voulues. Il est nécessaire de transformer les valeurs obtenues sous R afin d'obtenir les probabilités. La formule à suivre est $p = \exp(x)/(1+\exp(x))$ où x est la valeur calculée par R pour chaque placette.

3. Résultats

3.1. Probabilité de détection de l'espèce

La probabilité de détection est différente selon les visites. Elle est de 0.78 (se = 0.05) pour la première visite puis de 0.97 (se = 0.02) pour les deux suivantes (Fig. 7). La différence est significative entre un modèle sans variation dans le temps et un modèle avec (delta AIC = 10.76) (Tableau 5). La probabilité de détecter l'espèce sur les trois visites, très proche de 1, est de 0.9997 (p = 0.996 en 2007).

Les conditions météorologiques associées aux visites n'ont pas eu d'influence sur la probabilité de détection de l'espèce. Les modèles prenant en compte la température, la couverture nuageuse et la vitesse du vent ont pour valeur respective de l'AIC 174.63, 172.29 et 169.68.

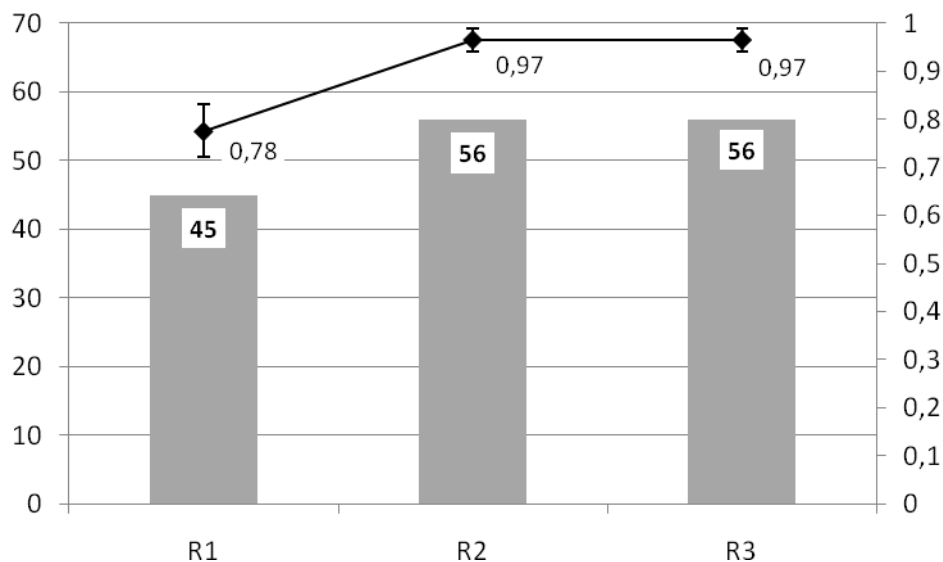


Fig. 7 : évolution du nombre de placettes positives (présence de l'espèce détectée) (bâtons grises) et de la probabilité de détection (barres : écart-types).

Tableau 5 : variables environnementales prises en comptes pour chaque placette, exemple de remplissage pour la placette 2.

Modèle	covariable	AIC	Delta AIC	np
P constant	Sans covariable	179.39	0	2
Psi(.,)p(.)	Température	174.63	4.76	7
Psi(.,)p(.)	Couverture nuageuse	172.29	7.1	7
Psi(.,)p(.)	Vitesse du vent	169.68	9.71	7
P spécifique	Sans covariable	168.63	10.76	4

3.2. Répartition et occupation

Le Lézard ocellé est réparti de façon hétérogène sur la zone (Fig. 8). 58 placettes se sont révélées positives (présence de l'espèce) au cours du printemps sur les 70 au total.

Ainsi l'occupation naïve ($\Psi_{naïve}$) est de 0.8286. L'occupation calculée par le logiciel PRESENCE 3.0 (Beta) est $\Psi = 0.8288 \pm 0.0451$.

La forte probabilité de détecter l'espèce sur les trois passages permet de considérer que la répartition observée est très proche de la répartition réelle de la population de Lézard ocellé sur le cordon dunaire.

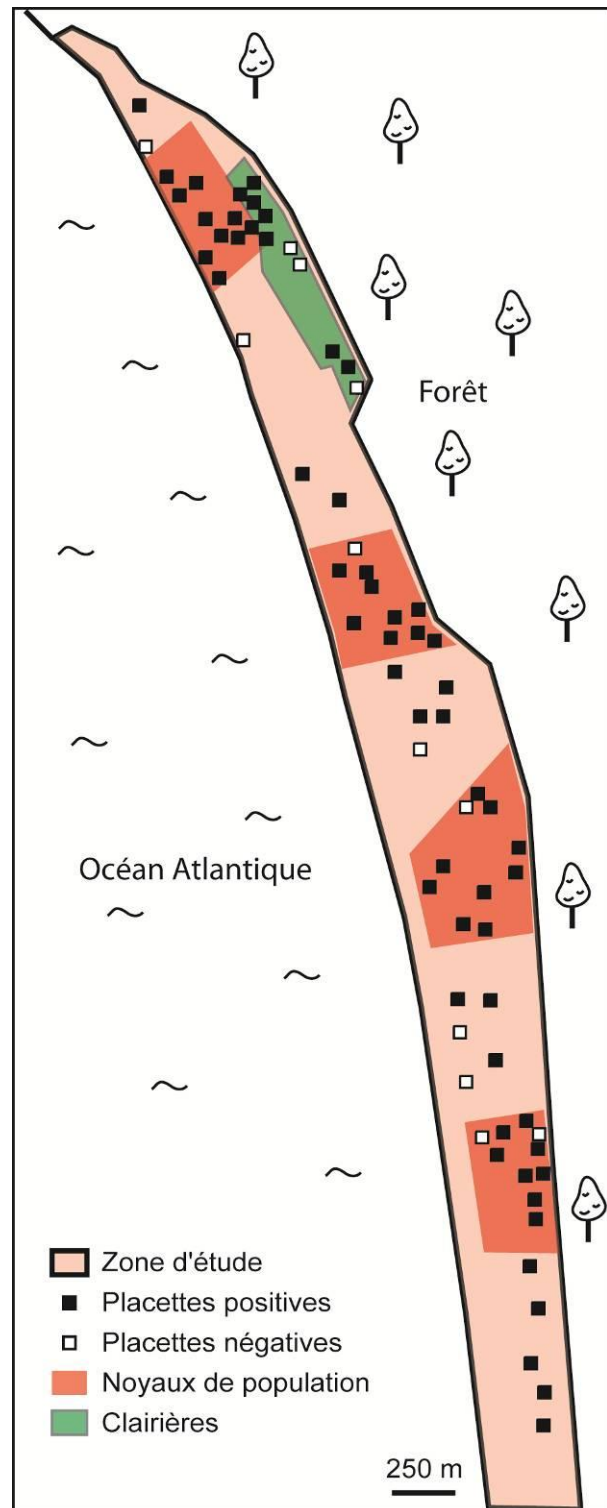


Fig. 8 : répartition des placettes occupées (positives) et des placettes où elle n'a pas été détectée (négatives).

3.3. Caractérisation des habitats

Nous avons réalisé 4 modèles correspondant aux 4 catégories de variables environnementales utilisées pour modéliser l'abondance en Lézard ocellé (Tableau 6). Seul le modèle prenant en compte les gîtes disponibles sur les placettes (AIC = 453.45) est meilleur que le modèle de référence sans covariables (AIC = 463). Les autres modèles possèdent un AIC respectif de 471.47, 471 et 464.35 pour les associations végétales, la position de la placette sur la dune et le recouvrement des strates de végétation.

Tableau 6 : modélisation de l'abondance en fonction des catégories de variables environnementales.

Modèle	Covariable	AIC	Delta AIC	np	Sign.
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Associations végétales	471.47	8.47	8	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Position sur la dune	471	8.00	6	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Strate de végétation	464.35	1.35	6	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sans covariables	463.00	-	2	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Présence de gîtes	453.45	9.55	12	*

Nous avons exploré, au sein de chaque catégorie, toutes les variables environnementales afin de déterminer les variables qui expliquent le mieux l'abondance en Lézard ocellé. Pour ce qui est des associations végétales, aucune n'améliore notre modèle de référence (Tableau 7). Le meilleur modèle (AIC = 461.80) est un modèle additif correspondant à la prise en compte des associations à Immortelle et Ephédre avec un AIC inférieur à 1.20 par rapport au modèle de référence. Les autres modèles testant les associations à Koelerie, Jonc, Immortelle, Pin et Chêne, Oyat et Ephédre possèdent des AIC respectifs de 465.00, 464.98, 464.87, 464.70, 463.88 et 463.45

Tableau 7 : modélisation de l'abondance en fonction des associations végétales.

Modèle	Covariable	AIC	Delta AIC	np	Sign.
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Koelerie	465.00	2.00	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Jonc	464.98	1.98	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Immortelle	464.87	1.87	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Pin et Chêne vert	464.70	1.70	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Oyat	463.88	0.88	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Association à Ephédre	463.45	0.45	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sans covariables	463.00	-	2	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Immortelle + Ephédre	461.80	1.20	4	

En ce qui concerne la position de la placette sur la dune les modèles testés ne sont pas significatifs (Tableau 8). Aucun ne possède un AIC inférieur de plus de 2 au modèle de référence.

Tableau 8 : modélisation de l'abondance en fonction de la position de la placette sur la dune.

Modèle	Covariable	AIC	Delta AIC	np	Sign.
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Frange pré-forestière et clairière	464.62	1.62	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Dune mobile + dune grise	464.12	1.12	4	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Dune mobile	463.93	0.93	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Dune grise + frange pré-f.	463.57	0.57	4	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sans covariables	463.00	-	2	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Dune grise	461.57	1.43	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Plage	461.06	1.94	3	

Aucunes des strates de végétations ne permettent d'expliquer de manière significative l'abondance en Lézard ocellé (Tableau 9). Les AIC résultant des modèles pour chaque strate sont de 465.00 (strate buissonnante), 464.95 (strate muscinale), 463.28 (strate herbacée) et 462.38 (pour le sable nu). Les modèles additifs sont moins bons. C'est le cas du modèle prenant en compte la strate muscinale et herbacée avec AIC = 466.78.

Tableau 9 : modélisation de l'abondance en fonction des strates de végétation.

Modèle	Covariable	AIC	Delta AIC	np	Sign.
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sable + muscinale + herbacée	468.19	5.19	5	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Muscinale + herbacée	466.78	3.78	4	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sable + herbacée	466.13	3.13	4	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Buissonnante	465.00	2.00	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Muscinale	464.95	1.95	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	herbacée	463.28	0.28	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sans covariables	463.00	-	2	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sable	462.38	0.62	3	

La modélisation de l'abondance en Lézard ocellé nous donne des résultats plus significatifs quant aux rôles de certaines variables environnementales (Tableau 10). Ainsi nous avons testé 6 modèles avec une valeur AIC inférieure de plus de 2 au modèle de référence. Le meilleur modèle est un modèle additif ayant pour covariables les terriers de lapin et les trous de rongeurs (AIC = 443.54). Deux autres modèles ont une faible valeur AIC : un modèle additif (terrier de lapin, trou de rongeur, gîte artificiel) avec AIC = 444.05, un modèle cumulant le nombre de gîtes permanents (les mêmes que le dernier modèle additif) avec AIC = 443.76. La prise en compte unique des terriers de lapin donne un AIC = 450.84.

Tableau 10 : modélisation de l'abondance en fonction gîtes disponibles.

Modèle	Covariable	AIC	Delta AIC	np	Sign.
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Trou rongeur + gîte artificiel	466.90	3.90	4	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Gîte permanent	465.00	2	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Saule des sables	465.00	2	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Pierre	465.00	2	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Pin anémomorphosé	464.70	1.70		
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Roncier	464.63	1.63		
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Souche et branchage	464.33	1.33		
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Gîte artificiel	463.59	0.59		
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Sans covariables	463.00	-	2	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Yucca	462.64	0.36		
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Tôle en fer	462.35	0.65	3	
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Trou rongeur	457.49	5.51	3	*
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Terrier lapin	450.84	12.16	3	*
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Terrier lapin + gîte artificiel	450.84	12.16	4	*
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Terrier lapin + trou rongeur + gîte artificiel	444.05	18.95	5	*
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Gîtes permanents	443.76	19.24	3	*
Repeated Count Data (Royle Biometrics)	Terrier lapin + trou rongeur	443.54	19.46	4	*

3.4. Taille de la population

L'estimation de la taille de la population réalisée pour l'année 2010 est de 1025 individus avec un intervalle de confiance compris entre 695 et 1355 (Fig. 9). Celui-ci est chevauchant avec l'estimation calculée de 2007 (516 individus estimés compris entre 248 et 783). La densité de la population pour 2010 est donc 7.32 ind./ha avec un intervalle de confiance compris entre 4.96 et 9.68 ind./ha.

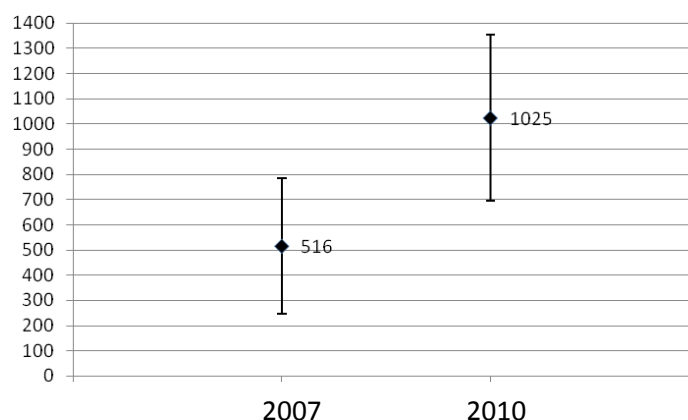


Fig. 9 : estimation de la taille de la population pour 2007 et 2010.

3.5. Colonisation et extinction locale

47 placettes restent positives en 2010 suite au début du suivi en 2007 (en vert sur la Fig. 10). C'est le cas de 9 placettes sur 10 au niveau du noyau de Vertbois, 9 sur celui de la zone à Saule des sables, 5 sur Grand-Village, 6 sur Saint Trojan, 6 dans les clairières de Vertbois et 12 dans le reste de la zone d'étude. 11 placettes, négatives en 2007, ont fait l'objet d'observations en 2010 (en bleu sur la Fig. 10). 6 d'entre elles se trouvent dans le noyau de Grand-Village et ses abords.

Le meilleur modèle obtenu pour expliquer l'extinction du Lézard ocellé sur les placettes prend en compte les terriers de lapins et les trous de rongeurs présents sur les placettes en 2010 (Tableau 11, AIC = 17.46).

Tableau 11 : modélisation de l'extinction par sélection de modèles. Ter : terrier de lapin ; trou : trou de rongeur ; ga : gîte artificiel ; difter : différence en nombre de terriers de lapins entre 2010 et 2007 ; diftrou : différence en nombre de trous de rongeurs entre 2010 et 2007 ; diftrou : différence en nombre de gîtes artificiels entre 2010 et 2007.

Variables explicatives	AIC
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter + diftrou + difga	24.21
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter + diftrou	24.21
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter	24.21
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	24.21
ter2007 + trou2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	22.21
ter2007 + trou2007 + ter2010 + trou2010	20.21
trou2007 + ter2010 + trou2010	18.37
ter2010 + trou2010	17.46

6 placettes sont devenues négatives (en orange sur la Fig. 10). Les observations faites en 2007 n'ont pas été suivies d'observations d'indices en 2010. 4 d'entre elles se situent au nord de la zone d'étude et 2 sur Saint Trojan, au sud. Les 6 placettes devenues négatives possèdent un taux d'extinction de 0.26 pour la placette 45, 0.46 pour la placette 26 et 0.88 pour les placettes 27, 43, 52 et 53.

Le meilleur modèle obtenu pour expliquer la colonisation du Lézard ocellé prend en compte les terriers de lapins, les trous de rongeurs et les gîtes artificiels présents sur les placettes en 2010 (Tableau 12, AIC = 10.77).

Tableau 12 : modélisation de la colonisation par sélection de modèles. Ter : terrier de lapin ; trou : trou de rongeur ; ga : gîte artificiel ; difter : différence en nombre de terriers de lapins entre 2010 et 2007 ; diftrou : différence en nombre de trous de rongeurs entre 2010 et 2007 ; diftrou : différence en nombre de gîtes artificiels entre 2010 et 2007.

Variables explicatives	AIC
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter + diftrou + difga	14.77
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter + diftrou	14.77
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010 + difter	14.77
ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	14.77
ter2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	14.77
ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	12.77
ter2010 + trou2010 + ga2010	10.77

6 placettes demeurent négatives entre 2007 et 2010 avec aucun indice de présence observé ces deux années (en rouge sur la Fig. 10). Leur probabilité de colonisation sur la même période est de 0.5 pour la placette 32 (Fig. 10) et de 7.04×10^{-10} pour les placettes 11, 30, 60, 63 et 65.

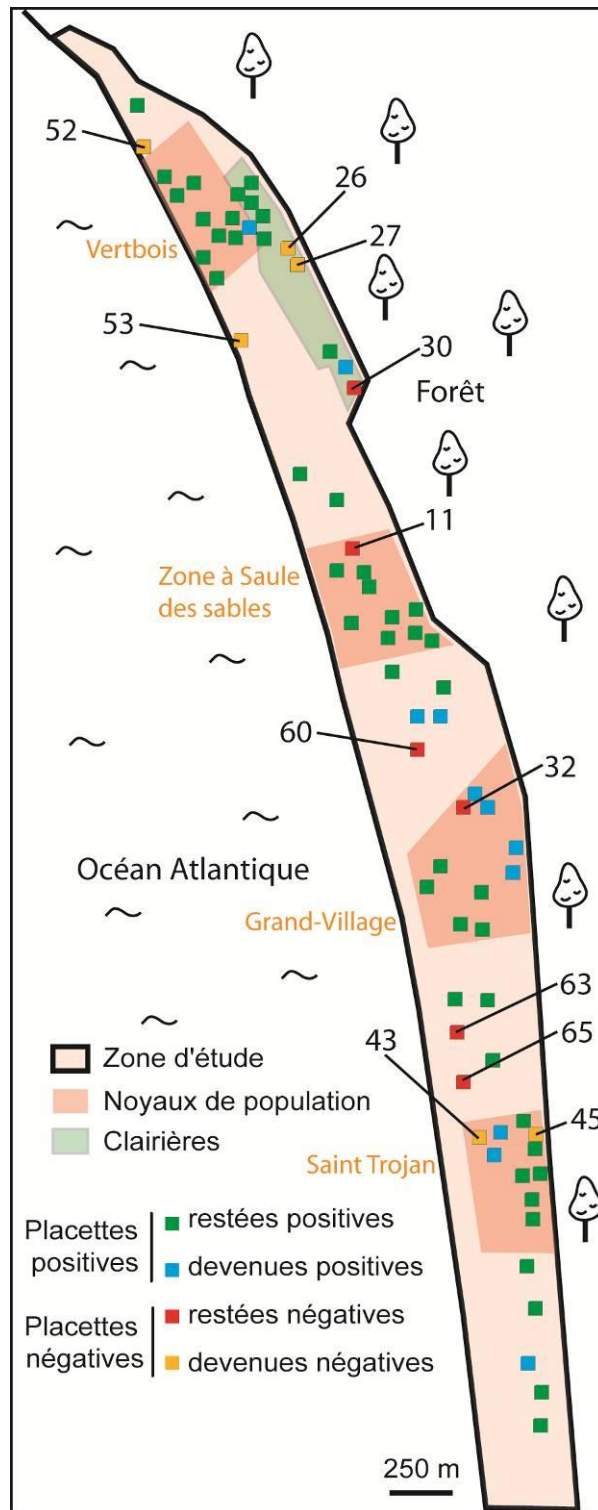


Fig. 10 : évolution du statut d'occupation des placettes de suivis entre 2007 et 2010.

La Probabilité d'extinction est quasi nulle lorsque le nombre de terriers de lapins et de trous de rongeurs cumulés disponibles est grand (Fig. 11). Les plus fortes probabilités d'extinction concernent des placettes où la disponibilité en ces gîtes est nulle ou égal à 1.

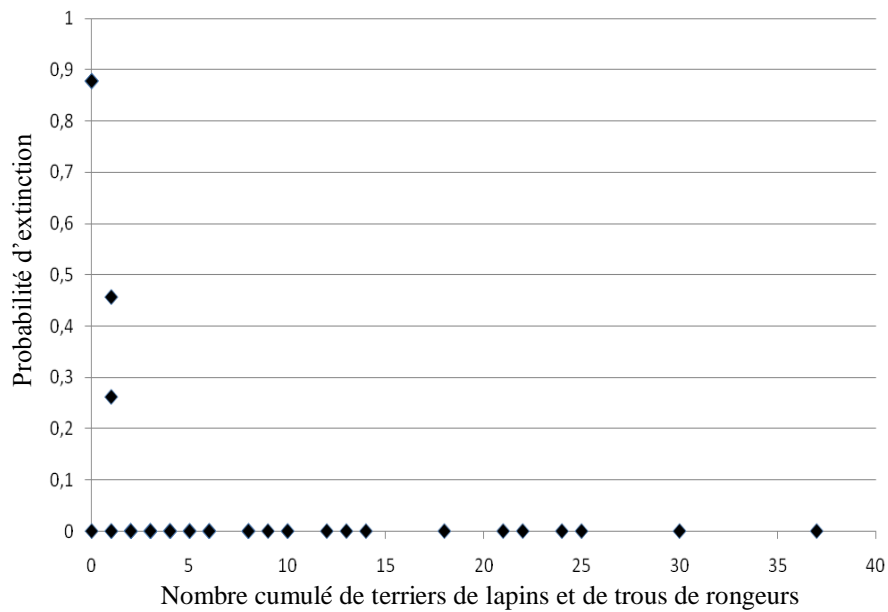


Fig. 11 : probabilité d'extinction avec fonction de la disponibilité en terriers de lapins et trous de rongeurs.

La Probabilité de colonisation est nulle lorsque le nombre de terriers de lapins, de trous de rongeurs et de gîtes artificiels est nul (Fig. 12). Les plus fortes probabilités d'extinction concernent des placettes où la disponibilité en ces gîtes est nulle ou égal à 1.

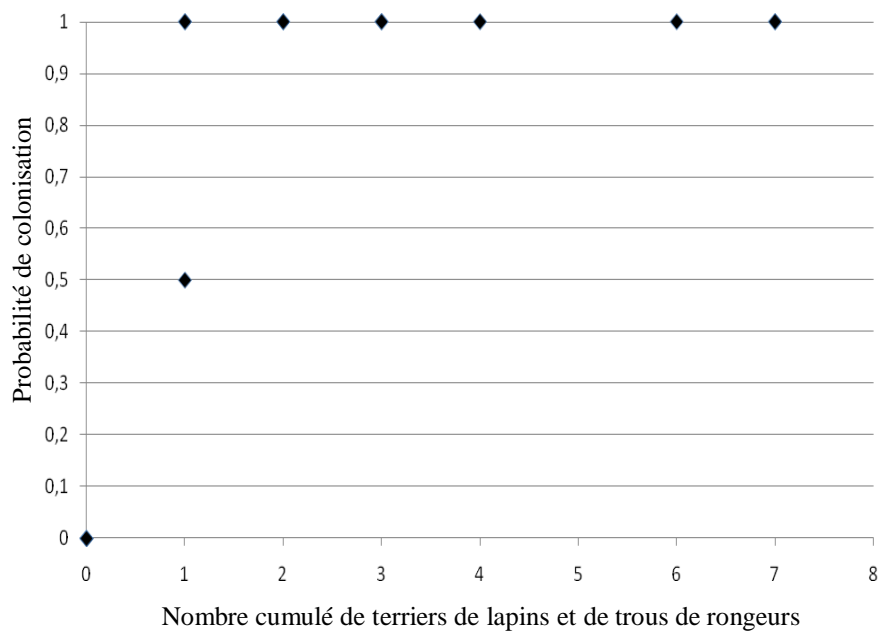


Fig. 12 : probabilité de colonisation avec fonction de la disponibilité en terriers de lapins, trous de rongeurs et gîtes artificiels.

4. Discussion

4.1. Structure spatiale

Nos résultats montrent une répartition hétérogène du Lézard ocellé sur l'ensemble du cordon dunaire. Le principal changement vient du secteur de Grand-Village (Fig. 13) où 2 placettes (31 et 33, voir Fig. 18) négatives en 2007 sont devenues positives en 2010 avec la mise en place de gîtes artificiels à l'automne 2007. Ces derniers ont été colonisés en 2008 et 2009. Sur le même noyau, 2 autres placettes (36 et 38) sont devenues positives entre 2007 et 2010. Les habitats présents sur ces placettes n'ont pas évolué durant la période. La seule différence réside dans le nombre de terriers de lapins disponibles. Ceux-ci passent de 0 sur chacune des placettes en 2007 à 7 et 1 en 2010. Le changement de statut des placettes pourrait être dû à ces nouveaux terriers de lapins qui sont effectivement occupés par le Lézard ocellé en 2010. Cette colonisation a été rendue possible par la présence de Lézard ocellé aux abords de la placette.

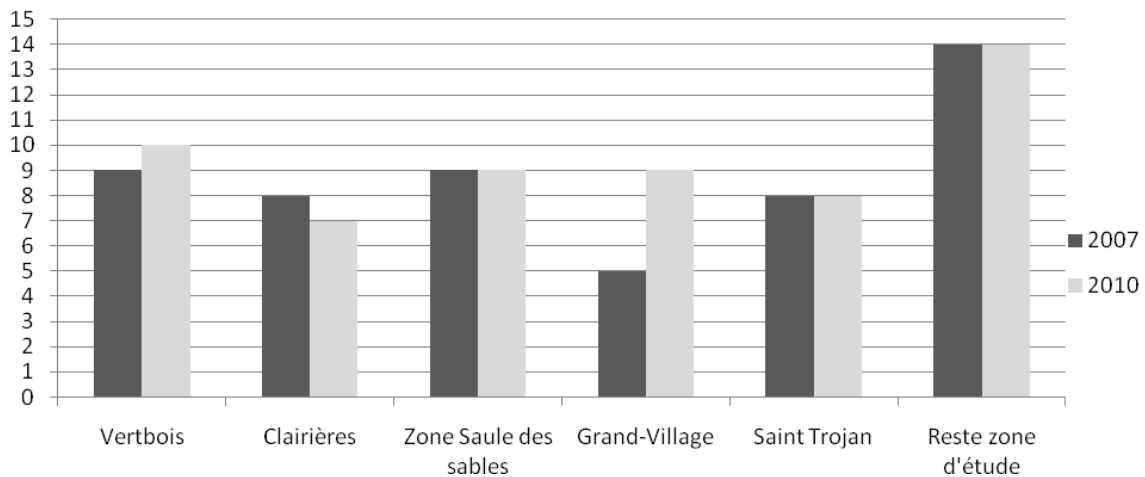


Fig.13 : évolution du nombre de placettes positives par secteur entre 2007 et 2010.

Sur Vertbois, une placette (9) est devenue positive. Il s'agit probablement d'une placette pour laquelle le Lézard ocellé n'a pas été détecté en 2007. Les autres placettes du noyau demeurent occupées entre 2007 et 2010 malgré l'érosion particulièrement marquée ce dernier hiver qui, avec la tempête Xynthia, a fait reculer la dune d'environ 25-30 mètres sur Vertbois. Ainsi une des placettes (7, celles comprenant l'un des deux blockhaus restant) ne possède plus que la moitié de sa surface (Fig. 14).



Fig. 14 : recul du trait de côte à Vertbois entre 2007 et 2010.

Dans les clairières situées en arrière dune à Vertbois 2 placettes (26 et 27) sont devenues négatives. Celles-ci ne présentent pas d'habitats très favorables : absence de terriers de lapins dans les placettes y compris aux abords. Une placette est devenue positive (29) avec l'observation d'un juvénile sous une souche d'arbre en 2010.

En ce qui concerne la zone à Saule des sables, la situation reste inchangée. Les statuts des placettes sont les mêmes. La seule placette (11) inoccupée en 2007 l'est toujours en 2010. Celle-ci ne présente aucun gîte permanent disponible pour le Lézard ocellé et ne paraît, de ce fait, pas favorable pour l'espèce. Les terriers de lapins et trous de rongeurs situés à proximité sont en revanche occupés par le Lézard ocellé (Fig. 15), ce qui nous conforte sur le fait que le manque de gîtes sur la placette négative est bien un facteur limitant.



Fig. 15 : femelle adulte thermorégulant à l'entrée d'un trou de rongeur.

Sur Saint Trojan, 2 placettes sont devenues négatives (43 et 45) et 2 autres positives (41 et 44). L'une d'entre elles (43), située la plus près du trait de côte, subit de ce fait l'érosion littorale accompagné d'un fort ensablement rendant les habitats défavorables pour le Lézard ocellé. Pour la placette 45, il est plus difficile d'expliquer l'absence de contacts avec le Lézard ocellé. L'habitat n'a presque pas changé. Le seul gîte permanent disponible en 2007 (un terrier de lapin) était toujours présent en 2010. Peut-être cette faible disponibilité est insuffisante pour maintenir des individus.

Pour les 20 placettes situées dans le reste de la zone d'étude, 15 possèdent un statut inchangé. 2 autres sont devenues négatives (52 et 53) du fait de l'érosion littorale. La première a perdu 60 % de sa surface dunaire au profit de la plage. L'autre se situe désormais entièrement sur la zone de balancement des marées (recul du trait de côte de 55 mètres entre 2007 et 2010 à cet endroit). 2 autres placettes sont devenues positives (58 et 59). Pourtant les habitats n'ont pas évolué durant 3 ans excepté la mise en place de gîtes artificiels à l'automne 2007 (Fig. 16).



Fig. 16 : adulte à l'entrée d'un gîte artificiel sur la placette 58.

Une placette située au sud de la zone d'étude (68) est devenue positive. De l'absence de gîtes disponibles en 2007, cette placette possédait en 2010 trois trous de rongeurs occupés par le Lézard ocellé (Fig. 17).



Fig. 17 : couple de Lézard ocellé à l'entrée d'un trou de rongeur sur la placette 68.

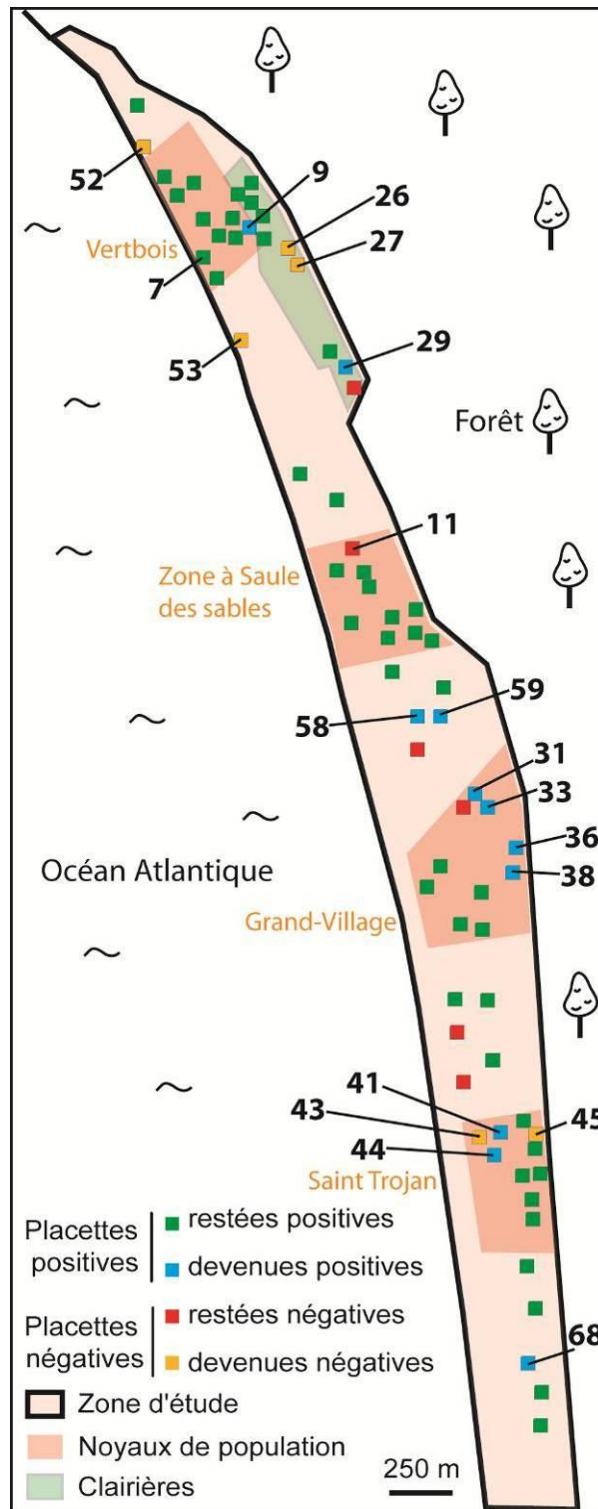


Fig. 18 : localisation des placettes dont le statut a changé entre 2007 et 2010.

La probabilité de détection de l'espèce sur les 3 passages étant de 0.9997, nous pouvons considérer que la répartition observée est très proche de la répartition réelle de la population.

4.2. Importance des gîtes et du Lapin de garenne

Nos résultats montrent que la présence de terriers de lapins et de trous de rongeurs explique le mieux l'abondance en Lézard ocellé sur le cordon dunaire. Ces gîtes étaient déjà les variables les plus explicatives en 2007. Leur rôle est indispensable pour le Lézard ocellé : gîte d'hivernage, gîtes de retrait en période active.

Le rôle des gîtes pour les reptiles (Mateo, 2007 ; Sabo, 2003 ; Webb et Shine, 2000 ; Schlesinger et Shine, 1994 ; Huey, 1991 ; Huey *et al.*, 1989 ; Vicente, 1989 ; Paulo, 1988 ; Christian *et al.*, 1984) et notamment pour les lézards (Milne et Bull, 2000 ; Webb et Shine, 2000 ; Souter *et al.*, 2004) n'est plus à démontrer.

Il en est de même pour le rôle du Lapin de garenne dans les écosystèmes et notamment pour le Lézard ocellé (Grillet *et al.*, 2010 ; Delibes-Mateo *et al.*, 2008). Ces nouveaux résultats viennent confirmer et accentuer l'importance du lagomorphe pour la conservation du Lézard ocellé sur l'île d'Oléron.

Les gîtes artificiels jouent également un rôle important dans l'occupation actuelle de la population de Lézard ocellé sur l'île d'Oléron. De part leur faible nombre sur les placettes de suivis, il suffit qu'une placette avec gîte artificiel soit non occupée pour réduire considérablement le poids des gîtes dans les modèles testés. Ceci semble notre cas cette année bien que les gîtes artificiels figurent comme covariables dans les meilleures modélisations de l'abondance en Lézard ocellé. En effet entre 2007 et 2010, avec la mise en place de 20 nouveaux gîtes artificiels, 3 placettes (négatives en 2007) ont été équipées de gîtes artificiels. Sur les 3, 2 sont occupées en 2010 et ceci grâce aux gîtes artificiels du fait qu'ils constituent les principaux gîtes présents sur ces placettes. La troisième placette n'a pas fait l'objet d'observations. En 2009, sur les 20 gîtes artificiels disposés sur Grand-Village, 4 n'avaient toujours pas fait l'objet de détection de Lézard ocellé (Doré *et al.*, 2009). Tous les autres gîtes artificiels situés sur les placettes de suivi sont occupés, excepté donc ceux d'une placette sur Grand-Village.

Le cas de grand Village est un exemple très concret de l'importance de la présence de gîtes. En 2006, et confirmé par le premier suivi réalisé en 2007, cette zone était quasi désertée par le lézard ocellé. On y constatait parallèlement la quasi disparition de la totalité des terriers de lapin encore présents en 2002. En 2010, le retour du Lapin est constaté (durable ou non, il faudra le vérifier) avec de nombreux terriers récents. Ce retour s'est accompagné d'un nombre important de contacts avec le Lézard ocellé, soit directement au gîte ; soit entre deux gîtes sur la dune. On retrouve ainsi sur ce secteur, un réseau de gîtes (essentiellement des terriers de lapins avec quelques trous de rongeurs et des gîtes artificiels proches) certes moins important que dans d'autres secteurs de la dune. Ces gîtes semblent tous utilisés par le lézard ocellé, sinon en permanence, au moins partiellement.

Les gîtes permanents présents en 2010 expliquent également les différences dans le calcul des probabilités de colonisation et d'extinction. Ainsi sur les 6 placettes négatives en 2007 et 2010, 5 possèdent une probabilité de colonisation quasi nulle (7.04^e-10). Ces placettes ne présentent aucun terrier de lapin, trou de rongeur et gîte artificiel. La probabilité de colonisation de 0.5 de la placette 32 s'explique par la présence d'un gîte artificiel installé à l'automne 2007. Ce gîte a fait l'objet d'observation de traces le 25 juin 2008. Ceci constitue l'unique indice de présence du gîte depuis son installation. Il est probable que ce gîte artificiel ait été occupé temporairement par un individu. Nous pouvons soumettre un facteur limitant

qui est la disponibilité en gîtes autour. En effet, excepté les gîtes artificiels, il n’y a pas d’autres gîtes permanents (terriers de lapins ou trous de rongeurs) dans un rayon de 100 mètres, soit sur une surface de plus de 3 hectares, ce qui est supérieur aux domaines vitaux estimés lors des suivis télémétriques réalisés sur Vertbois aux printemps 2008 et 2009 (Doré *et al.*, 2009 ; Grillet *et al.*, 2008).

Les probabilités d’extinction sont expliquées par la disponibilité en terriers de lapins et trous de rongeurs présents en 2010. La placette 45, qui n’a pas fait l’objet d’observation d’indices de présence au printemps 2010, possèdent une probabilité d’extinction de 0.26 que nous pouvons expliquer par la présence d’un terrier de lapin. Cette placette était occupée en 2007. Il est possible qu’elle le soit encore malgré l’absence d’observations et la forte détection de l’espèce sur les 3 passages du suivi. Il en est de même pour la placette 26, qui possède un trou de rongeur, mais qui est négative au printemps 2010 avec une probabilité d’extinction de 0.46. Cette plus forte probabilité d’extinction indiquerait donc que les terriers de lapins sont plus attractifs pour le Lézard ocellé du fait d’une probabilité d’extinction plus faible pour la placette 45. Les autres placettes devenues négatives en 2010 et possédant une probabilité d’extinction de 0.88 ne présentent aucun gîte permanent disponible.

4.3. Taille de la population

Nos résultats pour l’année 2010 estiment la taille de la population à 1025 individus avec un intervalle de confiance compris entre 695 et 1355 (Fig.17, méthode 2). Il s’agit du modèle nous donnant une estimation avec le plus petit intervalle de confiance. La méthode n’est pas la même qu’en 2007 où nous avons utilisé les deux derniers passages ainsi que les terriers de lapins et les trous de rongeurs. Notre estimation était de 516 individus (compris entre 248 et 783). La même méthode utilisée cette année nous donne une estimation de 1081 individus avec un intervalle compris entre 992 et 2243. Ceci indiquerait que la taille de la population a augmenté puisque que les intervalles de confiance ne se chevauchent pas et aurait même doublée, ce qui paraît peu probable.

En revanche, si nous estimons la taille de la population de 2007 avec la même méthode employée cette année, nous obtenons, pour 2007, une estimation de 1018 individus avec un intervalle de confiance compris entre 602 et 1355, soit une estimation proche de celle de 2010. Ceci paraît plus réaliste compte tenu de nos connaissances sur la population et des observations que l’on réalise sur le terrain.

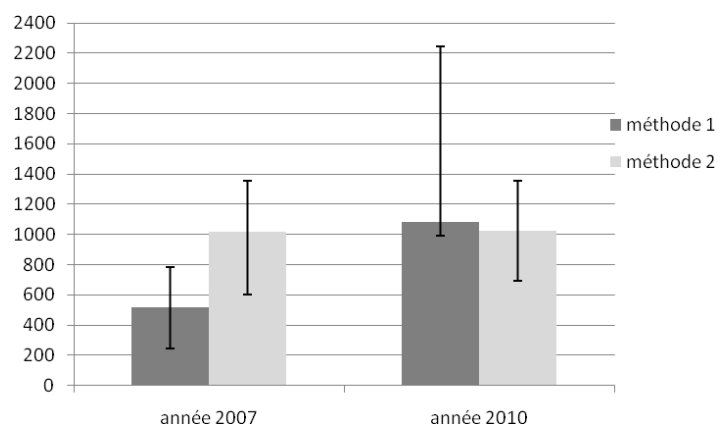


Fig. 17 : estimation de la taille de la population. Méthode 1 : prise en compte des 2 derniers relevés ainsi que des terriers de lapins et trous de rongeurs. Méthode 2 : prise en compte des 3 relevés sans covariables.

Il est difficile de savoir quelle estimation est plus proche de la réalité. L'estimation de 2007 (516 individus) est peut-être sous-estimée. L'estimation de 2010 (1081 individus compris entre 992 et 2243) avec la même méthode est peut-être surestimée. La poursuite du suivi et la nouvelle estimation en 2013 permettra de mieux comprendre et estimer la taille de la population.

4.5. Perspectives

Il paraît important de poursuivre les études menées sur la population de Léopard ocellé de l'île d'Oléron, la plus étudiée en France. La troisième session du suivi à long terme devra être réalisée en 2013. Elle permettra de mieux appréhender l'évolution de la population après la réalisation de l'état initial en 2007 du suivi à long terme.

En dehors du suivi à long terme, d'autres mesures pourront être envisagées dans les années à venir du fait de la mise en place du Plan National d'Actions pour le Léopard ocellé. A l'heure actuelle, ce plan n'est pas encore validé mais certaines mesures préconisées peuvent être réalisées sur la population d'Oléron.

Tout d'abord, certaines actions d'études visant à mieux connaître le Léopard ocellé peuvent être mises en place sur Oléron, notamment l'étude des déplacements et de la dispersion du Léopard ocellé.

Puis certaines mesures de conservation pourront être réalisées et/ou testées. Il s'agit potentiellement de tester la réintroduction du Lapin de garenne. La population de lapins a subi une chute brutale entre 2001 et 2006 (Grillet *et al.*, 2010). Les observations réalisées ces deux dernières années montrent que le Lapin de garenne semble voir ses effectifs augmenter même si il reste des secteurs où l'activité paraît faible (absence de terriers). Si nous prenons en compte la disponibilité en terriers de lapins sur les placettes de suivis, celles-ci a plus que doublé entre 2007 et 2010, passant de 115 à 262 terriers. Tester le renforcement de lapins sur Oléron paraît judicieux dans la mesure où nous avons un réel état 0 de la population de Léopard ocellé sur l'ensemble de la zone d'étude. Nous pourrions donc évaluer l'action visant le Lapin de garenne.

De la même manière nous pouvons tester la mise en place de nouveaux gîtes artificiels élaborés selon un principe différent de ceux mis en place en 2005 et 2007, c'est-à-dire favorisant le regroupement d'individus de Léopard ocellé. Nous pouvons imaginer la mise en place sur un secteur, de plusieurs gîtes artificiels dont chacun puisse accueillir plusieurs individus. Le substrat sableux permet la mise en place de gîte dans le sol. Un gîte basé sur l'empilement de palette de récupération en bois (avec connexion vers la surface via des tubes plastique comme les gîtes artificiels actuels) offre de nombreuses loges possibles pour le Léopard ocellé (Fig. 18). Ce type de gîte peut être testé sur un secteur non sensible (peu fréquenté), où le Léopard ocellé est présent mais le nombre de gîtes disponibles est faible. On pourrait les disposer sur une placette non occupée par le Léopard ocellé en 2010 mais à proximité de secteurs occupés.

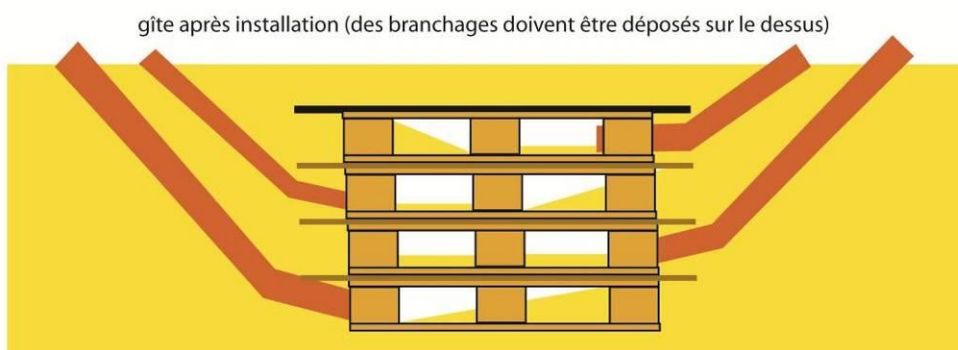
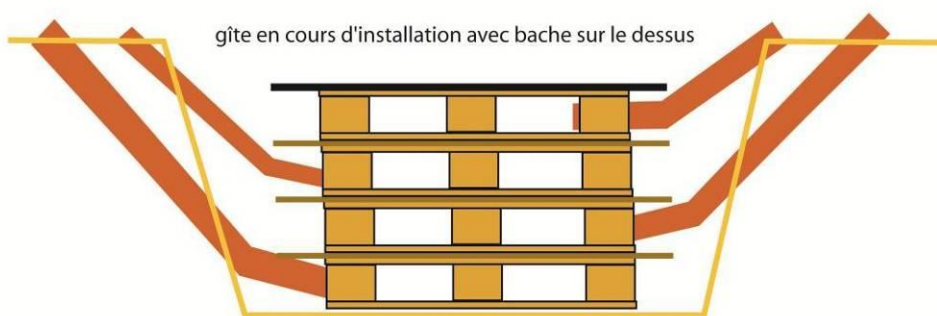
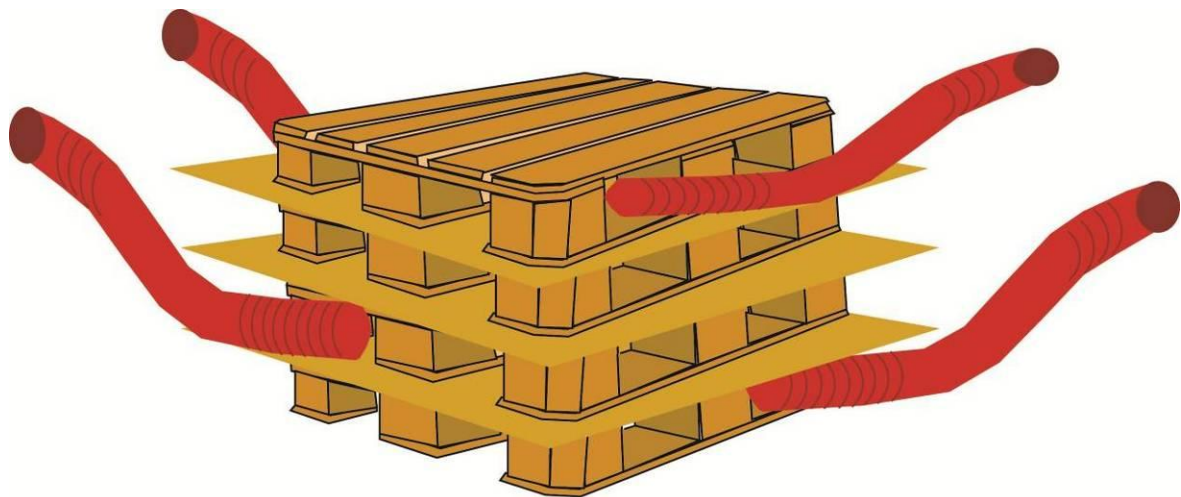


Fig. 18 : schéma de gîte artificiel pouvant être testé sur l'île d'Oléron.

5. Conclusion

La population de Lézard ocellé sur l'île d'Oléron semble globalement stable depuis la réalisation de l'état initial du suivi en 2007 même si de petits changements ont été notés (colonisation et extinction locale de l'espèce sur certaines placettes). L'estimation des effectifs ne nous permet de dire avec certitude comment à évoluer la population en l'espace de 3 ans. La colonisation de placettes grâce aux gîtes artificiels est encourageant pour l'avenir de la population tout comme l'augmentation de la disponibilité en terriers de lapins. En revanche l'érosion littorale qui au début de l'année 2010 a fortement impacté le trait de côte est un menace importante pour la population à plus long terme.

L'occupation selon les secteurs n'a donc pas beaucoup évolué excepté sur Grand-Village où l'occupation a augmenté du fait de la présence de nouveaux gîtes permanents (gîtes artificiels et terriers de lapins). Cette dernière variable est celle qui explique le plus l'abondance en Lézard ocellé. Le maintien du Lapin de garenne est crucial pour la conservation de la biodiversité en milieu dunaire et pour le Lézard ocellé.

La population de Lézard ocellé sur l'île d'Oléron reste une population fragile de par sa situation isolée et de plus au sein d'une île. Mais avec la colonisation des clairières ces dernières années sur Vertbois, les capacités démographiques restent intactes avec la colonisation de nouveaux secteurs sur Grand-Village. L'intérêt des clairières, face à l'érosion littorale prononcée est un facteur important à moyen terme pour permettre à l'espèce de coloniser ces nouveaux milieux. Il est donc important, pour le gestionnaire, de veiller à maintenir le caractère ouvert de ces milieux, notamment sur Saint Trojan où la tendance à la fermeture semble prononcée au moins localement.

La poursuite du suivi à long terme dans les années futures (troisième session prévue au printemps 2013) nous permettra de mieux caractériser l'évolution de la population et d'intervenir le cas échéant face à des menaces identifiées. Egalement la mise en place d'un Plan National d'Actions devra amener la réalisation de nouvelles actions.

La méthodologie utilisée semble la plus appropriée au regard des objectifs recherchés. Néanmoins, elle nécessite une certaine rigueur : temps constant passé sur chaque placette et effort de prospection sur le terrain important (total de 210 heures au printemps). De plus, elle nécessite également une bonne connaissance de l'espèce recherchée (notamment pour les indices de présence). Il paraît indispensable de prendre en compte ces contraintes pour obtenir des résultats fiables et comparables.

La population de Lézard ocellé de l'île d'Oléron est probablement l'une des populations françaises les plus faciles à étudier et à suivre. Il reste encore de nombreuses inconnues comme la démographie ou encore les relations entre individus (comportement, structure sociale...). Elle constitue un véritable laboratoire qui peut nous permettre d'acquérir de nombreuses connaissances sur une espèce méditerranéenne dont le statut précaire est aujourd'hui reconnu.

Bibliographie

Amstrup S.C., McDonald T.L. et Manly B.F.J. 2005. *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, Princeton, 313 p.

Buckland S.T. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford, 434 p.

Burnham K.P. et Anderson D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. 2nd Ed. Springer-Verlag, New York, 488 p.

Christian K.A., Tracy C.R. et Porter W.P. 1984. Physiological and ecological consequences of sleeping-site selection by the Galapagos land iguana (*Conolopus pallidus*). *Ecology*, **59**: 752-758.

Delibes-Mateos M., Delibes M., Ferreras P. et Villafuerte R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, **22**: 1106-1117.

Doré F., Grillet P., Thirion J.M., Besnard A. et Cheylan M. soumis. Evaluation of a new method to monitor a declining species: application to the ocellated lizard population on Oleron island. *Amphibia-Reptilia*.

Doré F., Grillet P., Thirion J.M., Cheylan M., Sabrina Lefebvre et Dauge C. 2009. Etude et suivi de la population de Léopard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron. Office National des Forêts, rapport interne, Poitiers. 27 p.

Doré F. 2008. Mise en place d'un suivi à long terme et caractérisation des habitats d'une population de Léopard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) en limite nord de répartition sur l'île d'Oléron. Mémoire de Master 2. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier. 37 p.

Doré F., Grillet P., Thirion J.M., Cheylan M. et Dauge C. 2007. Etude et sui de la population de Léopard ocellé sur l'île d'Oléron. Office National des Forêts Poitou-Charentes, rapport interne, Poitiers. 61 p.

Grillet P., Cheylan M., Thirion J.M., Doré F., Bonnet X., Dauge C., Chollet S. et Marchand M.A. 2010. Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon Lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity and Conservation*, **19**: 2039-2051.

Grillet P. 2008. *Biologie des extinctions et changements globaux : apport du Léopard ocellé Lacerta lepida, Daudin, 1802*. Mémoire de diplôme Environnement et Gestion de la Biodiversité. Ecole Pratique des Hautes Etudes. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. CEFÉ-CNRS. Montpellier. 131 p.

Grillet P., Doré F., Thirion J.M., Cheylan M. et Dauge C. 2008. Etude et suivi de la population de Léopard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron. Office National des Forêts, rapport interne, Poitiers. 99 p.

Hines J.E. 2006. PRESENCE 3.0 (Beta) – Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.

Huey R.B. 1991. Physiological consequences of habitat selection. *Am. Nat.*, **137**: 91-115.

Huey R.B., Peterson C.R., Arnold S.J. & Porter W.P. 1989. Hot rocks and not-so-hot rocks : retreat-site selection by garter snakes and its thermal consequences. *Ecology*, **70**: 931-944.

MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.L. et Hines J.E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling, Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier. Academic Press. 324 p.

MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A. et Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, **83**: 2248-2255.

Mateo J.A. 2007. Lagarto ocelado. *Timon lepidus* (Daudin, 1802). In : Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Site Internet <<http://www.vertebradosibericos.org>>.

Milne T. et Bull C.M. 2000. Burrow choice by individuals of different sizes in the endangered pygmy blue tongue lizard *Tiliqua adelaidensis*. *Biological Conservation*, **95**: 295-301.

Paulo O.F. 1988. *Estudo eco-etológico da população de Lacerta lepida (Daudin, 1802) da ilha de Berlenga*. Relatório de estágio de licenciatura em biologia. FCUL, Lisboa, 314p.

Royle J. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, **60**:108–115.

Royle J. et Nichols J. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data point counts. *Ecology*, **84**(3): 777-790.

Sabo J.L. 2003. Hot rocks or no hot rocks : overnight retreat availability and selection by a diurnal lizard. *Oecologia*, **136**: 329-335.

Schlesinger C.A. et Shine R. 1994. Choosing a rock : perspectives of a bush-rock collector of climate space by a montane snake. *Biol. Conserv.*, **90**: 91-101.

Souter N.J., Bull C.M. et Hutchinson M.N. 2004. Adding burrows to enhance a population of the endangered pygmy blue tongue lizard *Tiliqua adelaidensis*. *Biol. Conserv.*, **116**: 403-408.

The R Foundation for Statistical Computing 2008. R version 2.8.1. (22.12.2008)

Vicente L.A. 1989. *Sobre a historia natural dos reptéis da ilha Berlenga, síndrome de insularidade*. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências, universidade de Lisboa. 485 p.

Webb J.K. et Shine R. 2000. Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitat of endangered reptiles ? *Biol. Conserv.*, **12**: 654-664.