



HAL
open science

Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes*) en Aquitaine

Pauline Priol

► To cite this version:

Pauline Priol. Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes*) en Aquitaine. Sciences de l'environnement. 2015. hal-01424521

HAL Id: hal-01424521

<https://ephe.hal.science/hal-01424521>

Submitted on 2 Jan 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES
Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE
présenté
par

PRIOL Pauline

pour l'obtention du Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

**Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale
et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates
cultripes*) en Aquitaine**

soutenu le 27/11/2015 devant le jury suivant :

M. DELESALLE Bruno – Président
M. BESNARD Aurélien – Tuteur scientifique et pédagogique
M. EGGERT Christophe – Rapporteur
M. CROCHET Pierre-André – Examineur
Mme JOURDAN Hélène – Examineur

Mémoire préparé sous la direction de :

M. BESNARD Aurélien

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, directeur: M. MIAUD Claude

Ecole Pratique des Hautes Etudes
UMR 5175 - Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
1919, Route de Mende
34293 Montpellier cedex 5 - France

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES
Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE
présenté
par

PRIOL Pauline

pour l'obtention du Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

**Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale
et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates
cultripes*) en Aquitaine**

soutenu le 27/11/2015 devant le jury suivant :

M. DELESALLE Bruno – Président
M. BESNARD Aurélien – Tuteur scientifique et pédagogique
M. EGGERT Christophe – Rapporteur
M. CROCHET Pierre-André – Examineur
Mme JOURDAN Hélène – Examineur

Mémoire préparé sous la direction de :

M. BESNARD Aurélien

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, directeur: M. MIAUD Claude

Ecole Pratique des Hautes Etudes
UMR 5175 - Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
1919, Route de Mende
34293 Montpellier cedex 5 - France

PREAMBULE

Ce manuscrit, présente les résultats d'un programme d'étude et de conservation du Pélobate cultripède en Aquitaine, réalisé sur trois années d'étude (2009-2011), par l'association Cistude Nature, en partenariat avec l'Office National des Forêts (ONF), le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et l'École Pratique des Hautes Études (EPHE).

Ce programme a été soutenu financièrement par le Conseil Général de Gironde, le Conseil Régional d'Aquitaine, la fondation Nature et Découverte, la DREAL Aquitaine et les Fonds FEDER de l'Union Européenne, techniquement et scientifiquement par l'université de Savoie (Claude Miaud) et FaunaConsult (Christophe Eggert).

Il est valorisé à travers la réalisation d'un diplôme EPHE (Pauline Priol responsable du Programme) encadré scientifiquement par Aurélien Besnard (EPHE / CEFE - CNRS) et d'un Film « Les dernières steppes » réalisé par le Gobbie (Marie Daniel et Fabien Mazzocco) en partenariat technique et financier avec l'ONF et Cistude Nature.

Ce manuscrit se décline en cinq grands chapitres :

Le premier consiste en une introduction générale du sujet où les objectifs et les études réalisées sont présentés, suivis d'une description de l'état des connaissances actuelles sur l'espèce, et de la présentation des sites d'études.

Les trois suivants répondent chacun à l'un des objectifs fixés dans le cadre de cette étude, et sont présentés sous forme d'articles (Introduction, Matériels et Méthodes, Résultats, Discussion et Conclusion) écrits en français.

Le second est consacré aux techniques d'inventaires et aux probabilités de détection de l'espèce. Il présente les paramètres environnementaux influençant la présence de l'espèce, sa détection et sa reproduction sur l'aire d'étude, ainsi que des éléments de discussion quant aux protocoles d'inventaires à utiliser pour cette espèce et apporte des conclusions sur le statut régional du Pélobate.

Le troisième chapitre traite de l'écologie spatiale et de la sélection d'habitat de l'espèce à une échelle plus locale. Il évalue les stratégies de répartition des individus au sein du site d'étude, les besoins et exigences de l'espèce en termes d'habitats terrestres et met en évidence les paramètres environnementaux à prendre en compte dans la conservation et la protection de ses habitats.

Le quatrième décrit la dynamique d'une population en focalisant sur l'estimation de paramètres démographiques clés (tels que les probabilités de survie, les taux d'émigration, ainsi que l'estimation de l'effectif de la population), et sur l'analyse de l'activité saisonnière des individus. Ce chapitre présente également des éléments de discussion sur les suivis à mettre en place pour l'étude de la dynamique des populations chez cette espèce.

Le cinquième, qui présente la conclusion des travaux, fait état d'une synthèse des éléments principaux qui ressortent des différents chapitres et discute des suivis réalisés, propose des orientations pour un meilleur suivi de l'espèce, pour une gestion conservatoire de l'espèce et un aménagement durable des territoires occupés, et évoque, les efforts à poursuivre et les perspectives à envisager afin de compléter au mieux ces travaux.

Partenaires scientifiques et techniques :



Partenaires financiers :



A ma famille,
ma principale source d'inspiration...

Il meurt lentement celui qui ne prend pas de risque pour réaliser ses rêves.
Pablo Neruda

REMERCIEMENTS

Six années se sont déroulées, entre le début de ce projet et la fin de ce diplôme. Six années c'est long...mais finalement pas tant que ça...

Ce diplôme est avant tout destiné à des professionnels, qui, par une formation à la recherche par la recherche veulent approfondir un sujet qui leur est cher.

C'est comme ça que ce diplôme a débuté, en 2009, au sein de l'association Cistude Nature, avec une ambition principale: approfondir les analyses des données récoltées sur le terrain au sein des projets de conservation, par des outils puissants et robustes, que sont les analyses statistiques et la modélisation; Pour une meilleure interprétation des résultats d'abord, pour une meilleure valorisation des données ensuite, et puis surtout pour une meilleure application, une meilleure conservation.

Et puis la vie s'en est mêlée...

Des rencontres, tout d'abord, UNE rencontre surtout...

Des ras-le bol puis des coups de gueule aussi...

Puis un profond besoin de prendre l'air, de se ressourcer, de se recentrer sur l'essentiel...

Après un terrain incroyable à courir les dunes pendant deux années, souvent seule, parfois accompagnée, souvent très bien accompagnée; il y a eu le déclic...le départ!

2011, les données étaient récoltées, les cours étaient achevés, première interruption: deux années pour prendre l'air, l'air frais, l'air glacial, canadien, perdus au milieu des ours, des loups et des épinettes. Deux années sur un projet de recherche, un autre, en forêt boréale cette fois, à trapper une petite bête volante à poil, un projet familial aussi et surtout...

2013, voilà quatre années que le diplôme a débuté, et nous refoisons le sol français, pour un nouveau départ, une installation peut être. L'inscription est relancée, la formation canadienne, complémentaire à celle-ci apporte ses méthodes et l'aventure reprend...

2014, deuxième interruption, pour le plus beau des projets cette fois, une grossesse, et me voilà projetée dans la belle des aventures qui soit!

2015, il faut achever cette fois, la reprise fût difficile, mais la promesse fût tenue!

Merci à toi Aurélien B., pour ta confiance, ta patience, ton enthousiasme, ta disponibilité et ton amitié aussi, tout simplement!

Travailler en recherche appliquée, en conservation, reliée, interconnectée entre méthodologistes et conservationnistes, c'est là que se trouve ma place, c'est là que j'ai passé mes meilleures dernières années!

Merci également à Christophe C. de Cistude Nature, d'avoir permis mon inscription en diplôme, ma collaboration avec le CEFE-CNRS via l'EPHE, d'avoir permis ce programme d'étude et de conservation aussi.

Merci aux financeurs, et à la DREAL Aquitaine, sans qui ce projet n'aurait pu voir le jour.

Merci également à Christophe E. et Claude M., pour les conseils concernant la télémétrie et l'équipement des individus.

Un grand merci également à toutes les personnes qui se sont investies sur le terrain:

- Les techniciens de l'ONF pour leur intérêt et les journées de terrain en 4x4 dans les dunes, sans vous, plusieurs mares n'auraient jamais pu être visitées; les principaux, Jean-Pierre Coste, Pierre Assié, Jacques Devoti, Bernard Devaux, François Bottin...et Fabrice Sin;
- Benjamin Andrieux, pour sa motivation, sa simplicité et son enthousiasme, une belle manière de terminer mon encadrement de stagiaire;
- Jess et Pablo pour les belles soirées nocturnes CMR, la recherche des individus perdus pendant les week-end, et Jess surtout, pour son soutien infaillible et la prise de données des points disponibles, sous le soleil, avant le grand départ...
- Marie D. et Fabien M., pour tous ces moments partagés, que de soirées, de nuits entières même, de pic-nic, de rigolades, d'images...de prise de sons...que de souvenirs...de très bons souvenirs...
- Franck T., pour les coups de mains et les apéros. A cette belle époque!
- Zoey O-J., ma partenaire! ma partenaire de diplôme, de cours, de terrain! C'était tellement super de vivre tout ça en parallèle toutes les deux. Merci pour ton accompagnement à toute épreuve! Et bonne chance dans ta nouvelle vie!
- Marie L. et Mathieu M. pour ces soirées réunionnaises ou sur le littoral en camions aménagés! On aura bien profité autant des vagues que du rhum!

Puis merci à ceux côtoyés ou rencontrés à l'occasion de la formation:

- Les copains du CEFÉ pour les discussions et le soutien quel qu'il soit, les anciens tout d'abord, Thibaut C. et Guillaume A. pour les soirées à l'occasion des cours à Montpellier, l'hébergement, la logistique...les nouveaux ensuite, Laetitia B., Paméla L., Julie F., Raphael S., Florence M., pour les bonnes discussions à l'occasion de congrès et autres puis Jules C., Théo D. des diplômés de même génération;
- Dom et Ginou pour l'hébergement sur les environs de Montpellier et les soirées au coin du feu;
- Les maîtres de conf, Marc C., Claude-Pierre G., Christopher C., Maria S. G., pour les cours tous plus intéressants les uns que les autres, avec une mention spéciale pour les cours de stat d'Aurélien Besnard évidemment.
- Roger Prodon pour l'accueil au sein du labo, c'était en 2003 la première fois, pour la thèse d'Arnaud L.; Une histoire qui se poursuit avec Claude désormais...même si tu restes irremplaçable Roger!

Et pour finir merci à ceux que l'on ne remercie jamais assez, mes parents et mes sœurs, ma moitié et mon fils...

TABLE DES MATIERES

PREAMBULE	i
REMERCIEMENTS.....	iv
TABLE DES MATIERES.....	vi
LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xii
CHAP I - INTRODUCTION GENERALE	1
1 – INTRODUCTION.....	1
2 – OBJECTIFS DE RECHERCHE ET ETUDES REALISEES	5
3– ESPECE ETUDIEE.....	6
3.1. Description.....	6
3.2. Répartition géographique et habitats.....	7
3.2.1. Répartition mondiale.....	7
3.2.2. Répartition ancienne et récente en Aquitaine	7
3.3. Écologie	9
3.3.1. Cycle d’activité	9
3.3.2. Alimentation	10
3.3.3. Reproduction	10
3.3.4. Prédation	11
3.4. Menaces et causes de régression	11
4 – SELECTION ET LOCALISATION DE L’AIRE D’ETUDE.....	11
4.1. Aire d’étude pour les inventaires (Chp. II)	12
4.2. Aire d’étude pour les suivis télémétriques et la CMR (Chp. III et IV)	12
CHAP II – INVENTAIRES, PROBABILITE DE DETECTION ET CARACTERISATION DES SITES DE REPRODUCTION	
UTILISES	13
1 – INTRODUCTION.....	13
2 – MATERIELS ET METHODES	15
2.1. Aire d’étude	15
2.2. Échantillonnage.....	17
2.3. Caractérisation des mares	17
2.4. Analyses statistiques	18
2.4.1. Modèle d’occupation à saison unique	18

2.4.2. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression négative binomiale	19
2.4.3. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression logistique	19
3 – RESULTATS	19
3.1. Méthodes de détection	20
3.1.1. Modèle d’occupation à saison simple sur les 104 mares	20
3.1.2. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression négative binomiale	21
3.2. Caractérisation des sites de reproduction	23
4 – DISCUSSION	26
4.1. Méthodes de détection	26
4.1.1. Détection de larves.....	26
4.1.2. Détection de pontes	26
4.1.3. Détection des adultes.....	27
4.2. Caractérisation des sites de reproduction	28
5 – CONCLUSION	29
CHAP III – ECOLOGIE SPATIALE ET SELECTION D’HABITAT TERRESTRE	31
1 – INTRODUCTION.....	31
2 – MATERIELS ET METHODES	32
2.1. Aire d’étude	32
2.2. Méthodes de capture et radio-téléométrie	34
2.3. Données de radio-téléométrie et analyses statistiques	35
2.4. Données de sélection d’habitat et analyses statistiques	37
3 – RESULTATS.....	39
3.1. Mouvements et stratégies individuelles	39
3.1.1. Domaines vitaux.....	39
3.1.2. Stratégies individuelles.....	41
3.2. Sélection d’habitat	42
3.2.1. Sélection d’habitat saisonnier.....	43
3.2.2. Sélection d’habitat en fonction du sexe.....	45
3.3. Régressions Logistiques Conditionnelles	47
4– DISCUSSION	48
4.1. Mouvements et stratégies individuelles	48
4.2. Sélection d’habitat	50
4.3. Comparaison entre l’ENFA et les régressions logistiques	50
5 – CONCLUSION	51
CHAP IV – DYNAMIQUE DE POPULATION.....	52

1 – INTRODUCTION	52
2 – MATERIELS ET METHODES	53
2.1. Aire d'étude	53
2.2. Méthodes de capture	55
2.3. Caractérisation de la population.....	55
2.4. Analyses statistiques	55
2.4.1. Estimation de l'abondance de pélobates à chaque période potentielle de reproduction	56
2.4.2. Estimation de l'abondance de pélobates par saison selon un Robust design	56
2.4.3. Estimation de l'abondance de crapauds actifs qu'au printemps, qu'à l'automne ou aux deux saisons	57
2.4.4. Tests de puissance.....	57
3 – RESULTATS	58
3.1. Caractérisation de la population.....	59
3.2. Abondance et paramètres démographiques	59
3.2.1. Tests d'hypothèse de fermeture.....	59
3.2.2. Modèles saisonniers de population ouverte	60
3.2.3. Modèles saisonniers de type « Robust-design »	63
3.2.4. Synthèse des résultats et comparaison des méthodes statistiques	65
3.2.5. Estimation de l'abondance de crapauds actifs qu'au printemps, qu'à l'automne ou aux deux saisons	66
3.2.6. Tests de puissance.....	67
4– DISCUSSION	68
4.1. Caractérisation de la population.....	68
4.2. Abondance et paramètres démographiques	69
4.2.1. Probabilité de capture (p).....	69
4.2.2. Estimation d'abondance (N)	70
4.2.3. Survie (S)	70
4.2.4. Migrations	71
4.2.5. Activité saisonnière	71
4.2.6. Tests de puissance.....	72
5 – CONCLUSION	72
CHAP V – DISCUSSION ET CONCLUSION	73
1 – SYNTHÈSE DES RESULTATS OBTENUS	73
1.1. Inventaires, probabilité de détection et caractérisation des sites de reproduction utilisés	73
1.2. Écologie spatiale et sélection d'habitats terrestres.....	74
1.3. Dynamique de population	74
2 – AMÉLIORATION DES PROTOCOLES	74

1.1. Inventaires	75
1.2. Suivis de population par CMR.....	75
3 – PRECONISATIONS DE GESTION	76
1.1. Interventions en milieu forestier	76
1.2. Interventions sur la mare de reproduction	76
1.3. Création de mares sur un territoire occupé par le Pélobate cultripède.....	76
D– PERSPECTIVES DE RECHERCHE SUR L'ESPECE	77
CHAP VI – BIBLIOGRAPHIE.....	79

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Répartition géographique et statut du Pélobate cultripède (Source : IUCN, 2009).	7
Figure 1.2 : Données anciennes et récentes concernant la répartition du Pélobate cultripède en Aquitaine (en jaune les données bibliographiques anciennes, en orange des données plus récentes non confirmées et en rouge les données récentes confirmées) (Source : Berroneau, 2014).	9
Figure 2.1 : Présentation des deux secteurs inventoriés en Aquitaine lors du programme d'étude du Pélobate cultripède réalisé de 2009 à 2011.....	16
Figure 2.2 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, en fonction de la température moyenne de l'air (dans des circonstances de taux d'humidité moyen (70%) et de lune noire).	22
Figure 2.3 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, en fonction du taux d'humidité moyen de l'air (dans des circonstances de températures moyennes (16°) et de lune noire).	23
Figure 2.4 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de l'ensoleillement du plan d'eau (dans des circonstances de pente moyenne (20%), de profondeur moyenne (1m) et de surface moyenne (150m2))......	24
Figure 2.5 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de la surface du plan d'eau (dans des circonstances de pente moyenne (20%), de profondeur moyenne (1m) et d'ensoleillement moyen (80%).	25
Figure 2.6 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de la pente du plan d'eau (dans des circonstances de surface moyenne (150m2), de profondeur moyenne (1m) et d'ensoleillement moyen (80%).	25
Figure 3.1 : Localisation du site pilote de suivi de population de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 dans le sud-ouest de la France, en Gironde, sur la commune du Porge (les points noirs représentent les mares du cordon dunaire inventoriées).	33
Figure 3.2 : Cartographie des milieux disponibles autour du site pilote du Porge pour le suivi de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 (en bleu la plage, en blanc la dune blanche, en gris la dune grise, en jaune la lisère forestière, en vert clair la forêt de fixation, en vert la forêt mature, en rouge les chablis et en noir la piste cyclable).	34
Figure 3.3 : Représentation des quatre différentes stratégies de déplacement des individus Pélobate cultripède équipés sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011 (individu A utilisant un site « Unique », l'individu B une stratégie « Successive stricte », l'individu C une « successive alternative » et l'individu D une stratégie « Alternative ») ; la mare est symbolisée en rouge).....	36
Figure 3.4 : Représentation des domaines vitaux estivaux et hivernaux des différents individus Pélobate cultripède équipés sur le site du Porge entre 2009 et 2011 (les localisations des individus femelles sont représentées par losanges, celles des mâles par des ronds, à chaque couleur correspond un individu différent ; la mare est symbolisée en rouge).	40
Figure 3.5 : Représentation graphique de la surface des domaines vitaux mâles (bleu) et femelles (bordeaux) des différents individus de Pélobate cultripède équipés sur le site du Porge entre 2009 et 2011.	41
Figure 3.6 : Représentation graphique de l'ENFA pour l'ensemble des Pélobates suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.	43
Figure 3.7 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates suivis en période estivale sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à	

droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.	44
Figure 3.8 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates suivis en période hivernale sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.	44
Figure 3.9 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates femelles suivies sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.	46
Figure 3.10 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates mâles suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.	46
Figure 4.1 : Localisation du site pilote de suivi de population de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 dans le sud-ouest de la France, en Gironde, sur la commune du Porge (les points noirs représentent les mares du cordon dunaire inventoriées).	54
Figure 4.2 : Cartographie des milieux disponibles autour du site pilote du Porge pour le suivi de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 (en bleu la plage, en blanc la dune blanche, en gris la dune grise, en jaune la lisère forestière, en vert clair la forêt de fixation, en vert la forêt mature, en rouge les chablis et en noir la piste cyclable).	54
Figure 4.3 : Évolution des caractéristiques des sessions de capture du Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge, en Gironde entre 2010 et 2011.	59
Figure 4.4 : Synthèse des probabilités de capture de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par les différents modèles saisonniers de population ouverte (POPAN).....	62
Figure 4.5 : Abondances de Pélobates cultripède estimées sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par saison et par sexe par les différents modèles saisonniers de population ouverte (POPAN).....	62
Figure 4.6 : Probabilités de capture de Pélobate cultripède estimées sur le site pilote du Porge au cours du temps sur les années 2010 et 2011, par le meilleur modèle de type « Robust-design ».	64
Figure 4.7 : Abondances de Pélobates cultripède estimées sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par saison et par sexe par le meilleur modèle de type « Robust-design ».	64
Figure 4.8 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge selon le nombre de sessions de capture retenues pour l'analyse (2010 en jaune, 2011 en vert).	67
Figure 4.9 : Survie semestrielle du Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, selon le nombre de sessions de capture retenues pour l'analyse (mâles en bleu, femelles en rouge).	68

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Classement des 10 meilleurs modèles d'occupation simple du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011, selon la zone géographique, les méthodes de détection utilisées et les caractéristiques des plans d'eau inventoriés en addition (+) ou en interaction (*), selon le nombre de paramètres K, le critère d'Akaike AICc et le poids d'Akaike w_i . Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection. (.) indique que la probabilité d'occupation est équivalente peu importe la zone géographique, (zone), qu'elle dépend de la zone géographique, (methode) indique que la probabilité de détection dépend de la méthode de détection employée (détection des adultes, des pontes ou des larves), (t) indique que la probabilité de détection est variable dans le temps, (surf) que la probabilité de détection dépend de la surface, (veget), de la végétation aquatique et (prof) de la profondeur.	20
Tableau 2.2 : Présentation des estimés des coefficients des variables pour le meilleur modèle d'occupation simple du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011 qui considère une influence de la zone géographique sur l'occupation des sites par l'espèce et une influence des méthodes de détection et de la surface des plans d'eau inventoriés sur la probabilité de détection de l'espèce. Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection. (zone) indique que la probabilité d'occupation dépend de la zone géographique, (capt larves) indique la capture de larves, (visu têtard) indique une détection visuelle des larves, (ponte) la détection des pontes, (détection adulte) la probabilité de détection des adultes, (surf) que la probabilité de détection dépend de la surface.	21
Tableau 2.3 : Classement des cinq meilleurs modèles de régression négative binomiale testant l'influence de la température (T_p), du taux d'humidité (Rh), de la Lune (lune), de la pluie (pluie), de la vitesse du vent et de son orientation ($V*O$) et du nombre d'observateur sur le nombre de Pélobate cultripède détecté sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, selon le nombre de paramètres K, le critère d'Akaike AICc et le poids d'Akaike w_i	21
Tableau 2.4 : Présentation des estimés et significativité des coefficients des variables du meilleur modèle de régression négative binomiale qui considère le nombre de Pélobate cultripède détecté sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 fonction de la température (T_p), du taux d'humidité (Rh) et de la lune.	22
Tableau 2.5 : Classement des cinq premiers modèles de régression logistique testant la relation entre l'utilisation du plan d'eau pour la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011 (détectée par identification de pontes ou par présence de larves) et les caractéristiques du plan d'eau, selon le nombre de paramètres K, le critère d'Akaike AICc et le poids d'Akaike w_i	23
Tableau 2.6 : Présentation des estimés et significativité des coefficients des variables du meilleur modèle de régression logistique qui considère l'utilisation d'un plan d'eau pour la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de l'ensoleillement, de la profondeur, de la surface et de la pente du plan d'eau.	24
Tableau 3.1 : Variables environnementales utilisées dans l'analyse de sélection d'habitat par le Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.	37
Tableau 3.2 : Stratégies individuelles de déplacement du Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, classées en quatre catégories selon le sexe et la période d'activité.	42
Tableau 3.3 : Corrélation des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) de l'ENFA principale. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à celui de la marginalité.	43
Tableau 3.4 : Corrélation des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) pour les ENFA intégrant la variabilité saisonnière. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à la marginalité.	45
Tableau 3.5 : Corrélation des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) pour les ENFA intégrant la variabilité entre sexe. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à la marginalité.	47
Tableau 3.6 : Modèles testés en fonction des hypothèses formulées et des contraintes des analyses de régressions logistiques conditionnelles sur les 28 données appariées de Pélobates cultripèdes suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.	47

Tableau 3.7 : Description des neufs modèles, classées selon les critères d'informations d' Akaike (QAICc), (Δ QAICc), Akaike weights (QAICc weight) obtenus par la procédure d'inférence multi-modèle sur les 28 données appariées de Pélobates cultripède suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.	48
Tableau 4.1 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés sur les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour le printemps 2010 et classés par AICc.	60
Tableau 4.2 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour l'automne 2010 et classés par AICc.	61
Tableau 4.3 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour le printemps 2011 et classés par AICc.	61
Tableau 4.4 : Dix premiers modèles de type « Robust-design » ajustés pour les données de Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge selon les différentes saisons 2010 et 2011, classés par AICc.....	63
Tableau 4.5 : Estimation de l'abondance de Pélobates cultripèdes actifs sur le site pilote du Porge par saison en 2010 et 2011.	66
Tableau 4.6 : Caractéristiques morphologiques des populations de Pélobate cultripède étudiées en Europe.....	69

CHAP I - INTRODUCTION GENERALE

1 – INTRODUCTION

La perte de biodiversité est aujourd'hui une évidence qui attire de plus en plus l'attention des scientifiques et depuis plus récemment, également celle du grand public (Wilson, 1992). Tous les taxons sont concernés par la crise d'extinction en cours, mais les reptiles et les amphibiens font actuellement partie des espèces les plus menacées à l'échelle mondiale (Baillie & Groombridge, 1996; Baillie *et al.*, 2004), et leur diminution, rapide, est observée depuis les années 1980 (Stuart *et al.*, 2004). Pourtant peu, voire très peu d'études dans le domaine de la conservation concernent ces espèces des milieux humides (Abell, 2002), alors qu'au moins 43% de la faune batrachologique mondiale est aujourd'hui considérée en déclin et plus de 7% des espèces répertoriées classées en danger critique d'extinction (CR: Critically Endangered), la catégorie de menace la plus élevée de l'IUCN (Stuart *et al.*, 2004). Plus récemment encore, les mêmes auteurs, précisent que parmi les 5915 espèces d'amphibiens répertoriées dans le monde, 455 espèces (7,7%) sont considérées en Danger Critique (CR), 768 (12,9%) en Danger (EN: Endangered) et 670 sont classées Vulnérables (VU : Vulnerable) selon la Liste Rouge Mondiale de l'IUCN (Stuart *et al.*, 2008). En Europe, la liste rouge des amphibiens met en évidence le statut précaire de 19 espèces (23%) parmi 83 présentes (Temple & Cox, 2009). En France, sur les 34 espèces d'amphibiens natives recensées sur le territoire métropolitain, deux (5,8%) sont classées en Danger Critique d'extinction (CR), deux (5,8%) en danger (EN), trois (8,8%) vulnérables (VU) et six (17,6%) Quasi Menacées (NT: Near Threatened) sur la liste rouge des espèces menacées en France (UICN et MNHN, 2008).

Si certaines causes de déclin sont encore controversées, tout le monde s'accorde à dire que la principale cause de régression des populations d'amphibiens et la plus préoccupante, est la perte de leur habitat par la destruction et la fragmentation des milieux naturels, même si les menaces encourues proviennent souvent d'une combinaison de facteurs (Hanski, 2005; Wells, 2007; Stuart *et al.*, 2008). En France, comme de par le monde, la modification et la destruction des habitats concernent aussi bien les milieux aquatiques que terrestres. La superficie des zones humides françaises a été ainsi divisée par deux entre 1960 et 1990 (Barnaud *et al.*, 1996) et à l'échelle européenne, on estime que 60% des zones humides auraient été drainées par l'agriculture intensive avant 1985 (Spiers, 1999). Aujourd'hui, les zones humides nationales ne couvrent plus qu'environ 1,5 million d'hectares, soit un peu plus de 2,5% du territoire national, selon la dernière évaluation en date de 2001 (source : IFEN, MNHN). La destruction généralisée des zones humides et prairiales résulte anciennement des politiques de grands travaux d'assèchement et assainissement débutés au XIX^{ième} siècle (comme dans le sud-ouest par exemple, par le creusement de crastes et l'implantation de Pins maritimes sous Napoléon III) (Derex, 2001). Plus récemment l'altération des zones humides provient surtout de l'intensification et de la transformation des pratiques agricoles depuis quarante ans (la France est classée au rang de 2^{ième} producteur agricole mondial) et du développement des zones urbaines (près de 800 km² d'espaces naturels détruits dans les années 1980) (Comité Français de l'IUCN, 2005).

La seconde principale cause de régression souvent pointée du doigt pour ces espèces est la pollution (Temple & Cox, 2009). Ces pollutions souvent associées à l'agriculture ou à l'industrie, peuvent avoir un impact important sur les

populations d'amphibiens, direct (mortalité) ou indirect par l'apparition de malformations ou de dysfonctionnements biologiques (Relyea *et al.*, 2005).

La troisième principale cause à l'origine du déclin des amphibiens est l'introduction d'espèces exotiques. Qu'il s'agisse de prédateurs (salmonidés, écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*), ou d'espèces d'amphibiens non natives, ces espèces peuvent prédateur, entrer en compétition ou s'hybrider avec les espèces natives et même transmettre des maladies aux espèces locales plus fragiles (Temple & Cox, 2009). Une nouvelle cause émergente et dévastatrice sont les maladies infectieuses telle que la chytridiomycose décrite par Longcore *et al.* (1999), maladie provoquée par le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*, à l'origine de déclin massif et rapide à travers le monde (Stuart *et al.*, 2004, Garner *et al.*, 2005). Enfin les changements climatiques induisent de fortes modifications du régime hydrique pouvant fortement altérer le succès reproducteur de certaines espèces d'amphibiens (Greenberg *et al.*, 2015).

Le déclin massif des batraciens est aussi favorisé par la combinaison de différents aspects de leurs biologies : un cycle complexe à la fois aquatique et terrestre les exposant doublement aux menaces; une peau perméable les rendant vulnérables aux substances toxiques, aux radiations et aux pathogènes; une capacité de déplacement relativement faible les rendant vulnérables à la fragmentation de leurs habitats; ainsi qu'une haute-fidélité à leur site les rendant particulièrement sensibles aux facteurs environnementaux locaux (Blaustein & Wake, 1990; Blaustein *et al.*, 1994; Beebee, 1996; Beebee & Griffiths, 2005).

Face à la crise de biodiversité une certaine prise de conscience a émergé au Sommet de la Terre de Rio en 1992 puis au Sommet de Johannesburg en 2002 (Comité Français de l'UICN, 2005). Mais malgré la mise en place de protections réglementaires des espèces en général, tant :

- internationales par la Convention de Berne (1979) qui reconnaît que la Faune et la Flore constituent un patrimoine naturel qu'il est important de préserver;
- européennes avec la Directive-Faune-Flore (Directive Oiseaux 1979, Habitat Faune Flore (1992)) qui protège les espèces animales et végétales et leurs habitats par la mise en place d'un réseau de Zones Spéciales de Conservation, dit Natura 2000, représentant 12% du territoire Européen;
- que françaises, par ses arrêtés de protection des espèces (1979) et de leurs habitats de reproduction et de repos (2007);

le processus de déclin des populations d'amphibiens n'a pu être enrayeré (IUCN, 2008), signifiant que ces outils de protection sont soit insuffisants, soit mal employés, ou encore pas assez ciblés sur l'herpétofaune.

Il est certain, et ceci paraît évident, dans la conduite de projets de gestion et d'aménagement du territoire, qu'il faut connaître pour mieux gérer ; connaître l'état des populations et des communautés concernées (Kendall, 2001) ainsi que les menaces encourues, pour gérer durablement et efficacement les territoires et zones de protection.

Or, malgré le fait que la description des différentes espèces ait débuté principalement au XVIII^{ème} au sein de la communauté de savants et de taxonomistes de l'époque (Linnaeus, 1766; Cuvier, 1817), la science qui étudie les

populations en tant que telles ou biologie des populations est une science plutôt récente (Conroy & Carroll, 2009). L'herpétologie notamment, ou science qui étudie les reptiles et les amphibiens, l'est encore plus et n'a réellement émergée que dans les années 1970. En France, la Société Herpétologique de France, qui a pour but de contribuer à une meilleure connaissance des reptiles et batraciens de France ne fut fondée qu'en 1971 et son équivalent européen, la Societa Europaea Herpetologica qu'en 1980 (contrairement à son équivalent ornithologique, la Ligue de Protection des Oiseaux qui fut fondée en 1912). Ainsi, le premier congrès mondial d'herpétologie, réunissant les plus grands spécialistes, ne s'est tenu qu'en 1989 en Grande Bretagne. Les premières études ont ainsi surtout consistées en de simples comptages révélant la présence/absence des espèces ou la richesse des territoires en espèces. En Europe, le premier atlas couvrant tous les pays d'Europe n'a été publié qu'en 1997 (Gasc *et al.*, 1997) tandis qu'en France, le premier Atlas herpétologique national date de 1989 (Castanet & Guyétant, 1989) sans que toutes les régions françaises n'aient encore toutes leur Atlas régional, plus précis et en principe plus complet.

Or, si dans le contexte actuel de perte accélérée de biodiversité, la distribution géographique des espèces d'amphibiens est relativement bien connue aujourd'hui, la compréhension de la dynamique de leurs populations et des menaces encourues, fait elle, par contre cruellement défaut (Gibbons *et al.*, 2000). En effet, comment intervenir sur un milieu et protéger les espèces qui y vivent si l'on ne comprend pas comment elles fonctionnent ?

L'estimation de paramètres décrivant la dynamique des populations animales (comme l'effectif, la survie des individus, le taux de croissance de la population ou le taux d'occupation spatial par exemple) est donc primordiale. Ces paramètres sont nécessaires, pour évaluer les menaces encourues et adapter les objectifs de gestion d'une part; pour orienter les décisions de gestion d'autre part (Kendall, 2001; Williams *et al.*, 2002); mais également afin de prédire les réponses aux aménagements prévus ou d'évaluer l'efficacité des actions entreprises (MacKenzie *et al.*, 2006).

Or, les informations disponibles à propos de la dynamique des populations, qui pourraient être utilisées dans les plans d'aménagement sont souvent peu fiables ou parfois même inexistantes, et ce, pour une majorité d'espèces d'amphibiens, en raison d'un manque réel de données précises et non biaisées (Olivier *et al.*, 2010), probablement engendré par la difficulté de suivi et de détection de ces espèces dans leur environnement (Mazerolle *et al.*, 2007). En effet, la plupart des amphibiens sont relativement petits, ectothermes, actifs de manière saisonnière sous des conditions météorologiques particulières, nocturnes, utilisant souvent des cavités sous-terraines ou des eaux turbides, et présentant souvent une forte homochromie (Olivier *et al.*, 2010) ce qui les rend difficiles à observer et donc à étudier. Toutes ces caractéristiques biologiques posent des problèmes évidents d'échantillonnage. En effet, tous les individus ne pouvant être observés, la fiabilité des données récoltées est souvent difficile à évaluer. Ces difficultés de détection sont particulièrement gênantes car elles causent d'importants biais dans l'estimation des paramètres démographiques (Kery, 2002; Mazerolle *et al.*, 2007) comme l'abondance, le recrutement, ou la survie par exemple (Yoccoz *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2002; MacKenzie *et al.*, 2006). En effet, sans connaître la probabilité de détection d'un individu (notée p), il est impossible d'estimer l'effectif de la population présente ($N = C/p$ ou $C =$ le nombre total d'individus observés ou capturés) (Williams *et al.*, 2002). De même les estimations de survie sont biaisées négativement lorsque l'on néglige ces problèmes de détection (Williams *et al.*, 2002). Ainsi, l'évaluation de l'effectif et de la viabilité d'une population au sein d'un site d'étude, requiert

des approches statistiques plus sophistiquées que des indices basés sur de simples comptages, des approches visant notamment à estimer les probabilités de détection (Mazerolle *et al.*, 2007).

Récemment Mazerolle *et al.* (2007) ont passé en revue les différentes méthodes disponibles pour l'estimation de la probabilité de détection et de paramètres démographiques non biaisés au sein des communautés d'amphibiens et de reptiles, lorsque les animaux sont capturés et marqués (Lebreton *et al.*, 1992 ; Kendall *et al.*, 1997; Kendall & Nichols, 2002; Lebreton & Pradel, 2002) et lorsque les individus observés ne sont pas capturés (MacKenzie *et al.*, 2002, 2003, 2005, 2006).

Lorsque les animaux sont capturés, les modèles dits de « Capture-Marquage-Recapture » permettent l'estimation de la probabilité de capture, du recrutement, de la survie, d'émigration et d'immigration ainsi qu'une estimation de l'effectif des populations (Mazerolle *et al.*, 2007). Lorsque les animaux ne sont pas capturés, les modèles dits « d'occupation » permettent d'estimer les probabilités de détection et d'occupation des sites par les espèces ainsi que d'estimer des abondances locales (MacKenzie *et al.*, 2002). Ces méthodes qui prennent en compte la détectabilité d'une espèce ou d'un individu permettent donc d'estimer les paramètres démographiques avec moins de biais que les méthodes classiques.

Bien entendu l'estimation de ces paramètres démographiques constitue une étape préliminaire essentielle à l'aménagement du territoire et à l'évaluation des actions de gestion mises en place mais, requiert l'élaboration de programmes scientifiques d'études, d'inventaires et de suivis des populations. On parle aujourd'hui de gestion adaptative où la décision d'aménagement optimale est déterminée à partir de l'état actuel d'une population (abondance, taux de survie...) et de la prédiction de son état futur prenant en compte les décisions prises (Conroy & Peterson, 2013). Les estimations d'effectifs et leurs variations dans le temps, bien qu'elles représentent un des critères de classement de l'IUCN, n'apportent cependant aucune information sur les causes ni les mécanismes de déclin des populations. Or, sans connaissance des causes, il est difficile de mettre en place des mesures de protection appropriées. C'est pour cela qu'il est nécessaire de connaître les paramètres démographiques clefs de la dynamique de population afin de pouvoir, par des études de matrices (Caswell, 2000) déterminer sur quels paramètres clefs il est nécessaire de travailler pour une conservation efficace des populations. C'est dans ce contexte, qu'un programme d'étude et de conservation a été lancé par l'association Cistude Nature en 2009 pour une durée de 2 ans, sur une espèce rare et l'un des plus méconnus amphibiens européen, le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes*, Cuvier, 1829). Cette espèce ibéro-française méridionale dont les populations sont jugées fragmentées sur l'ensemble de leurs aires de répartition (Lizana, 1997) n'est présente qu'en Espagne, au Portugal et en France.

Elle est classée espèce quasi menacée (NT) selon la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN (Tejedo & Reques, 2002; IUCN & MNHN 2008, Beja *et al.*, 2009). Au niveau européen, elle apparaît à l'annexe 4 de la Directive Habitat et à l'annexe 2 de la Convention de Berne, et au niveau Français comme Espagnol elle est considérée comme espèce protégée. La régression de ses populations (Beja *et al.*, 2009) nécessite donc l'élaboration de mesures conservatoires efficaces.

Malheureusement, très peu de travaux ont été menés sur cette espèce, tant à l'étranger qu'en France. Les études les plus récemment réalisées ont porté sur la distribution de l'espèce (Au Portugal : Cruz, 2008a; En Espagne : Blanco-Moreno *et al.*,

1998 ; Tejedó & Reques, 2002); En France : (Castanet & Guyétant, 1989 ; Cheylan et Poitevin, 1998 ; Thirion, 2002, 2006), sur sa biologie de reproduction (Alvarez *et al.*, 1990 ; Lizana *et al.*, 1994 ; Maglia, 2003 ; Martínez-Solano, 2000) ou sur son écologie (Thirion, 2006 ; Diaz-Paniagua *et al.*, 2005; Leclair *et al.*, 2005). L'ensemble de ces éléments de connaissance est synthétisé dans la description de l'espèce ci-dessous (voir 3. Espèce étudiée). Un diplôme d'EPHE a été réalisé et soutenu en 2006 sur la chorologie et l'écologie de l'espèce sur la façade atlantique qui permet aujourd'hui d'avoir une bonne connaissance de la biologie de l'espèce (alimentation, reproduction, rythme d'activité) dans une zone proche de celle considérée pour notre étude (Thirion, 2006).

A notre connaissance aucune donnée n'est cependant disponible concernant les taux de survie de l'espèce, les taux d'occupation spatiale ni même l'importance numérique des populations. Les connaissances actuelles ne permettent toujours pas aujourd'hui d'orienter les plans d'aménagement ni les actions de conservation précisément. Comment gérer les mares fréquentées par l'espèce? Les milieux terrestres autour de ces mares? A quelle saison est-il préférable d'intervenir sur ces milieux? Ou et comment creuser d'autres mares afin de favoriser l'extension de l'espèce? Autant de questions qui restent sans réponse tant les données sur l'écologie et la démographie de l'espèce font encore aujourd'hui défaut (habitats hivernaux et estivaux utilisés, répartition des individus sur le territoire, capacités de déplacement et de colonisation de l'espèce, facteurs de présence/absence sur les sites de reproduction...).

2 – OBJECTIFS DE RECHERCHE ET ETUDES REALISEES

Le principal but de cette étude est donc d'améliorer les connaissances sur l'écologie et la dynamique des populations de cette espèce rare et mal connue, le Pélobate cultripède, afin de permettre la mise en place d'une protection et d'une gestion de ses habitats appropriée. Ce travail se concentre essentiellement sur les problématiques de détection de l'espèce lors de visites sur le terrain, de distribution et de facteurs influençant cette distribution, de dynamique de populations ainsi que d'utilisation de l'habitat. Son objectif principal est de mettre en évidence les paramètres environnementaux nécessaires à la présence et au maintien de ces populations mais aussi de mieux comprendre la dynamique de ces populations. Pour ce faire, différents objectifs ont été définis :

- 1) Déterminer les paramètres environnementaux influençant la présence et la reproduction de l'espèce ainsi que sa détection afin d'améliorer les protocoles d'inventaires pour permettre d'affiner les connaissances sur sa distribution et ses effectifs en région.
- 2) Évaluer les besoins de l'espèce en termes d'habitat et d'espace et mettre en évidence les paramètres environnementaux nécessaires à sa conservation afin de mieux gérer les territoires occupés par l'espèce.
- 3) Évaluer les paramètres démographiques de population (survie, croissance, émigration, densité et abondance) d'une espèce à faible probabilité de détection, afin de connaître l'ampleur des populations, leurs capacités de résistance aux pressions environnementales et d'améliorer les protocoles de suivis de population à mettre en place pour cette espèce.

Afin de répondre au mieux aux objectifs de ce projet, différents suivis ont été mis en place sur le terrain :

a-) Des inventaires selon différentes méthodes de prospection, ainsi que la caractérisation des sites de reproduction visités (caractéristiques biotiques et abiotiques des mares inventoriées, ainsi que la caractérisation de certains éléments du paysage).

b-) Un suivi de population par radio-téléométrie et la caractérisation des habitats occupés et des habitats disponibles selon un ensemble de variables descriptives.

c-) Un suivi de population par Capture-Marquage-Recapture.

Ce présent travail a été mené sur deux années consécutives, sur des territoires gérés (sites Natura 2000, des forêts domaniales de l'ONF ou des sites du Conservatoire du littoral) où l'enjeu de conservation est prioritaire et où les gestionnaires sont en demande de conseils et d'arguments fiables pour l'aménagement des sites (coupes forestières, creusement de mares, entretien des mares existantes, saison d'intervention...). Il s'inscrit dans les objectifs environnementaux actuels qu'ils soient européens avec Natura 2000, nationaux ou régionaux avec les ORGFH ou les Trames vertes et bleues élaborés dans le souci d'une meilleure protection des populations sauvages et de leurs habitats.

3– ESPECE ETUDIEE

3.1. Description

Le pélobate cultripède est un crapaud d'apparence robuste et de taille moyenne. Il ne présente ni tympan externes, ni glandes parotides apparentes. Sa peau est lisse et brillante, de coloration variable, allant du gris-verdâtre, jaunâtre parsemée de tâches verdâtres plus foncées (Lataste, 1876; Boulenger, 1897; Angel, 1946). Certains cas d'albinos ont même été décrits (Bosh, 1991; Gomez-Serrano, 1994; Berroneau, 2014). Les tubercules métatarsiens sont caractéristiques chez cette espèce, endurcis et de couleur noirs, ils constituent des sortes de petits couteaux qui permettent à l'animal de s'enfouir dans le sol. La longueur moyenne décrite dans la littérature varie globalement entre 50 et 80 mm (Diaz-Paniagua *et al.*, 2005 ; Leclair *et al.*, 2005 ; Lizana *et al.*, 1994 ; Talavera, 1990 ; Thirion, 2006) tandis que le record enregistré avoisine les 120 mm (Marangoni & Tejedó, 2007). Le dimorphisme sexuel est marqué chez cette espèce, où dès le stade juvénile, les mâles sont reconnaissables par la présence d'une protubérance charnue en forme d'olive allongée sur le dessus des membres antérieurs (Lataste, 1876; Granger, 1894; Angel, 1946). La longévité moyenne atteint 7-8 ans (Leclair *et al.*, 2005) voire même 10-15 ans (Paris, 1985 ; Talavera, 1990) et la maturité sexuelle semble survenir à l'âge de deux ans (Talavera, 1990; Leclair *et al.*, 2005).

Les larves de Pélobate cultripède sont caractérisées par un corps ovoïde de grande taille, dépassant généralement 70 mm et pouvant atteindre 120 mm (Boulenger, 1897). La coloration est généralement beige clair d'aspect translucide. La queue, large à la base, s'insère haut sur le corps et se termine en pointe fine (Lataste, 1876). Le spiracle s'ouvre du côté gauche avec une orientation postéro-dorsale. Le bec noir est très visible et les dents labiales présentent un patron irrégulier, formant généralement les formules 3/5, 4/4, 4/5 ou 5/5 (Busack & Zug ; 1976 ; Garcia-Paris *et al.*, 2004 ; Duguet & Melki, 2003, Miaud & Muratet, 2004).

La ponte du Pélobate cultripède se distingue aisément des autres pontes d'amphibiens. Il s'agit d'un long cordon d'un mètre environ, épais d'une quinzaine de millimètres, qui contrairement aux autres espèces de crapauds, contiennent

beaucoup plus d'œufs, non disposés en rangées. Ils sont généralement placés dans des mares temporaires ou des petits plans d'eau, en bordure de pièces d'eau, accrochés à la végétation en eau très peu profonde (Busack & Zug, 1976) et sont par conséquent visibles relativement aisément.

3.2. Répartition géographique et habitats

3.2.1. Répartition mondiale

Le Pélobate cultripède est une espèce dite ibéro-française méridionale (Beja et al., 2009). Son aire de répartition est limitée au sud-ouest de l'Europe : sa distribution est pratiquement restreinte à la zone méditerranéenne de la Péninsule Ibérique (Malkmus, 1995 ; Barbadillo et al., 1999 ; Ferrand de Almeida et al., 2001 ; Tejedo & Reques, 2002; Cruz, 2008a), avec une pénétration sur la côte sud-est française jusqu'au Alpes-Maritimes, et de manière plus isolée sur la côte Atlantique française (Angel, 1946 ; Thirion, 2002 ; Géniez & Cheylan, 2005 ; Muratet, 2007) (Fig. 1.1).

Le Pélobate cultripède occupe des zones granitiques et calcaires (Cei & Crespo, 1971; Thirion, 2006) et se rencontre principalement dans ces secteurs ou le sol n'est pas trop compacté comme les zones sableuses, les zones agricoles, les vignes, les pâtures, les marais ou les dunes côtières (García-París et al., 2004).

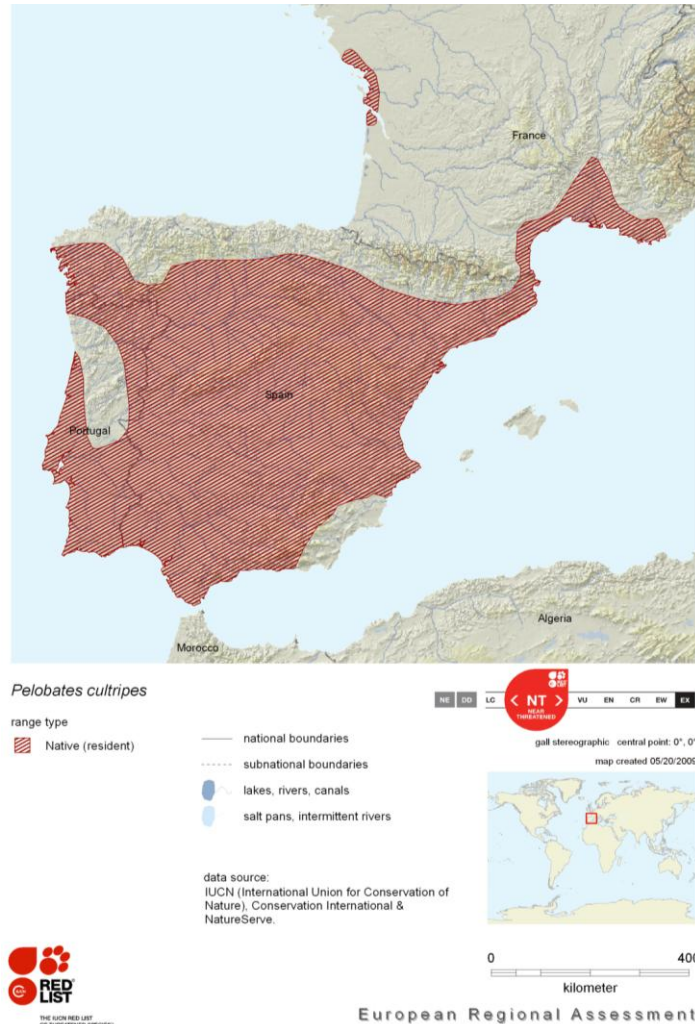


Figure 1.1 : Répartition géographique et statut du Pélobate cultripède (Source : IUCN, 2009).

3.2.2. Répartition ancienne et récente en Aquitaine

La situation du Pélobate cultripède est encore relativement mal connue en Aquitaine. Une recherche détaillée dans la littérature nous a permis de regrouper les informations anciennes concernant l'espèce et les résultats de l'Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine (Berroneau, 2014) afin de dégager les découvertes les plus récentes :

- **Dans le département de la Gironde**, une dizaine de stations avaient été répertoriées au cours des 150 dernières années, principalement cantonnées sur le littoral et autour de Bordeaux (Thirion, 2006).

Lataste (1876) décrit : « ne jamais avoir trouvé cette espèce, malgré plusieurs voyages à Arcachon, à Fature et à Soulac dans l'espoir de la rencontrer ». Il décrit cependant des individus conservés dans l'alcool au muséum de Bordeaux qui proviennent de **Saint Loubès**. Plus tard il en découvre sur la **Lède de Soulac** (1877) et à l'Hippodrome du Bouscat.

Granger (1874) le décrit dans les remblais de la ligne de chemin de fer du Médoc mais sans localisation précise. Des têtards auraient également été trouvés à Bègles et à Mérignac.

Plus récemment, en 1978 (Mailletas & Sagot), il est découvert sur la **Pointe du Verdon**, du marais du Logit à la pointe de Saint Nicolas et sur la route du port autonome. En 1994 il est rencontré sur la dune mobile de **Montalivet** (Thomas H.) puis au **Porge** en 2000 (Builles S.), à **Cadaujac** en 2001 (Kernel J.Y. & Delprat B.) et en 2003 aux abords de l'Isle à Sablons et dans des tonnes de chasse à **Grayan l'Hopital** (dans le cadre du programme grenouille taureau par Cistude Nature). En 2006, plusieurs populations sont identifiées entre le Porge et Lacanau (Cistude Nature). La présence d'individus sur la commune d'**Hourtin** aurait également été découverte (Thirion J-M.).

Très récemment (2012), la présence de l'espèce sur la commune de Sablons a pu être confirmée dans l'est de la Gironde.

- **Dans le département des Landes**, l'espèce est plus rarement rencontrée encore.

Les seules informations récoltées dans la littérature ancienne concernent deux têtards trouvés dans les environs de **Dax** (Lataste, 1876), trois individus vivants rencontrés à **Castets** et des individus trouvés dans le sable des dunes du Littoral (Lapeyre, 1907), sans précision.

Depuis les années 1980, l'espèce est considérée dans la littérature comme non présente dans les Landes.

Récemment, un individu juvénile a cependant été observé en 2009 sur la commune de **Gabarret** (Moreau P.) puis la présence d'une population confirmée au nord-est du département, proche de la frontière avec le Gers et le Lot-et-Garonne.

Une petite population a également été découverte sur la commune de Biscarosse lors de prospections réalisées dans le cadre de l'Atlas régional (Cistude Nature).

- **Dans le département du Lot-et-Garonne**, l'espèce qui n'avait jamais été mentionnée dans la littérature, a été découverte sur les communes de **Fargues-sur-Ourbise** et **Pindérès** par un bureau d'étude (Biotope) en 2010, dans le cadre des investigations herpétologiques du projet de Réseau Ferré de France.

Ces informations sont schématisées sur la figure 1.2.

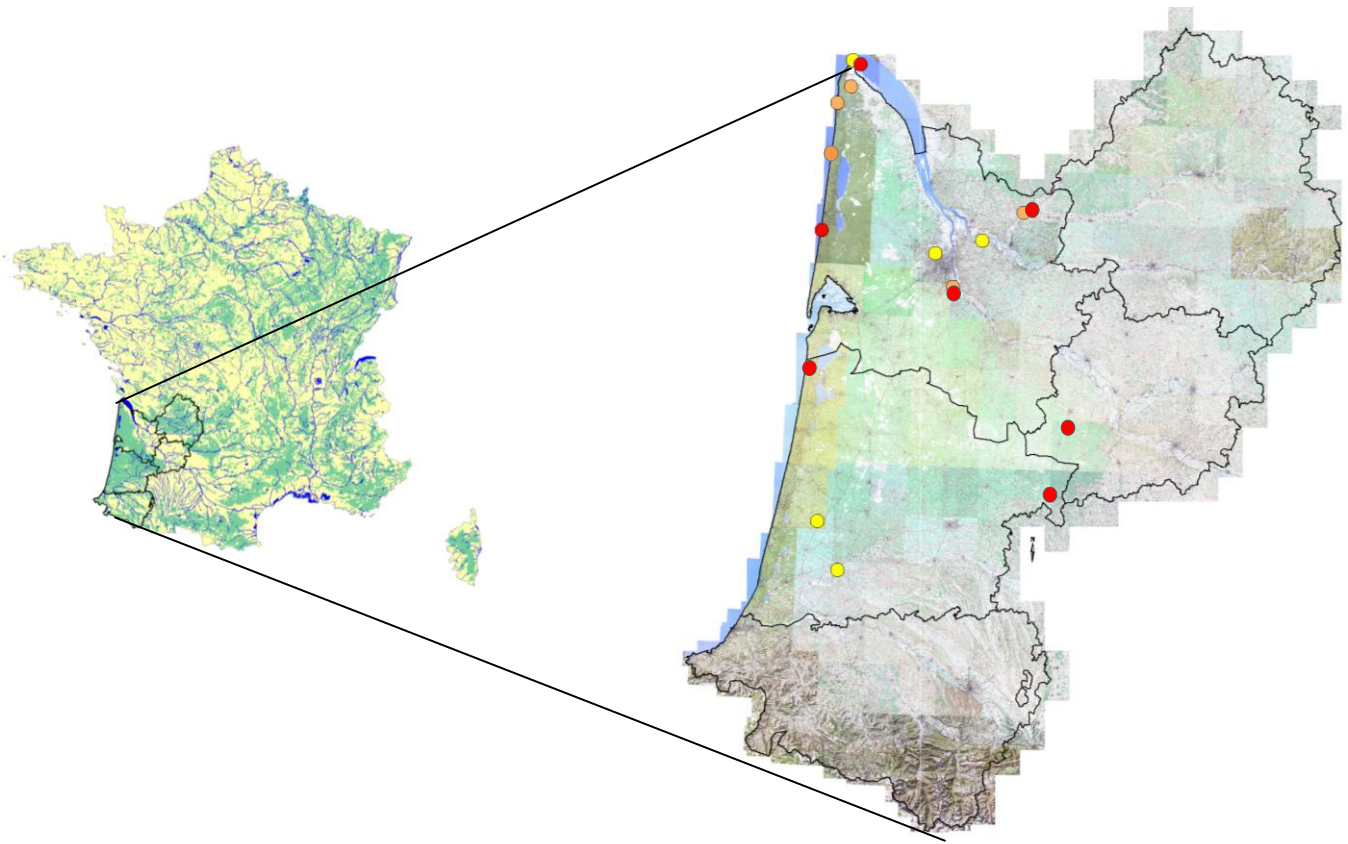


Figure 1.2 : Données anciennes et récentes concernant la répartition du Pélobate cultripède en Aquitaine (en jaune les données bibliographiques anciennes, en orange des données plus récentes non confirmées et en rouge les données récentes confirmées) (Source : Berroneau, 2014).

Les données concernant le Pélobate cultripède en Région Aquitaine sont donc rares et éparpillées. Les écrits anciens démontrent, dès le siècle dernier, une répartition mal connue et mal décrite, tant l'espèce semble difficile à rencontrer. La découverte récente de plusieurs secteurs de présence, nous laisse cependant penser que la répartition géographique du Pélobate cultripède pourrait être largement sous évaluée. L'espèce est classée (EN) sur la liste rouge des espèces menacées en Aquitaine (Le Moigne & Jailloux, 2013).

3.3. Écologie

3.3.1. Cycle d'activité

Le cycle d'activité est bi-phasique, comme pour la plupart des espèces de l'herpétofaune de milieux tempérés, avec des périodes d'activité au printemps, de mars à juin, et à l'automne de fin août à novembre, et une période d'inactivité en hiver de décembre à février, bien que quelques sorties en hiver aient déjà été observées sur le littoral français (Duguet & Melki, 2003; Berroneau M., Priol P., obs. pers.). Dans la partie sud de son aire de répartition, il est actif toute l'année avec un ralentissement en juillet et août (Recuero, 2010). De jour, l'animal reste enfoui dans un terrier de 6 à 20 cm de profondeur,

(Thirion, 2006) jusqu'à 50 cm et plus durant l'hiver (González de la Vega, 1988), qu'il a creusé à l'aide de ses tubercules cornés situés à la base du métatarse. La nuit, il sort de son terrier à la recherche de nourriture.

La taille du domaine vital n'est pas documentée pour cette espèce (Recuero, 2010) et les quelques informations disponibles semblent mentionner une certaine fidélité pour les refuges diurnes (Millan, 1996).

3.3.2. Alimentation

Cette espèce, exclusivement nocturne, ne se rencontre que très rarement au crépuscule ou à l'aube (Priol P., obs. pers.). Son régime alimentaire se compose principalement d'invertébrés, annélides, arachnides, gastéropodes, orthoptères et coléoptères (Boulenger, 1897 ; Gadow, 1901 ; Angel, 1946). A titre d'exemple, à Doñana, sa diète se composait de coléoptères (24%), de larves de coléoptères terrestres (22%), d'hémiptères (21%), de larves de coléoptères aquatiques (11%), de grillons (7%), de fourmis (4%), de diptères (4%), d'araignées (3,5%), de matériaux végétaux (3,5%) et de gastéropodes (1%) (Diaz-Paniagua *et al.*, 2005). La plupart des proies mesurent entre 2 et 31 mm mais certains individus peuvent consommer exceptionnellement des proies plus grosses, il a été ainsi observé une prédation de Pélobate sur une Rainette méridionale adulte (*Hyla meridionalis*) (Diaz-Paniagua *et al.*, 2005).

Les têtards, quant à eux, se nourrissent principalement de micro-organismes, de restes végétaux et animaux, de petits crustacés (Duguet & Melki, 2003) et même de pontes d'autres amphibiens (Pérez-Santigosa *et al.*, 2003).

3.3.3. Reproduction

La phénologie de la reproduction varie avec la latitude et avec les conditions climatiques annuelles (Duguet & Melki, 2003). La période de reproduction débute à la fin de l'hiver. Elle s'étale en France, selon les années, de la troisième semaine de février au mois d'avril, exceptionnellement jusqu'à début mai (Géniez & Cheylan, 2005). Le déclenchement de la ponte est généralement conditionné par des pluies répétées pendant plusieurs jours avec une température extérieure de 9 à 16°C et un taux d'humidité de 80 à 100% (Rodriguez-Jimenez, 1988). Les sites de reproduction se caractérisent par une profondeur d'eau assez importante (Jakob *et al.*, 2003), par des abords bien dégagés et par un pH neutre ou basique (Geniez & Cheylan, 2012). Les poissons et les grenouilles vertes en sont généralement absents, sauf cas exceptionnels. Les mâles présents dans l'eau avant les femelles (Lizana *et al.*, 1994), émettent des signaux nuptiaux peu audibles, une fois sous l'eau. Les amplexus sont axillaires. Les pontes sont enroulées autour de la végétation et déposées à faible profondeur, généralement à moins de 20 cm sous la surface (Thirion, 2006; Geniez & Cheylan, 2012). La période de reproduction s'étend de 35 à 41 jours (Lizana *et al.*, 1994; Salvador & Carrascal, 1990).

Les têtards nécessitent une période de trois à quatre mois pour accomplir leur métamorphose complète et les émergences sont généralement visibles à la fin juin ou en juillet (Alvarez *et al.*, 1990 ; Lizana *et al.*, 1994 ; Díaz-Paniagua *et al.*, 2005). En région méditerranéenne, une deuxième période de ponte a lieu à l'automne, en septembre, octobre ou novembre en fonction des conditions climatiques (Jakob *et al.*, 2003 ; Géniez & Cheylan, 2005). Cette reproduction automnale régulière dans le Midi de la France est plus exceptionnelle sur le littoral atlantique (Thirion, 2006). Les têtards issus de ces pontes passent l'hiver dans l'eau et n'émergent qu'au printemps suivant (Lizana *et al.*, 1994). Les têtards, au cours de leur développement, peuvent atteindre des tailles assez importantes, et prennent une forme caractéristique

oblongue. Les individus métamorphosés abandonnent le site de reproduction à une taille généralement comprise entre 18,2 et 34,1 mm (Alvarez *et al.*, 1990).

3.3.4. Prédation

Beaucoup de prédateurs ont été cités dans la littérature pour les adultes, les larves et les pontes de cette espèce. Parmi eux, d'autres amphibiens (*Triturus marmoratus*), des reptiles (*Natrix natrix*, *Natrix maura*, *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*), des mammifères (*Meles meles*, *Genetta genetta*, *Lutra lutra*), des oiseaux (*Ardea cinerea*, *Ardeola ralloides*, *Athene noctua*, *Buteo buteo*, *Chlydonias niger*, *Ciconia nigra*, *Egretta garzetta*, *Gelochelidon nilotica*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Nycticorax nycticorax*, *Strix aluco*, *Sturnus unicolor*, *Tyto alba*) et des invertébrés aquatiques (*Triops cancrivormis*) (Martínez-Solano, 2000; Tejedo & Reques, 2002 ; Gómez-Mestre & Keller, 2003 ; Marangoni & Tejedo, 2007).

3.4. Menaces et causes de régression

Les menaces qui pèsent sur les populations de Pélobate cultripède sont nombreuses.

Parmi elles, une des plus importantes citées concerne la disparition des sites de reproduction. Les causes en sont diverses et peuvent être attribuées à l'essor de l'urbanisme principalement, le drainage des zones humides, le changement d'usage du sol, la fermeture et la fragmentation du milieu mais également à l'empoisonnement des sites de reproduction ainsi qu'à l'introduction d'écrevisses allochtones (Guyétant, 1986 ; Martínez-Solano & Bosch, 2001 ; Tejedo & Reques, 2002 ; Beja & Alcazar, 2003 ; Ortiz *et al.*, 2004 ; Ortiz-Santaliestra *et al.*, 2006 ; Rodríguez *et al.*, 2005 ; Cruz *et al.*, 2006, 2008).

La mortalité routière peut constituer également un autre facteur de menace important (Sillero, 2008).

4 – SELECTION ET LOCALISATION DE L'AIRES D'ETUDE

La partie Atlantique française est probablement le secteur géographique le moins prospecté de l'ensemble de l'aire de répartition du Pélobate cultripède. La région Aquitaine notamment, relativement peu documentée en comparaison des régions Poitou-Charentes et Pays-de-la-Loire qui ont déjà fait l'objet de divers travaux (Thirion, 2002; 2006), a été sélectionnée pour ce programme, et ce pour plusieurs raisons.

- La première, car il s'agit d'une vaste région, avec un potentiel fort pour l'espèce, de part la présence importante de milieux jugés propices (García-París *et al.*, 2004), les zones sableuses, les zones agricoles, les vignes, les marais ou les dunes côtières.
- La seconde, en raison de récentes découvertes d'individus en plusieurs endroits de son territoire, laissant supposer une présence plus importante que celle présentement documentée.
- La troisième, en raison de la dynamique amorcée au niveau régional grâce à la mise en place d'un projet d'atlas des reptiles et amphibiens (porté par l'association Cistude Nature) et de la mise en ligne d'une base de données collective et participative (Faune-aquitaine).

Cependant, au vue de l'étendue de la région et de l'immensité de la surface disponible, une sélection de sites d'études a été nécessaire à différentes échelles, afin de répondre au mieux aux différents objectifs.

4.1. Aire d'étude pour les inventaires (Chp. II)

En ce qui concerne l'étude visant à estimer la probabilité de détection de l'espèce lors de visites sur des sites potentiels les objectifs étant basés sur la comparaison de l'efficacité relative de différentes méthodes de prospection et non sur des recherches de nouvelles populations, les secteurs d'études ont été limités aux zones de présence avérée ou fortement soupçonnée de l'espèce (voir figure 2) et leurs environs, soit dans les départements de la Gironde (33), des Landes (40) et du Lot-et-Garonne (47). Ces zones sont divisées en deux secteurs distincts géographiquement et morphologiquement, le cordon dunaire girondin et landais, secteur très favorable à optimal où la présence de l'espèce est mentionnée depuis des temps anciens sur différents types de zones humides et confirmée plus récemment sur quelques mares de plusieurs communes; et le massif Landais, zone forestière du Lot-et-Garonne, secteur de lagunes et d'anciennes sablières à fort potentiel, où des populations relictuelles ont récemment été localisées.

- La dune littorale comprend la frange forestière, la dune grise et la dune blanche. La quasi-totalité de la frange dunaire est classée en forêt domaniale, territoires gérés par l'Office National des Forêts. Les inventaires ont été réalisés sur les zones littorales girondines et landaises, de Montalivet (33) jusqu'à Lit-et-Mixe (40), sur environ 160 km, sur l'ensemble des milieux aquatiques répertoriés par l'ONF, et notamment un ensemble de mares arrières dunaires, creusées dans les années 1970-1990 pour abreuver le gibier.

- La zone forestière du Lot-et-Garonne inclue un vaste territoire forestier au sein duquel l'ensemble des plans d'eau ont été inventoriés dans un rayon de cinq kilomètres autour de la donnée récente de Pélobate (Biotope, 2010). Ces plans d'eau incluent des lagunes forestières, des mares agricoles et des bassins d'anciennes sablières.

4.2. Aire d'étude pour les suivis télémétriques et la CMR (Chp. III et IV)

Nous avons sélectionné le site d'étude pour le suivi de populations parmi les mares littorales inventoriées s'étant révélées positives. Les critères principaux de sélection étaient la pérennité du site et l'absence de fréquentation par le public, soit par conséquent la maîtrise de la gestion du territoire, auxquelles se sont ajoutées la permanence du milieu aquatique, afin de suivre le déroulement du cycle de vie sans perturbation hydrique, et l'accessibilité du site (proche de la piste forestière). Le site ainsi sélectionné est localisé sur le littoral Girondin, entre la commune de Lacanau et le Bassin d'Arcachon, sur la commune du Porge. Il s'agit de l'une des rares mares permanentes du secteur dunaire, située directement en arrière-dune.

CHAP II – INVENTAIRES, PROBABILITE DE DETECTION ET CARACTERISATION DES SITES DE REPRODUCTION UTILISES

1 – INTRODUCTION

Historiquement, la biologie de la conservation est une discipline scientifique relativement récente qui a émergée dans les années 1970 en Europe et en Amérique du Nord sous forme de gestion de la vie sauvage. Cette forme de discipline était alors fortement consacrée à la gestion des stocks d'animaux sauvages ou domestiques (Conroy & Carroll, 2009) ciblée principalement sur des espèces chassables ou emblématiques, comme de grands mammifères, des oiseaux ou sur les stocks de poissons. Plus tard, la biologie de la conservation s'est intéressée à la conservation de la biodiversité tropicale, conduite dans un premier temps par les américains du Nord et les australiens à la fin des années 1980, elle s'est étendue à la biodiversité dans son ensemble (Conroy & Carroll, 2009). La popularisation de la conservation à travers un très large public a ensuite entraîné une énorme influence de la culture populaire sur la gestion de la biodiversité. Cette discipline aujourd'hui popularisée et politisée reste avant tout une discipline scientifique d'écologie appliquée utilisant la science pour aider la société, les politiques, à prendre des décisions plus informées et plus adaptées aux réelles problématiques de protection de la biodiversité (Conroy & Carroll, 2009).

Basée au départ sur des méthodes de comptages consistant à recenser les animaux observés, la gestion des populations animales a très fortement et rapidement évolué depuis son origine. Force est de constater que les populations ne pouvant être inventoriées de manière exhaustive, les simples comptages ou dire d'expert ne fournissaient pas une version précise des situations démographiques des populations étudiées. Des méthodes de collecte de données rigoureuses associées à de nouvelles méthodes d'exploitation statistique ont donc émergé. Ces nouvelles méthodes, dites d'échantillonnage, robustes, sont toutes basées sur l'estimation de la probabilité de détection des individus que l'on sait inférieure à 1 (MacKenzie *et al.*, 2002), et permettent de corriger le nombre d'individus simplement observés pour en déduire le nombre d'individus réellement présents sur un ou des sites d'étude (Pollock *et al.*, 2002; Royle *et al.*, 2005). Elles sont notamment particulièrement utiles pour les espèces difficiles à détecter sur le terrain (Mazerolle *et al.*, 2007) et indispensables pour déterminer l'état d'une population, prédire sa viabilité et donc gérer sa conservation de manière appropriée (Pellet & Schmidt, 2005). Avoir une bonne compréhension de l'état actuel des effectifs d'une population et de leurs évolutions constitue en effet un pré-requis indispensable pour déclencher la mise en place de politiques publiques de conservation et leurs évaluations dans le temps (il s'agit notamment des critères utilisés par l'IUCN pour déterminer le niveau de menace des espèces ou le classement des espèces sur les listes rouges).

Le choix des méthodes à appliquer pour gérer les difficultés de détection dépend bien évidemment des espèces étudiées, des objectifs de l'étude et des méthodes de suivis qui peuvent être mis en place (Besnard & Salles, 2010). Il en existe plusieurs types :

Le *Distance Sampling*, repose sur l'hypothèse que la probabilité de détection des individus présents sur un site est fonction de leur distance à l'observateur. Ces méthodes ont été développées pour des études dont le but est d'estimer la

densité d'une population à partir de points ou de lignes de comptages (Buckland *et al.*, 1993, 2001). Peu intrusives, elles nécessitent tout de même un nombre important d'observations et sont donc par conséquent relativement mal adaptées aux espèces rares et difficiles à détecter (Besnard & Salles, 2010).

Les méthodes de Capture-Marquage-Recapture (CMR par la suite), elles, se basent sur l'identification individuelle des animaux suivis, elles apportent de ce fait énormément d'informations sur la démographie des espèces mais nécessitent la capture et la manipulation des individus étudiés (Williams *et al.*, 2002) ce qui limite l'utilisation de ces méthodes à des espèces peu sensibles à la capture et à la manipulation et pour lesquelles nous disposons de méthodes de capture efficaces (Besnard & Salles, 2010). Elles reposent sur le principe de dilution des marques et ont pour but d'estimer les paramètres démographiques d'une population, probabilité de capture, survie, immigration, émigration, effectif (Williams *et al.*, 2002; Yoccoz *et al.*, 2001).

D'autres méthodes dites de présence-absence basées sur des principes mathématiques similaires aux méthodes de CMR s'intéressent plus à la répartition qu'au nombre d'individus et permettent l'estimation de probabilités d'occupation et de détection (MacKenzie *et al.*, 2002, 2006). Elles sont par exemple utiles pour mettre en évidence des évolutions dans l'occupation de l'espace ou dans les densités de populations d'une espèce rare ou très mobile (Besnard & Salles, 2010).

Enfin les modèles de points de comptages se basent sur des comptages répétés dans le temps obtenus sur un ensemble de sites lorsque les individus ne peuvent pas être marqués. Ces modèles permettent l'estimation d'abondances locales ainsi que la probabilité de détection des espèces (Royle, 2004).

Développées pour le suivi d'oiseaux notamment, ces méthodes sont de plus en plus utilisées pour de nombreux autres taxons. En herpétologie par exemple, l'utilisation de ces méthodes s'est largement répandue en quelques années alors que Mazerolle *et al.* les mentionnaient encore trop peu utilisées en 2007. Selon Schmidt (2003) elles sont d'ailleurs les seules méthodes fiables pour analyser la démographie, la dynamique de population et la distribution des amphibiens car elles prennent en compte une probabilité de détection inférieure à 100%. Ainsi, les méthodes de Présence/absence basées sur plusieurs visites sur un ensemble de sites paraissent un bon compromis en terme d'efficacité et de cout pour le suivi des populations d'amphibiens dont la probabilité de détection dépend généralement de la phénologie et de co-variables environnementales (Schmidt, 2003; Bailey *et al.*, 2004a; Gomez-Rodriguez *et al.*, 2010; Sewell *et al.*, 2010; Petitot *et al.*, 2014). Qu'il s'agisse de programmes d'atlas ou de programmes de conservation, il est essentiel en effet de pouvoir évaluer l'efficacité des différentes méthodes d'inventaires développées et d'identifier les critères environnementaux favorisant la présence des espèces recherchées. Sans évaluation des probabilité de détection, l'exploitation rigoureuse des données de ces programmes de suivis d'amphibiens est malheureusement totalement compromise (Bailey *et al.*, 2004b) . Ainsi, plusieurs espèces françaises ont déjà fait l'objet d'études sur la détection des individus, comme la Rainette méridionale (*Hyla meridionalis*), le Pélodyte ponctué (*Pelodytes punctatus*) et le complexe des Grenouilles vertes (*Rana sp.*) (Cayuela *et al.*, 2012; Petitot *et al.*, 2014), la Rainette arboricole (*Hyla arborea*) (Pellet & Schmidt, 2005), l'Alyte (*Alytes obstetricans*) et le Crapaud calamite (*Bufo calamita*) (Pellet & Schmidt, 2005; Petitot *et al.*, 2014), le Crapaud épineux (*Bufo spinosus*), les Tritons palmés (*Lissotriton helveticus*), marbrés (*Triturus marmoratus*) (Petitot *et al.*, 2014) ou crêtés (*Triturus cristatus*) (Biggs *et al.*, 2015) ou encore le Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) (Pellet & Schmidt, 2005). Certaines espèces

d'anoures cependant, comme le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripipes*) espèce rare, difficile à détecter, dont la phénologie de reproduction extrêmement variable d'une année à l'autre et d'un site à l'autre (Jakob *et al.*, 2003) complexifie l'efficacité des inventaires, n'a pas encore fait l'objet d'études propres. L'efficacité des différentes méthodes d'inventaires n'ayant pas encore été testée, ces espèces ne sont généralement pas intégrées aux programmes de suivis à grande échelle.

Pour palier à ce manque, nous nous sommes concentrés au sein de ce chapitre, à l'étude ciblée du Pélobate cultripède, les programmes de suivis multi-espèces pouvant s'avérer inefficaces pour les espèces rares (Pellet & Schmidt, 2005).

L'objectif principal de notre étude, est donc de tester plusieurs méthodes d'inventaires usuellement utilisées pour les amphibiens afin de non seulement déterminer la ou les meilleures méthodes de détection du Pélobate cultripède et les critères influençant les probabilités de détection, mais également, afin de déterminer la répartition de l'espèce sur l'aire d'étude. Nous suspectons ainsi, au vue de la biologie et de la phénologie de reproduction de l'espèce (1) une efficacité plus importante des inventaires basés sur la recherche de têtards (présents de 3-4 mois jusqu'à 1 année dans l'eau) que des inventaires basés sur la recherche de pontes (présentes à peine quelques semaines dans l'eau) ou la recherche d'adultes; (2) une efficacité relativement importante des inventaires nocturnes terrestres effectués sur les adultes en condition météorologique favorable; (3) une influence importante des caractéristiques physiques de la mare, notamment de la profondeur et de la surface sur la détection des larves et (4) une influence importante des conditions de température, d'humidité, de lune et de vent sur l'activité terrestre des adultes (Thirion, 2006).

Ce premier objectif nous permet d'en dégager parallèlement un second, développé dans une autre partie, à savoir la détermination des critères physiques et chimiques des mares favorisant la reproduction de l'espèce, l'étude de la détection par la recherche de têtards et de pontes nous permettant de connaître les mares utilisées pour la reproduction. Nous suspectons ainsi comme suggéré par Jakob *et al.* (2003), une préférence du Pélobate cultripède pour les plans d'eau profonds, peu pentus et ensoleillés, présentant un pH neutre ou basique (Geniez & Cheylan, 2012).

2 – MATERIELS ET METHODES

2.1. Aire d'étude

Cette étude a été menée entre 2009 et 2011 au sein du massif forestier des Landes de Gascogne dans trois départements de la région Aquitaine (Sud ouest de la France) afin de couvrir une diversité de typologie de mares intéressante. Ce massif, était anciennement constitué d'un immense marécage sableux où la présence humaine y développa depuis une époque très ancienne un système économique agricole et pastoral jusqu'au XVIIIe siècle. Cette région marécageuse fut alors sur la quasi-totalité de sa superficie, assainie et boisée de Pins maritimes (*Pinus pinaster*) sous Napoléon III (Maizeret, 2005). Aujourd'hui exploitée, cette forêt constitue la plus grande forêt artificielle d'Europe occidentale (Maizeret, 2005).

Le premier secteur inventorié comprend une grande partie de la dune forestière littorale girondine et landaise, classée en forêt domaniale. Les inventaires ont été réalisés de Montalivet (33) jusqu'à Lit-et-Mixe (40), sur environ 160 km de littoral, sur les forêts domaniales (du nord au sud) du Flamad, d'Hourtin, de Carcans, de Lacanau, du Porge et de Lège

en Gironde et sur les forêts domaniales de La Teste, de Biscarosse, de Saint-Eulalie, de Mimizan, de Saint-Julien-en-Born et de Lit-et-Mixe dans les Landes. Sur ces territoires, comprenant parfois uniquement la zone de dune (500m) ou parfois toute la frange forestière de la dune aux grands lacs (4 à 6 km), l'ensemble des milieux aquatiques répertoriés par l'ONF, constitués principalement de mares arrières dunaires creusées dans les années 1970-1990 pour abreuver le gibier et de quelques milieux humides naturels, a été visité (Fig. 2.1).

Le second secteur inventorié comprend les territoires forestiers privés compris entre les communes de Pindères, Houillès, Durance et Fargues-sur-Ourbise (10.000 Ha), au sein du massif forestier du Lot-et-Garonne. Les plans d'eau inventoriés incluent des lagunes forestières, des mares agricoles et d'anciennes sablières (Fig. 2.1).

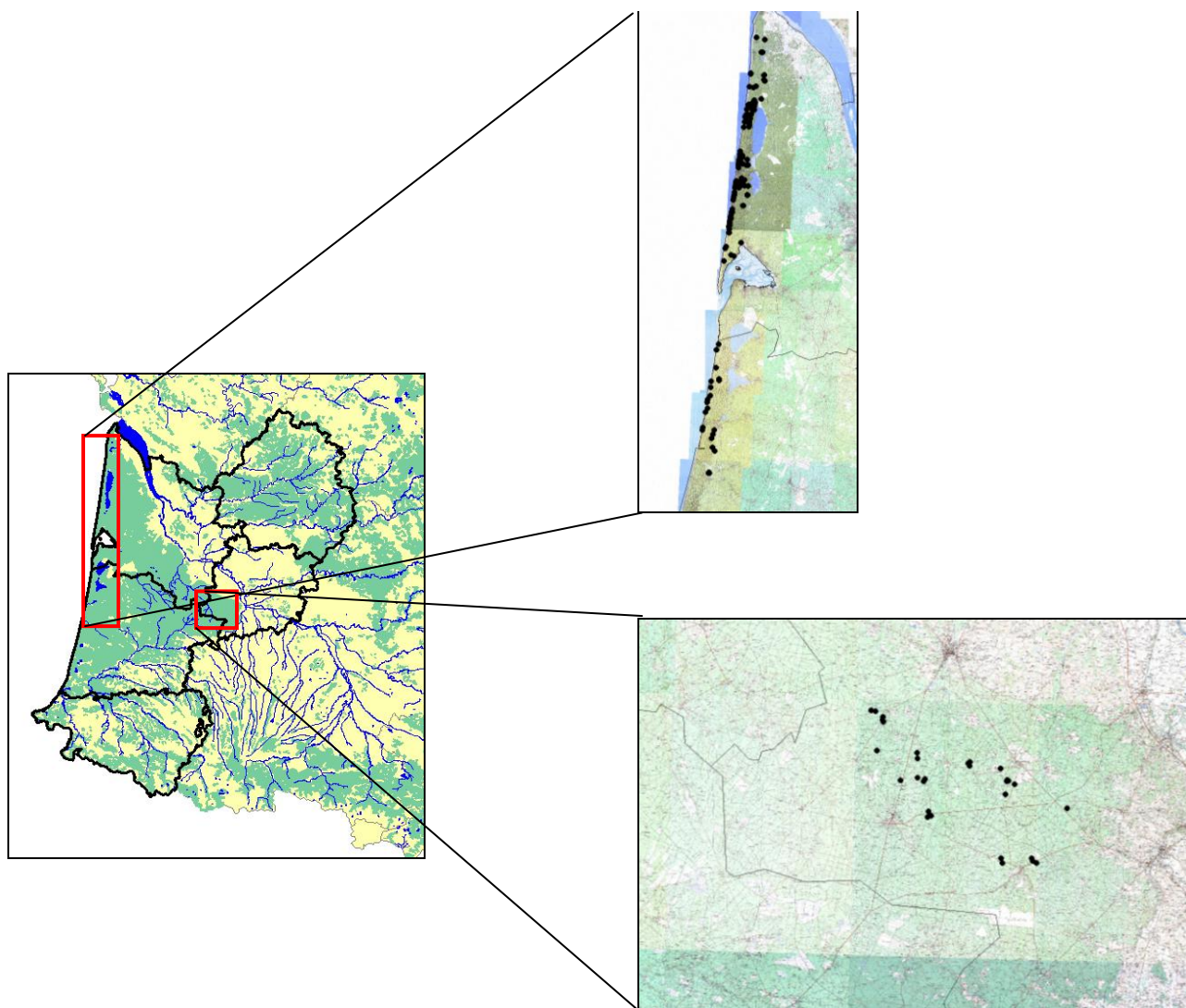


Figure 2.1 : Présentation des deux secteurs inventoriés en Aquitaine lors du programme d'étude du Pélobate cultripède réalisé de 2009 à 2011.

Un total de 134 mares a ainsi été visité, 111 sur le secteur domaniale et 23 sur le secteur lot-et-garonnais.

2.2. Échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé de façon systématique sur l'ensemble des plans d'eau inventoriés au sein des différents secteurs visités par le même observateur (PP), selon quatre méthodes d'échantillonnage à savoir la recherche diurne de pontes, la recherche diurne de larves, visuelle ou par capture, et la recherche nocturne d'adultes. L'échantillonnage auditif a été écarté concernant cette espèce, le chant subaquatique étant peu audible (Lizana *et al.*, 1994).

La recherche de pontes a été réalisée au cours de deux visites, l'une à l'automne (2009 ou 2010 selon les mares), l'autre au printemps (2011). Elle a consisté en la recherche méthodique de cordons de pontes pendant la période propice (période déterminée après vérification sur des secteurs positifs connus) sur la périphérie et dans la végétation aquatique de chaque plan d'eau visité.

La recherche de larves a été réalisée à l'aide de deux méthodes, sur deux visites l'une au printemps 2010, l'autre au printemps 2011. Pour chaque visite, l'échantillonnage a consisté en une détection visuelle diurne des larves (sans intervention sur le milieu) et en la capture diurne de larves, selon un nombre de coup d'épuisette proportionnel à la surface du plan d'eau (entre 4 et 10 coups d'épuisette) répartis au sein des différents micro-habitats disponibles (périphérie du plan d'eau, eau libre, profondeur, surface, végétation aquatique...).

La recherche d'adulte a consisté en une prospection nocturne (ou deux si l'espèce n'a pas été détectée lors de la première prospection) d'une heure, réalisée dans un périmètre d'une centaine de mètres autour de chaque mare. Chaque visite a été réalisée dans des conditions favorables de sorties (présence vérifiée sur des secteurs positifs connus).

Parallèlement à ces inventaires, un total de 33 sorties nocturnes (16 en 2010 et 17 en 2011) à la recherche d'adultes a été réalisé de mars à novembre sur l'une des mares connues pour être occupée par l'espèce du secteur littoral (site pilote des chapitres III et IV) afin de déterminer les conditions météorologiques influençant l'activité terrestre des adultes. Les moyennes ont été calculées sur les mesures prises systématiquement en début et en fin de sortie. La combinaison de la température et de l'hygrométrie conditionnant le taux de déperdition d'eau à travers la peau d'un amphibien (Heyer *et al.*, 1994) ces deux variables (température moyenne (°C) et le taux moyen d'humidité (%)) ont été prises à chaque sortie ainsi que la présence de pluie. La vitesse moyenne du vent (km/h) et son orientation ainsi que le quartile de lune mentionnés par Thirion (2006) comme des facteurs influençant l'activité des pélobates ont également été pris en compte, ainsi que le nombre d'observateurs visitant le site pouvant influencer l'efficacité des observations. Les nuits de comptages ont été effectuées entre six et 26 degrés, entre 35 et 96% d'humidité, selon un vent soufflant de 0 à 30 km/h et une lune variant de la lune noire à la pleine lune.

2.3. Caractérisation des mares

Un ensemble de 13 variables permettant de décrire les mares a été relevé en période printanière pour chaque mare visitée : le pH, la salinité et la turbidité de l'eau, la surface, la profondeur, le pourcentage d'insolation, la pente du plan d'eau, le recouvrement végétal, ainsi que la présence de poissons et d'écrevisses, d'autres anoures et urodèles, et pour finir la distance au plan d'eau le plus proche.

Le pH et la salinité (g/L) ont été déterminés par des mesures réalisées dans les 30 premiers centimètres de la colonne d'eau à l'aide d'un pH mètre et d'un réfractomètre et la turbidité (%) a été évaluée selon 5 classes (0 eau limpide, 0,25 eau claire, 0,5 eau trouble mais encore transparente, 0,75 eau non transparente et 1 eau opaque). La surface de chaque mare a été estimée au mètre près sur le terrain ou estimée par cartographie sur MapInfo 7.0 pour les plus grands plans d'eau. La profondeur a été déterminée par mesure au centre de la mare. La pente (en %) a également été évaluée pour chaque mare ainsi que le pourcentage de recouvrement de végétation aquatique. Enfin la présence de poissons, d'écrevisses, d'autres anoues ou urodèles a été notée sous forme de présence/absence. La distance au plan d'eau le plus proche a été déterminée par cartographie après géo-référencement de chaque mare sur MapInfo 7.0. Les mares présentaient un pH de quatre à 10, une salinité de zéro à deux g/L, une turbidité de zéro à 100%, une surface de deux à 3000 m², une profondeur de 10 cm à plus de cinq mètres, un ensoleillement de 10 à 100%, une pente de zéro à 80%, un recouvrement végétal de 0 à 100% et une distance au plan d'eau le plus proche de cinq mètres à cinq kilomètres.

2.4. Analyses statistiques

Les analyses ont été effectuées sur un ensemble de 134 sites et 104 mares, 30 s'étant révélées à sec lors des inventaires.

2.4.1. Modèle d'occupation à saison unique

Les différentes méthodes de détection du Pélobate cultripède utilisées lors des inventaires ont été évaluées à l'aide d'un modèle d'occupation à saison unique (« single season » sensu MacKenzie *et al.*, 2002). Ce modèle permet d'estimer la probabilité d'occupation de l'espèce sur les mares mais également d'estimer et donc de comparer les probabilités de détection associées à chacune des différentes méthodes d'inventaire appliquées.

A noter que ces données n'ont pu être analysées selon un modèle multi-méthodes (Nichols *et al.*, 2008), qui semblerait *a priori* plus approprié à l'étude, puisque les individus doivent pouvoir être détectés par les différentes méthodes à chaque occasion de capture, ce qui n'est pas le cas dans notre étude.

Nous avons paramétré la probabilité d'occupation (Ψ) de deux manières, dans un cas cette probabilité était constante sur l'ensemble de la région ($\Psi(.)$) et dans l'autre cas fonction de la zone étudiée (littorale ou massif landais, $\Psi(\text{zone})$). Nous avons également modélisé la probabilité de détection soit constante dans le temps et selon les méthodes ($p(.)$), soit variant dans le temps ($p(t)$) ou constante dans le temps mais différente selon les méthodes ($p(\text{methode})$). Afin de distinguer la probabilité de détection des pontes d'automne et de printemps nous avons également ajouté une probabilité de détection différente selon les méthodes en différenciant en plus les pontes dans le temps ($p(\text{methode}+\text{ponte})$). Les prospections qu'elles soient aquatiques sur le milieu de reproduction ou terrestres sur les alentours ayant toutes été effectuées en conditions et en période favorable (voir ci-dessus), nous n'avons pas inclus de variables météorologiques dans ces modèles. Cependant, comme nous suspectons que la surface de la mare, la turbidité, le recouvrement végétal ou la profondeur peuvent avoir une influence sur la détection de têtards (détection visuelle ou par capture) et/ou la détection de pontes, avec des impacts différents pour chaque méthode, nous avons ajouté ces quatre co-variables en interaction avec l'effet méthode dans les modèles. L'interaction de ces co-variables avec l'effet du temps n'a pas été testé afin d'éviter une

sur-paramétrisation des modèles. Ces variables ont cependant été testées en additif avec l'effet du temps. Un total de 40 modèles a ainsi été ajusté et les estimations du maximum de vraisemblance ont été obtenues à l'aide du logiciel PRESENCE (Hines, 2006).

2.4.2. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression négative binomiale

Afin de déterminer plus précisément les conditions météorologiques influençant l'activité terrestre des adultes, les données d'abondance obtenues lors de 33 sorties (nombre d'individus total observé par heure de prospection) réalisées en 2010 et 2011 sur le site pilote, ont été analysées avec un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution négative binomiale (la régression de poisson étant inappropriée du fait d'une forte sur-dispersion dans les comptages $c\text{-hat} = 11,46$) et cela à l'aide du logiciel R 2.15.2 (R core team 2014), 12 modèles ont été ajustés. Les 6 premiers modèles considèrent chacune des 6 variables d'intérêt décrites dans les méthodes (température moyenne (Tp), taux moyen d'humidité (Rh), vitesse moyenne du vent (V) et son orientation (O) ainsi que le quartile de lune (lune), la présence de pluie (pluie) et le nombre d'observateurs (Obs); Nous avons aussi ajusté un modèle considérant l'influence du vent en fonction de son orientation (V*O) (comme suggéré par Thirion, 2006), un considérant l'influence de la température et du taux d'humidité (Tp+Rh) (ces deux variables étant à priori fondamentales pour les amphibiens (Heyer *et al.* 1994); un autre l'influence de la température et de la pluie (Tp+pluie); un l'influence de la température, du taux d'humidité et de la lune (Tp+Rh+lune); de la température, du taux d'humidité et du vent en fonction de son orientation (Tp+Rh+V*O) et de la température, du taux d'humidité et du nombre d'observateurs (Tp+Rh+Obs), chacun de ces modèles intégrant les deux variables régissant l'activité des amphibiens et une autre variable à priori plus secondaire.

2.4.3. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression logistique

Enfin un modèle linéaire généralisé (GLM) basé sur une distribution binomiale des données a été utilisé afin d'analyser la relation entre l'utilisation du plan d'eau pour la reproduction du Pélobate cultripède (détectée par l'identification de pontes ou par la présence de larves) et les caractéristiques du plan d'eau. Les données ont été analysées à l'aide du logiciel R 2.15.2 (R core team 2014), en ajustant 16 modèles. Les 13 premiers considérant chacun l'une des 13 variables d'intérêt décrites dans la partie « méthodes » (Ph, salinité, turbidité, profondeur d'eau, surface, pente, ensoleillement, recouvrement végétal, distance à la mare la plus proche, présence de poissons, d'écrevisses, d'autres anoures ou d'urodèles), auxquels nous avons ajouté un modèle incluant les caractéristiques physiques de la mare (ensoleillement, profondeur, surface et pente), un modèle incluant les caractéristiques chimiques de la mare (Ph, salinité et turbidité) et un dernier modèle considérant la communauté d'amphibiens présents (présence d'autres d'anoures et d'urodèles).

Lorsque plusieurs modèles étaient proches en terme d'AIC, nous avons utilisés le poids d'AIC ainsi qu'une procédure de model averaging pour obtenir des estimations moyennes des paramètres (Burnham & Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées \pm l'Erreur Standard (SE).

3 – RESULTATS

3.1. Méthodes de détection

Sur les 104 sites avec mare en eau visités lors du programme aquitain, 24 ont révélé la présence de l'espèce, 16 sur le secteur littoral (soit 14% des sites visités) et 8 sur le secteur lot-et-garonnais (soit 42% des sites visités). Sur l'ensemble des sites fréquentés, 7 mares (soit 29% des sites occupés par l'espèce) ont été utilisées pour la reproduction sur le littoral et 6 (soit 25% des sites occupés) sur le massif landais du Lot-et-Garonne.

3.1.1. Modèle d'occupation à saison simple sur les 104 mares

Un modèle se distingue largement des autres avec un poids d'Aikake de 0,39 (Tab. 2.1). Ce modèle considère un effet de la zone géographique sur l'occupation (Ψ) et un effet des différentes méthodes d'inventaires sur la probabilité de détection, dont l'efficacité dépend principalement de la surface de la mare inventoriée (Tab. 2.1). Les probabilités de détection selon les différentes méthodes ne semblent pas influencées par la turbidité de l'eau, la profondeur, ni même encore par la végétation, les modèles les incluant ne faisant pas partis des modèles les plus probables (Tab. 2.1).

Le taux d'occupation (Ψ) est de 0,21 (\pm 0,05) sur les forêts domaniales inventoriées sur le littoral girondin et landais, et de 0,48 (\pm 0,12) au sein de la partie du massif landais inventorié en Lot-et-Garonne.

La probabilité de détection de capture diurne de larves par épuisette est en moyenne de 0,35 (\pm 0,10) selon les sites (entre 0,20 \pm 0,08 et 1), cette probabilité de détection ne semble pas influencée par la surface de la mare (Tab. 2).

La probabilité de détection visuelle des larves est en moyenne de 0,25 (\pm 0,07) selon les sites (variant de 0 à 0,34 \pm 0,089), elle est, elle fortement négativement influencée par la surface de la mare inventoriée (Tab. 2.2).

La probabilité de détection des pontes est en moyenne de 0,45 (\pm 0,08) selon les sites (variant de 0 à 0,51 \pm 0,08), elle semble légèrement influencée par la surface de la mare (Tab. 2.2).

Enfin la probabilité de détection des adultes en inventaire terrestre lors de conditions météo favorables est ici de 0,97 \pm (0,03).

Tableau 2.1 : Classement des 10 meilleurs modèles d'occupation simple du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011, selon la zone géographique, les méthodes de détection utilisées et les caractéristiques des plans d'eau inventoriés en addition (+) ou en interaction (*), selon le nombre de paramètres K, le critère d'Akaike AICc et le poids d'Akaike wi. Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection. (.) indique que la probabilité d'occupation est équivalente peu importe la zone géographique, (zone), qu'elle dépend de la zone géographique, (methode) indique que la probabilité de détection dépend de la méthode de détection employée (détection des adultes, des pontes ou des larves), (t) indique que la probabilité de détection est variable dans le temps, (surf) que la probabilité de détection dépend de la surface, (veget), de la végétation aquatique et (prof) de la profondeur.

Modèles	K	AICc	Δ AICc	wi
Ψ(zone) p(methode*surf)	9	283,28	0,00	0,39
Ψ (.) p(methode*surf)	8	286,62	3,34	0,07
Ψ (zone) p(methode)	6	286,67	3,39	0,07
Ψ (zone) p(methode+ponte*surf)	11	286,90	3,62	0,06
Ψ (zone) p(methode*veget)	9	286,96	3,68	0,06
Ψ (zone) p(t+surf)	7	287,21	3,93	0,06
Ψ (zone) p(methode*prof)	11	288,22	4,94	0,03
Ψ (zone) p(methode+ponte)	11	288,36	5,08	0,03
Ψ (zone) p(t+veget)	11	288,68	5,40	0,03
Ψ (zone) p(t+prof)	11	289,17	5,89	0,02

Tableau 2.2 : Présentation des estimés des coefficients des variables pour le meilleur modèle d'occupation simple du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011 qui considère une influence de la zone géographique sur l'occupation des sites par l'espèce et une influence des méthodes de détection et de la surface des plans d'eau inventoriés sur la probabilité de détection de l'espèce. Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection. (zone) indique que la probabilité d'occupation dépend de la zone géographique, (capt larves) indique la capture de larves, (visu têtard) indique une détection visuelle des larves, (ponte) la détection des pontes, (détection adulte) la probabilité de détection des adultes, (surf) que la probabilité de détection dépend de la surface.

Variables	Estimé	Erreur standard
Ψ	- 2,60	0,72
$\Psi(\text{zone})$	1,26	0,54
P capt larves	- 1,39	0,51
P capt larves *surface	0,01	0,01
P visu têtard	- 0,64	0,40
P visu larves * surface	- 0,01	0,00
P ponte	0,03	0,33
P ponte * surface	- 0,00	0,00
P détection adulte	3,43	1,02

3.1.2. Modèle linéaire généralisé (GLM) de type régression négative binomiale

Un modèle se distingue des autres avec un poids d'Aikaïke de 0,99 (Tab. 2.3). Il révèle un effet de la température, du taux d'humidité et de la lune sur le nombre de pélobates actifs détectés en sortie nocturne.

Tableau 2.3 : Classement des cinq meilleurs modèles de régression négative binomiale testant l'influence de la température (T_p), du taux d'humidité (Rh), de la Lune (lune), de la pluie (pluie), de la vitesse du vent et de son orientation (V^*O) et du nombre d'observateur sur le nombre de Pélobate cultripède détecté sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, selon le nombre de paramètres K, le critère d'Aikaïke AICc et le poids d'Aikaïke w_i .

Modèles	K	QAICc	$\Delta QAICc$	w_i
$T_p+Rh+lune$	7	244,82	0,00	0,99
T_p+Rh	4	255,82	11,00	0,01
$T_p+Rh+Obs$	5	257,40	12,58	0,00
$T_p+pluie$	7	264,02	19,20	0,00
T_p+Rh+V^*O	14	270,02	25,20	0,00

La température et le taux d'humidité dans l'air ont un effet positif significatif fort sur le nombre de pélobates actifs en période nocturne tandis que seul le premier quartier de lune présente un effet négatif, marginalement significatif, sur l'activité des pélobates (Tab. 2.4).

Tableau 2.4 : Présentation des estimés et significativité des coefficients des variables du meilleur modèle de régression négative binomiale qui considère le nombre de Pélobate cultripède détecté sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 fonction de la température (Tp), du taux d'humidité (Rh) et de la lune.

Variables	Estimé	Erreur standard	Pr(> z)	Significativité
Ordonnée à l'origine	- 3,86	1,60	0,03	*
Tp	0,23	0,06	0,00	***
Rh	0,05	0,02	0,00	**
Premier quartier de lune	- 1,20	0,59	0,06	.
Nouvelle lune	- 0,20	0,64	0,76	
Dernier quartier de lune	- 0,39	0,61	0,53	

P < 0,1 . - P < 0,05 * - P < 0,01 ** - P < 0,001 ***

A partir de 5 degrés le nombre de pélobates comptabilisés en une sortie commence à augmenter de manière exponentielle. Vers 12°C, ce nombre est multiplié par 10 et à partir de 18°C par 50 (Fig. 2.2).

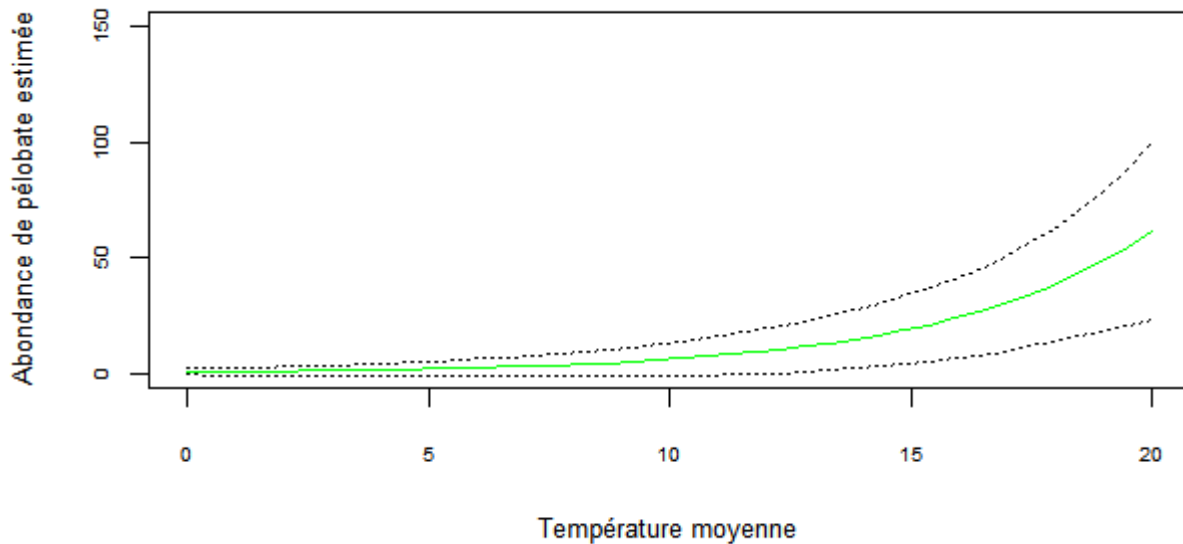


Figure 2.2 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, en fonction de la température moyenne de l'air (dans des circonstances de taux d'humidité moyen (70%) et de lune noire).

Les pélobates sont actifs à partir d'un taux d'humidité relativement faible (autour de 25%), mais il faut atteindre 60% d'humidité dans l'air pour commencer à avoir un comptage correct. Au delà de 80% d'humidité le nombre de pélobates observés est multiplié par 30 (Fig. 2.3).

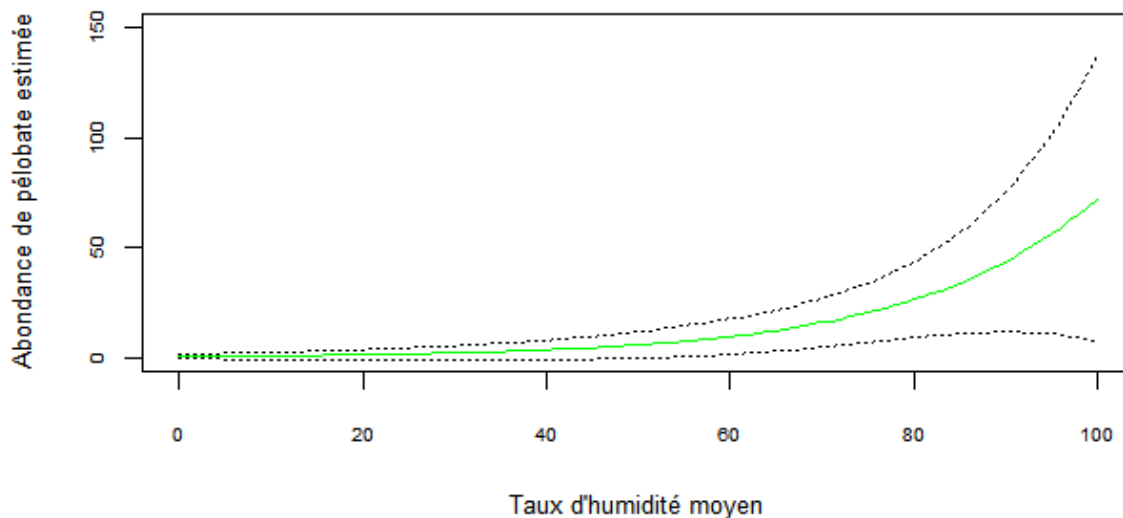


Figure 2.3 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, en fonction du taux d'humidité moyen de l'air (dans des circonstances de températures moyennes (16°) et de lune noire).

3.2. Caractérisation des sites de reproduction

Sur les 104 mares en eau inventoriées au cours de l'étude en Aquitaine, seulement 13 (12,5%) ont révélé la présence de pontes ou de larves.

Parmi les différents modèles testés pour connaître les types de mares privilégiées, le meilleur modèle est celui considérant une sélection des sites de pontes en fonction des caractéristiques physiques du plan d'eau, avec un poids de 89% (Tab. 2.5).

Tableau 2.5 : Classement des cinq premiers modèles de régression logistique testant la relation entre l'utilisation du plan d'eau pour la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011 (détectée par identification de pontes ou par présence de larves) et les caractéristiques du plan d'eau, selon le nombre de paramètres K, le critère d'Akaike AICc et le poids d'Akaike wi.

Modèles	K	AICc	$\Delta AICc$	wi
Ensoleillement+profondeur+surface+pente	5	65,90	0,00	0,89
Ensoleillement	2	70,47	4,57	0,09
Pente	2	74,76	8,86	0,01
Anoures	2	79,04	13,15	0,00
Anoures+Urodèles	3	80,07	14,17	0,00

Parmi les différentes variables intégrées dans ce modèle, seules deux semblent influencer de manière significative la reproduction du Pélobate, l'ensoleillement (effet positif) et la pente (effet négatif) (Tab. 2.6). Il y a également un effet marginalement significatif de la surface du plan d'eau (effet négatif).

Tableau 2.6 : Présentation des estimés et significativité des coefficients des variables du meilleur modèle de régression logistique qui considère l'utilisation d'un plan d'eau pour la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de l'ensoleillement, de la profondeur, de la surface et de la pente du plan d'eau.

Variables	Estimé	Erreur standard	Pr(> z)	Significativité
Ordonnée à l'origine	-6,61	3,15	0,04	*
Ensoleillement	7,38	3,29	0,03	*
Profondeur	0,01	0,01	0,13	.
Surface	-0,01	0,01	0,05	.
Pente	-7,14	2,69	0,01	**

P < 0,1 . - P < 0,05 * - P < 0,01 ** - P < 0,001 ***

Autrement dit, la probabilité que la mare soit utilisée pour la reproduction de l'espèce augmente avec son ensoleillement (Fig. 2.4) et diminue avec sa surface (Fig. 2.5) et surtout avec l'augmentation de sa pente (Fig. 2.6).

Un ensoleillement de 90% double la probabilité de reproduction du Pélobate cultripède dans un plan d'eau (Fig. 2.4).

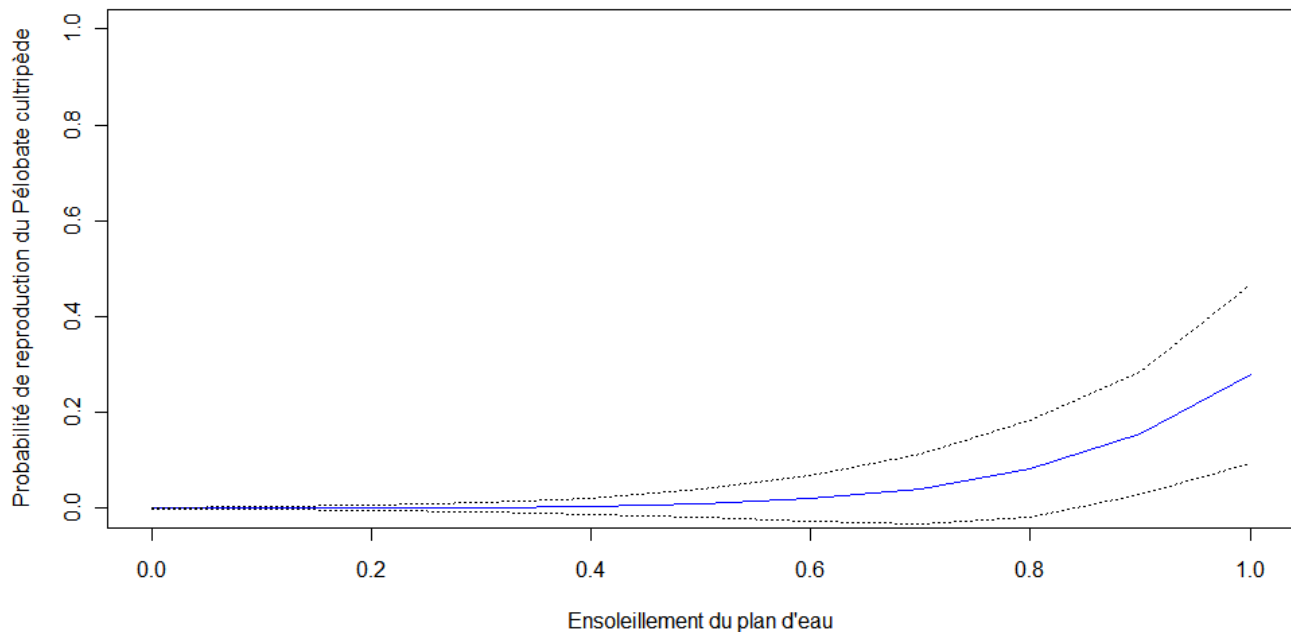


Figure 2.4 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de l'ensoleillement du plan d'eau (dans des circonstances de pente moyenne (20%), de profondeur moyenne (1m) et de surface moyenne (150m²).

Une surface de moins de 500 m² favorise la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine (Fig. 2.5).

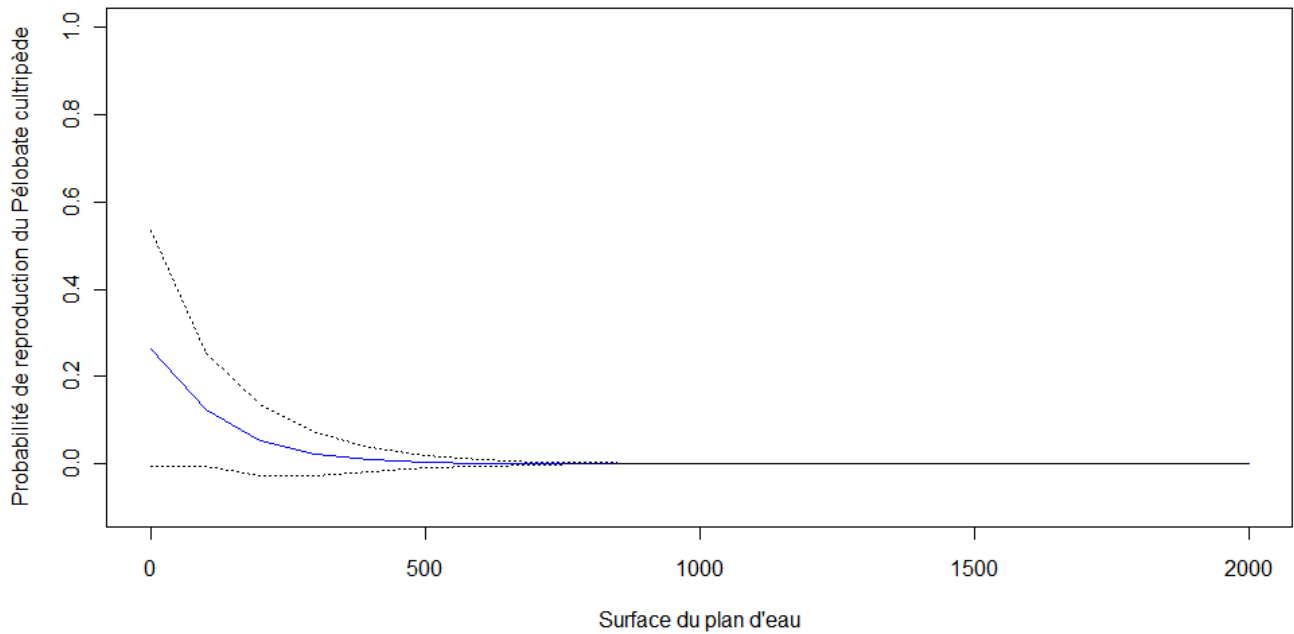


Figure 2.5 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de la surface du plan d'eau (dans des circonstances de pente moyenne (20%), de profondeur moyenne (1m) et d'ensoleillement moyen (80%).

Une pente faible de 0 à 10% double la probabilité de reproduction du Pélobate cultripède tandis qu'une pente de plus de 40% nuit à la reproduction de l'espèce (Fig. 2.6).

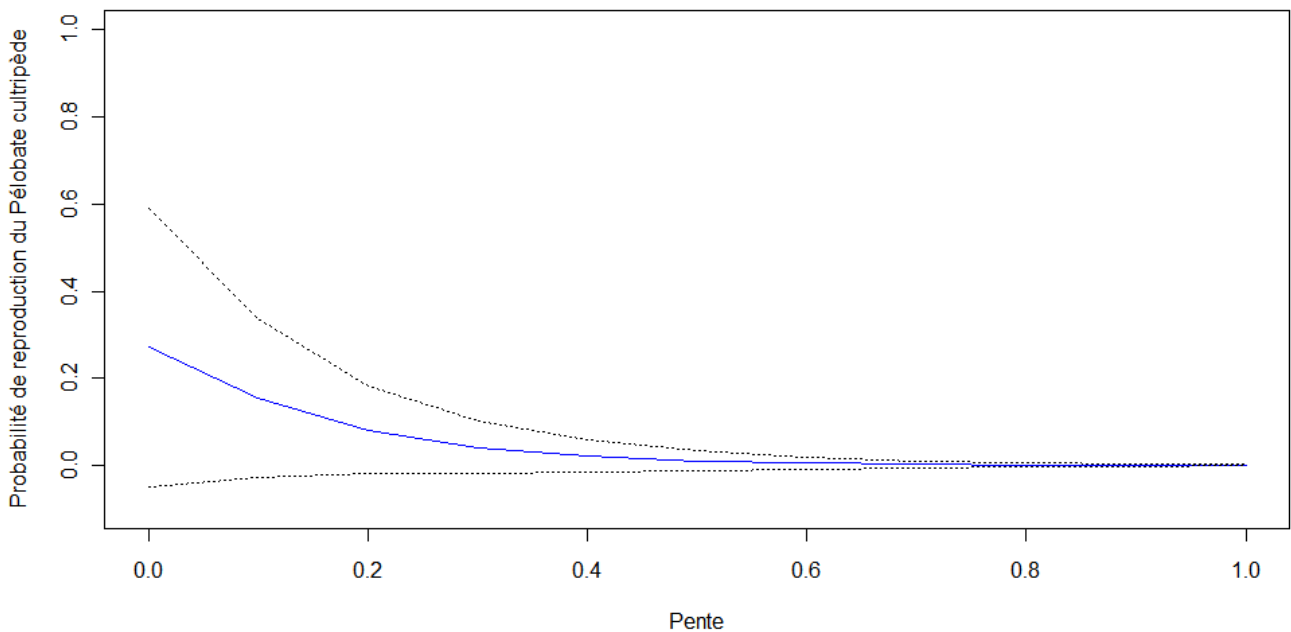


Figure 2.6 : Probabilité de reproduction de Pélobate cultripède estimée en Aquitaine entre 2009 et 2011, en fonction de la pente du plan d'eau (dans des circonstances de surface moyenne (150m²), de profondeur moyenne (1m) et d'ensoleillement moyen (80%).

4 – DISCUSSION

4.1. Méthodes de détection

Nos résultats montrent une différence importante de probabilité de détection, et donc d'efficacité, selon les méthodes d'inventaire employées. Ces probabilités de détections sont cependant élevées puisque les prospections, quelles qu'elles soient, ont toutes été effectuées en conditions favorables, ce qui est relativement difficile à respecter lors d'inventaires à grande échelle. La probabilité de détection visuelle des adultes semble surestimée puisque tous les sites ayant révélés la présence de reproduction dans les mares (par détection des larves et/ou des pontes) ont également révélé la présence d'individus adultes, ce qui est finalement paraît relativement improbable d'autant plus que les inventaires d'adultes ont tous été effectués au cours du printemps, période ne correspondant pas forcément au pic d'activité terrestre de l'espèce (cf Chap. IV). Même si les valeurs des estimations de détection sont à considérer avec précaution car probablement sur-estimées, les différentes méthodes n'en restent pas moins comparables entre elles.

4.1.1. Détection de larves

La détection de larves, au sein de notre étude représente la méthode d'inventaire la moins efficace, bien qu'elle soit généralement la plus utilisée. En effet, elle est souvent utilisée dans le cas d'inventaires multi-espèces car cette méthode permet la détection de l'ensemble des espèces fréquentant le plan d'eau (Sewell *et al.*, 2010; Cayuela *et al.*, 2012). Les inventaires visuels sont moins efficaces ($0,25 \pm 0,07$) encore que les inventaires par épuisette ($0,35 \pm 0,10$) surtout dans les grands plans d'eau, bien qu'ils présentent l'avantage d'éviter toute intervention sur le milieu. Cette méthode de capture par épuisette réalisée au pic d'activité des têtards s'avère très efficace pour certaines espèces telles que les Grenouilles vertes ($p=0,80$), l'Alyte, *A. obstetricans* ($p=0,6$) (Petitot *et al.*, 2014), les Rainettes ($p=0,95$) (Cayuela *et al.*, 2012) ou le Pélodyte ponctué ($p=0,45-0,50$) (Cayuela *et al.*, 2012). Concernant le Pélobate cependant, les larves, surtout dans les premiers stades de développement, semblent lucifuges. Il n'est pas rare en effet, de ne détecter aucune larve les premiers mois après éclosion et de les retrouver dans le plan d'eau seulement une fois une taille importante atteinte. Il arrive également fréquemment de ne rien voir dans l'eau lors d'un passage diurne de repérage alors qu'un passage nocturne révèle une multitude de têtards de pélobates (P-A Crochet, comm. Pers., P. Priol, obs. pers.). Cette méthode, bien qu'utile en cas d'inventaires multi-espèces et raisonnablement efficace (détection de 35%), doit être absolument effectuée de nuit concernant le Pélobate cultripède.

4.1.2. Détection de pontes

La détection de ponte semble une méthode relativement efficace pour les anoues en général (Sewell *et al.*, 2010) et pour cette espèce en particulier, puisqu'elle permet une probabilité de détection de près de 45%. Elle présente cependant plusieurs inconvénients. En effet, bien que la ponte automnale soit relativement fréquente chez cette espèce, même sur le littoral atlantique, elle n'est pas annuelle et peut donc difficilement être prise en compte dans les inventaires, la détection des pontes automnales restant plus faible que celle des pontes printanières ($0,38$ vs $0,46$). De plus, la période de détection des pontes est courte (quelques semaines) et souvent désynchronisée. Elle dépend des conditions météorologiques

(Rodriguez-Jimenez, 1988) et varie d'une année à l'autre (Jakob *et al.*, 2003). Donc, à moins d'être en mesure de confirmer la phénologie de la ponte par une mare témoin (comme au sein de cette étude), il reste difficile d'envisager l'utilisation exclusive de cette méthode lors d'inventaires. Enfin, la présence de ponte confirme la présence de l'espèce mais ne veut pas forcément dire qu'il y aura une reproduction efficace. En effet, certaines pontes prédatées rapidement (notamment par les adultes de *Triturus marmoratus* (obs. personnelle) également mentionné par Martinez-Solano (2000)), ne sont visibles qu'à peine une semaine, diminuant considérablement la probabilité de détection de l'espèce. De plus, sur les mares littorales particulièrement ensoleillées, bon nombre de pontes, déposées sur le bord des plans d'eau en très faible profondeur (Thirion, 2006), n'aboutissent pas, et se retrouvent souvent asséchées suite à une forte évaporation.

4.1.3. Détection des adultes

La détection des adultes apparaît dans cette étude comme la méthode la plus fiable pour détecter l'espèce sur un site aquitain ($p=0,97 \pm 0,03$) puisque tous les sites positifs de l'étude ont permis la détection d'adultes en inventaires terrestres nocturnes. Cette méthode, efficace, est cependant délicate car elle nécessite des inventaires nocturnes ciblés en conditions favorables et est particulièrement chronophage car elle nécessite de passer plusieurs dizaines de minutes sur chaque site tandis que d'autres méthodes ne nécessitent que quelques minutes comme l'écoute de chants notamment. De plus elle ne permet pas forcément d'identifier les sites de reproduction car la présence d'adultes autour de plans d'eau n'indique pas nécessairement qu'ils l'utilisent pour la reproduction (Jakob *et al.*, 2003). Évidemment, ces chiffres sont à prendre avec précaution, non seulement ils sont biaisés par les résultats eux-mêmes (puisque des adultes ont été détectés sur tous les sites ayant révélés la présence de l'espèce par les autres méthodes) mais également par le fait que les inventaires nocturnes dans cette étude, aient été réalisés uniquement en conditions favorables (après validation sur un site témoin). Ces résultats comptent pour des milieux ouverts de type dunaires, ils ne seraient probablement pas similaire en milieu de Garrigue méditerranéenne notamment.

Quoiqu'il en soit, les sorties nocturnes réalisées à température élevée (plus de 15°C) et à taux d'humidité dans l'air important (au-delà de 70%) sont à privilégier pour une bonne détection de l'espèce, puisque ces conditions favorisent la sortie d'un plus grand nombre d'adultes. Contrairement à ce qui avait été mentionné par Thirion (2006), les sorties en période de pleine lune ne sont pas plus à éviter que celles en nouvelle lune. Cet effet marginalement significatif dans nos modèles peut être juste dû au fait que sur la plupart des sorties réalisées au cours du premier quartier de lune, les conditions de températures et de taux d'humidité aient été globalement peu favorables à l'activité des pélobates.

Le nombre d'observateur ainsi que la présence de vent ou de pluie ne semblent pas influencer la détection des pélobates. La densité locale, susceptible d'influencer la probabilité de détection chez la plupart des espèces, constitue cependant probablement la plus importante source d'hétérogénéité entre les sites (Royle & Nichols, 2003). Bien que nous n'ayons pu prendre ce paramètre en compte puisque nous n'avons pas estimé les effectifs des populations sur chaque site, il est cependant fort probable que les 24 sites positifs de l'étude présentent des populations de densités variables et que ce paramètre n'ait pas empêché la détection de l'espèce.

4.2. Caractérisation des sites de reproduction

Peu de variable semble influencer la reproduction du Pélobate cultripède en Aquitaine. En même temps seuls 13% des sites inventoriés se sont avérés positifs, ce qui représente un échantillonnage malheureusement un peu faible pour permettre de tirer des conclusions fiables sur les caractéristiques des sites de ponte. Ceci dit, il apparaît tout de même que l'ensoleillement de la mare et sa pente affectent significativement le choix du lieu de reproduction de l'espèce au sein de notre site d'étude.

La température agit positivement sur le développement larvaire des amphibiens en général (McDiarmid & Altig, 1999) et du Pélobate cultripède en particulier (Busack & Zug, 1976), tandis que la hauteur d'eau agit plus sur la taille de la larve (Brady & Griffiths, 2000; Maciel & Junca, 2009), il est donc logique qu'un plan d'eau bien ensoleillé favorise plus le succès de reproduction qu'un plan d'eau ombragé, plus frais. Ainsi, la profondeur d'eau bien que déjà mentionnée comme un facteur important pour cette espèce en milieu méditerranéen (Beja & Alcazar, 2003; Jakob *et al.*, 2003), n'a pas été détectée comme déterminante au sein de notre aire d'étude. Les larves ont été retrouvées aussi bien dans des mares temporaires de quelques dizaines de centimètres de profondeur, que dans des mares permanentes de plus d'un mètre d'eau. La profondeur d'eau agissant également sur la température, les mares plus profondes permettent un développement larvaire lent conduisant à des têtards de grandes tailles restant parfois une année dans l'eau, tandis que les mares peu profondes, plus chaudes, provoquent un développement larvaire plus rapide de l'ordre de 3 à 4 mois (Lizana *et al.*, 1994 ; Díaz-Paniagua *et al.*, 2005). L'influence de la profondeur d'eau est également probablement minimisée par la capacité du Pélobate cultripède à réduire la durée de développement larvaire de 30% en réponse à une diminution du niveau d'eau (Gomez-Mestre *et al.*, 2013).

L'espèce étant incapable de grimper ou de réaliser de grands sauts, elle a également tendance à privilégier les plans d'eau à faible pente (au moins sur un bord), comme observé chez d'autres espèces (Porej & Hetherington, 2005; Shulse *et al.*, 2010), qui permettront notamment une sortie aisée des imagos; Bien que Rannap *et al.* (2009) n'aient pas identifié de relation significative entre la pente, la profondeur du plan d'eau et l'abondance de *Pelobates fuscus*, une espèce proche du Pélobate cultripède.

L'effet de la surface est à prendre avec plus de pincettes ici, puisque son effet négatif sur la reproduction du pélobate peut être le simple reflet de son effet négatif sur la détection de larves (3.1.1). Il s'avère néanmoins que les plus petits plans d'eau présentent généralement de meilleures conditions pour abriter les communautés d'amphibiens, moins de prédateurs et une meilleure température et végétalisation (Brown *et al.*, 2012).

Concernant le recouvrement végétal des mares, souvent mentionné comme privilégié par les amphibiens (Mazerolle *et al.*, 2005, Cruz *et al.*, 2006; Rannap *et al.*, 2009; Shulse *et al.*, 2010), il n'est pas ressorti déterminant dans nos analyses, la reproduction des pélobates ayant été identifiée aussi bien au sein de mares très végétalisées qu'au sein de bassins exempts de toute végétation.

De plus, ni la turbidité, ni la salinité (faible au sein de nos sites entre 0 et 2g/L), ni le Ph (mares fréquentées entre 4 et 8 de Ph) pourtant bien connus pour limiter la présence d'amphibiens (Freda, 1986; Brown *et al.*, 2012) et notamment de Pélobate cultripède (Beja & Alcazar, 2003) n'ont influencé la reproduction de l'espèce au sein de notre étude.

La distance à la mare la plus proche n'a montré non plus aucune influence sur la reproduction des pélobates, laissant supposer que cette espèce rare n'est pas forcément agrégée dans l'espace, regroupée en de petits secteurs mais qu'elle peut être présente, même au niveau de zones isolées.

Concernant la présence de poissons ou d'écrevisses, mentionnée très préjudiciable pour la plupart des amphibiens (Brown *et al.*, 2012) dont le pélobate (Beja & Alcazar, 2003; Cruz *et al.*, 2006), cette variable n'a montré aucun effet sur le choix des mares de reproduction, probablement car très peu de poissons et d'écrevisses ont été localisés dans les mares étudiées. Seules trois mares sur les 13 (23%) fréquentées, abritaient soit des poissons soit des écrevisses; sur les autres plans d'eau envahis (à peine 18%), en général des gravières, les pontes et têtards étaient généralement trouvés dans les zones inondables autour des plans d'eau, sans prédateur.

Nous n'avons enfin pu montrer de relation entre les autres anoures et urodèles et le pélobate cultripède, toutes les mares occupées abritant généralement un cortège composé d'Alytes (*Alytes obstetricans*), de Rainette méridionale (*Hyla meridionalis*), de Grenouilles vertes (*Rana sp*) et de Tritons palmés (*Lissotriton helveticus*) et marbrés (*Triturus marmoratus*). Le Pélobate ne semble donc pas privilégier les plans d'eau exempts de compétiteurs (autres anoures) ou de potentiels prédateurs de pontes (Triton marbrés (Martinez-Solano, 2000)).

5 – CONCLUSION

Basée sur des méthodes d'analyses statistiques fiables et robustes, cette étude met en évidence divers points importants concernant la détection et l'utilisation de sites de reproduction de cette espèce rare et méconnue, le Pélobate cultripède.

Premièrement, concernant la détection de cette espèce, il apparaît clairement que la prospection nocturne terrestre des adultes est la meilleure méthode à employer lors d'inventaires ciblés en milieu ouvert. Cette méthode, lorsqu'elle est employée en **condition favorable**, à savoir par température et humidité élevée est très efficace pour détecter la présence de l'espèce au sein de secteurs dunaires favorables. Cette méthode, spécifique au Pélobate cultripède, représente cependant un gros investissement en termes de temps de terrain, pas toujours possible à mettre en place en cas de projet d'atlas par exemple. Nous recommandons dans ce cas là, d'envisager plutôt la recherche nocturne de larves permettant non seulement la détection du Pélobate mais également la détection des autres espèces d'amphibiens. Pour une meilleure efficacité, la méthode optimale consisterait en une combinaison de deux méthodes d'inventaires (recherches nocturnes d'adultes en milieu terrestre et de larves en milieu aquatique) sur 2 à 3 visites réalisées après la période de reproduction printanière, au cours des mois de mai ou de juin. Ceci demanderait tout de même à être validé, notamment dans d'autres régions géographiques, sous d'autres influences climatiques.

Deuxièmement, concernant l'utilisation des sites de reproduction par l'espèce, cette étude met en évidence l'importance de caractéristiques physiques des plans d'eau. En effet, les plans utilisés pour le dépôt de ponte, sont des plans d'eau de relative petite taille (quelques dizaines ou centaines de mètres carrés), de pente douce (10-20%) sur au moins un bord du plan d'eau, présentant un ensoleillement maximal et une profondeur d'eau suffisante pour assurer le développement des larves. La chimie des plans d'eau, en tout cas selon les gradients observés sur notre aire d'étude, ne semble pas avoir d'influence sur la sélection des plans d'eau par les pélobates tout comme la communauté d'amphibiens présente.

L'espèce Pélobate cultripède semble montrer une importante plasticité quant à la sélection de ses habitats aquatiques de reproduction, et notamment selon les régions, puisqu'elle est régulièrement rencontrée dans de grands marais en région méditerranéenne. Il n'en reste pas moins une espèce rare au sein de la région aquitaine, d'une très grande discrétion, qui a su passer inaperçue de plusieurs secteurs pourtant largement prospectés lors d'inventaires (Berroneau, 2014).

CHAP III – ECOLOGIE SPATIALE ET SELECTION D’HABITAT TERRESTRE

1 – INTRODUCTION

Les amphibiens sont des animaux bi-phasiques qui utilisent en alternance les milieux aquatiques et terrestres à différentes périodes de l'année afin de compléter leur cycle vital (Wilbur, 1980; Beebee, 1996). Les milieux aquatiques utilisés pour la reproduction sont généralement plutôt permanents, pauvres en prédateurs ou compétiteurs, peu fermés par la végétation et susceptibles de se réchauffer pour favoriser la croissance rapide des larves (Brown *et al.*, 2012). Les habitats terrestres sont souvent bien exposés, peu ou pas végétalisés qui possèdent généralement un sol meuble (Wells, 2007). Il peut s'agir de lisières ou de sol dénudés. Ils sont utilisés pour l'alimentation, l'estivage ou l'hibernation (Beebee, 1996). En phase terrestre les amphibiens occupent toutes sortes d'anfractuosités qui leur apportent cachette et humidité, comme des souches, des galeries creusées par les petits rongeurs, les pierres ou toutes sortes de débris (Duguet & Melki, 2003). Ils sont capables de migrations de quelques kilomètres pour passer d'un site à l'autre, mais leurs déplacements sont généralement inférieurs à 400m (Dodd, 1996; Semlitsch & Bodie, 2003). La mobilité de ces organismes est capitale pour la démographie à court et moyen terme des populations d'amphibiens (Marsh & Trenham, 2001). Mais elle peut être contrainte par la qualité des habitats à traverser, qui en fonction de leurs caractéristiques peuvent augmenter les risques de prédation ou de déshydratation. Étant donné la grande perméabilité de leur épiderme, les amphibiens ne tolèrent en effet pas les environnements trop secs et ne s'aventurent jamais loin des milieux humides (Sinsch, 1990). Les amphibiens sont donc dépendants à la fois des milieux aquatiques et terrestres mais également des habitats de connexions entre ces deux grandes entités. C'est pourquoi ils sont parmi les espèces les plus menacées actuellement dans le monde (Gibbons *et al.*, 2000). De nombreuses études se sont penchées sur les caractéristiques des milieux aquatiques fréquentées par les amphibiens (voir par exemple Semlitsch, 2000; Jakob *et al.*, 2003; Stuart *et al.*, 2008; Cayuela *et al.*, 2011) et sur les menaces qui y pèsent. Tandis que d'autres, se sont intéressées aux impacts de la fragmentation de l'habitat terrestre (voir par exemple Alford & Richards, 1999; Miaud *et al.*, 2000; Hanski, 2005; Sillero, 2008, Janin *et al.*, 2009), résultant de la création de route ou de certaines pratiques forestières ou agricoles réduisant la richesse en espèces et l'abondance de populations d'amphibiens (voir aussi Bender *et al.*, 1998, Koloszyvar & Swihart, 1999, Joly *et al.*, 2001, Davidson *et al.*, 2002).

Les recherches sur les amphibiens, ont ainsi été, de par le passé, principalement ciblées sur les stades aquatiques (ou sur la connectivité entre les sites aquatiques), alors que les stades terrestres, au moins aussi importants sinon plus, ont été beaucoup plus rarement étudiés, probablement en raison des difficultés techniques qu'engendrent le suivi des individus (surface à étudier plus importante, discrétion des individus, irrégularité du cycle d'activité...) (Storfer, 2003). C'est le cas du Pélobate cultripède pour lequel quelques études portant sur le stade larvaire ont été menées en France, en Espagne et au Portugal (Jakob *et al.*, 2003 ; García-París *et al.*, 2004 ; Cruz, 2008b ; Cruz *et al.*, 2006), mais très peu sur le stade adulte, difficile à étudier de par son comportement fouisseur (Thirion, 2006).

Des plans de gestion doivent pourtant être élaborés pour un aménagement durable des milieux forestiers côtiers et une prise en compte des organismes qu'ils abritent. Or désigner des mesures de protection spécifiques pour le Pélobate

cultripède nécessite des connaissances sur l'écologie et le comportement de l'espèce. La première étape, et probablement la plus importante en terme de conservation, était donc de comprendre les mécanismes qui déterminent la sélection d'habitat par les individus. Est-ce que les pélobates peuvent être affectés par l'exploitation forestière ou l'aménagement du milieu dunaire ? Ont-ils des exigences particulières en termes d'habitat? Quels types de milieux privilégient-ils? Sont-ils différents en fonction de la saison? Sont-ils capables de parcourir d'importantes distances autour de la mare de reproduction?

Une étude antérieure portant sur *Pelobates cultripes* avait utilisé des pigments fluorescents (Thirion, 2006) capables de retracer le parcours précis d'un individu, mais au cours d'une nuit seulement. Aucune étude, à notre connaissance portant sur la totalité du cycle terrestre de l'espèce n'a été réalisée. Dans ce chapitre, nous examinons l'écologie spatiale et temporelle, via un échantillon d'individus équipés d'émetteurs, au sein d'un site non perturbé, offrant un large panel d'habitats caractéristiques de l'espèce.

L'objectif est d'une part de déterminer l'utilisation de l'espace par l'espèce, soit la répartition des individus sur le territoire et l'évaluation de la surface utilisée par la population, et d'autre part de déterminer les caractéristiques du paysage, s'il y en a, intervenant dans la sélection d'habitat tout au long de l'année et donc lors des différentes phases du cycle de vie. Nous suspectons ainsi (1) des mouvements restreints et des domaines vitaux relativement faibles (Semlitsch & Bodie, 2003) (2) une répartition des individus sur le territoire non due au hasard (3) avec une sélection d'habitat à deux échelles : à l'échelle du paysage, avec une sélection des habitats les moins exposés au soleil et à la sécheresse, soit une orientation des animaux vers des milieux plutôt fermés (surtout en été), proche de la mare, peu élevés et peu pentus (plus proche de la nappe phréatique) ; et à l'échelle du micro-habitat avec une préférence pour les milieux végétalisés et recouverts de débris ligneux, maintenant un taux d'humidité important (Owens *et al.*, 2008). Finalement, nous supposons en termes de sélection d'habitat, (4) une variation saisonnière en raison des différentes conditions climatiques entre l'été et l'hiver, (5) mais pas de différence entre les sexes car les individus qu'ils soient mâles ou femelles sont exposés aux mêmes contraintes climatiques.

2 – MATERIELS ET METHODES

2.1. Aire d'étude

Notre étude a été menée sur le littoral Girondin (44°52'N, 1°5'E) entre la commune de Lacanau et le Bassin d'Arcachon dans le sud-ouest de la France (fig. 3.1). Le site d'étude a été choisi autour de l'une des mares inventoriées au sein du programme s'étant révélée positive (voir chapitre précédent). Il est localisé au sein du massif forestier des Landes de Gascogne, forêt de près d'un million d'hectares presque entièrement plantée et exploitée, dominée par le Pin maritime (*Pinus Pinaster*). Plus précisément, il se localise dans la partie domaniale de la forêt, gérée par l'Office National des Forêts (ONF), le long du cordon dunaire artificialisé au 18^e siècle. La configuration du site se décompose globalement en quatre parties : la Plage, partie plane, ensablée située au bord de l'océan ; la Dune Blanche, partie haute enherbée de la dune artificialisée dominée par l'oyat (*Ammophila arenaria*) et l'Euphorbe maritime (*Euphorbia paralias* L.) ; la Dune Grise, partie buissonnante, située au sommet et en contrebas de la dune, principalement recouverte d'Immortelles des dunes

(*Helichrysum stoechas*), de lichens et de Pins maritimes buissonnants (*Pinus pinaster*) ; et la Forêt, qui comprend une partie inexploitée appelée la forêt de fixation, comprenant pins sur pied ainsi que de multiples débris ligneux au sol et une partie exploitée, appelée forêt d'exploitation constituée de Pins maritimes matures (Fig. 3.2). La mare, est une mare permanente, visiblement plutôt naturelle, végétalisée, et située directement en arrière-dune.

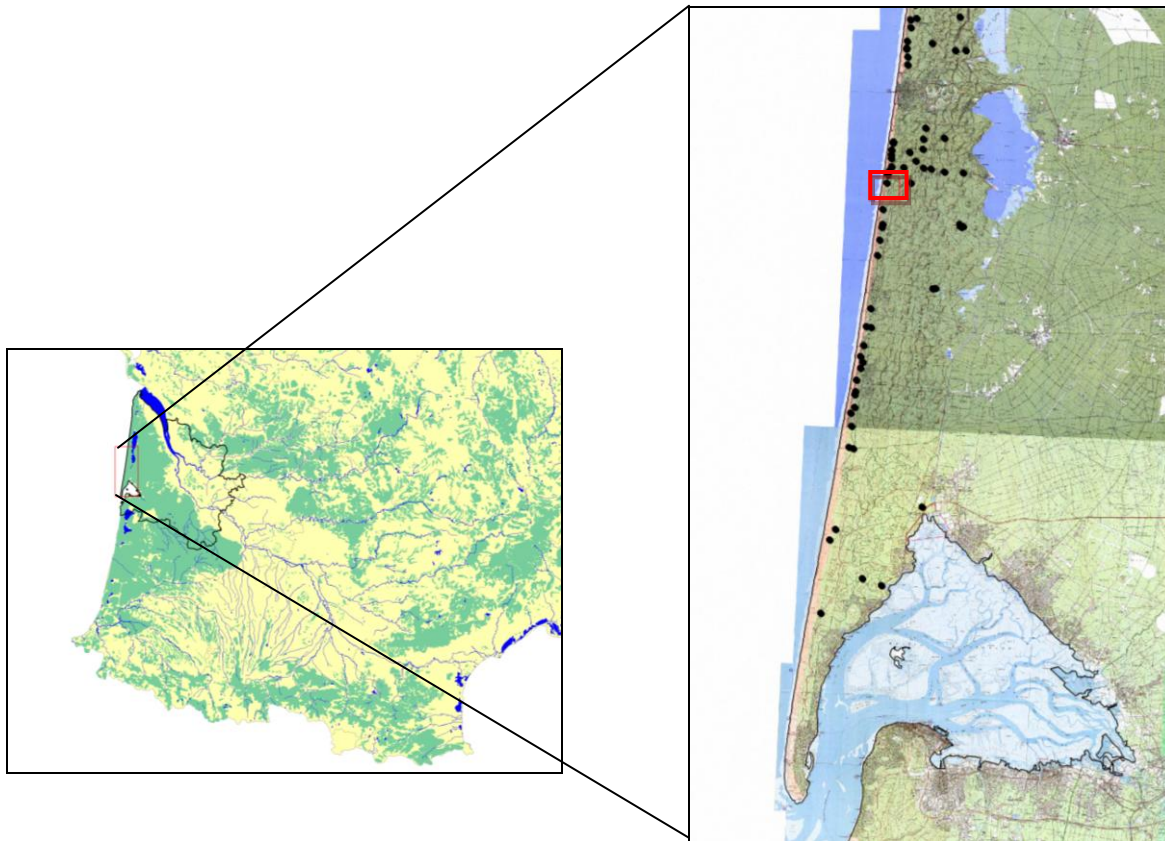


Figure 3.1 : Localisation du site pilote de suivi de population de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 dans le sud-ouest de la France, en Gironde, sur la commune du Porge (les points noirs représentent les mares du cordon dunaire inventoriées).

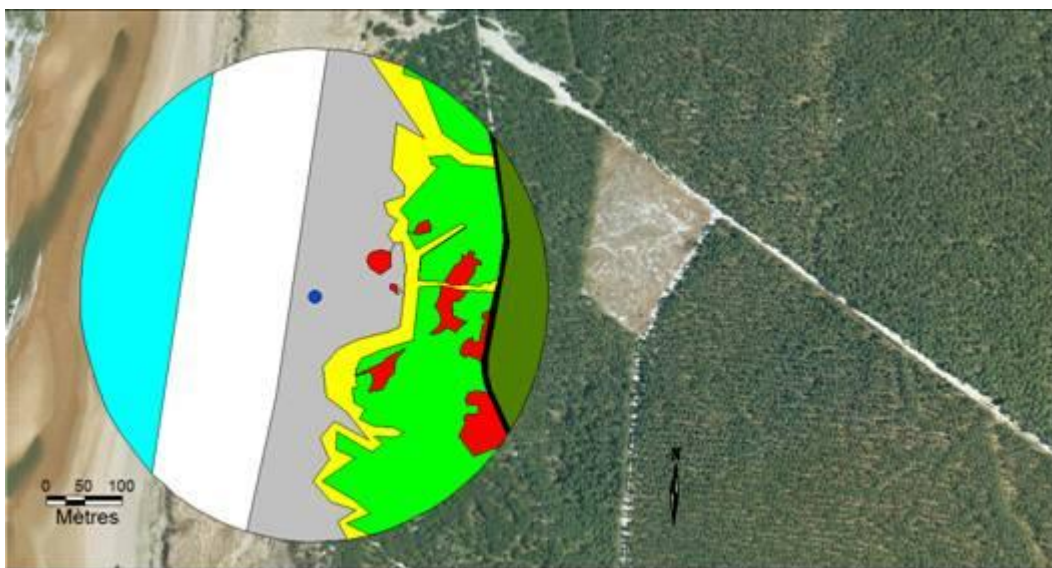
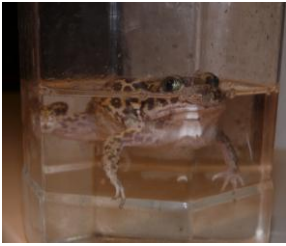


Figure 3.2 : Cartographie des milieux disponibles autour du site pilote du Porge pour le suivi de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 (en bleu la plage, en blanc la dune blanche, en gris la dune grise, en jaune la lisière forestière, en vert clair la forêt de fixation, en vert la forêt mature, en rouge les chablis et en noir la piste cyclable).

2.2. Méthodes de capture et radio-téléométrie

Nous avons capturé les animaux la nuit alors qu'ils étaient en déplacement ou en alimentation, grâce à une lampe torche puissante permettant de détecter les crapauds soit à la forme de leurs corps, soit à leurs yeux scintillants dans le faisceau lumineux. Nous avons capturés un total de 29 Pélobates adultes, trois à l'automne 2009 (deux femelles et un mâle); 12 au printemps 2010 (5 mâles et 7 femelles) et 14 à l'automne 2010 (7 femelles et 7 mâles), dont une femelle qui avait déjà été équipée à l'automne 2009 pour laquelle l'émetteur a été remplacé. Chaque animal, a été sexé, mesuré, pesé et équipé, lorsque son poids le permettait, d'un émetteur-radio interne (PD-2H, Holohil Systems[®], Ontario, Canada), pesant 3,2 à 3,8g et d'une durée de vie de 6 mois en moyenne. L'implantation a été réalisée en laboratoire sous anesthésie générale avec du 2-phénoxyéthanol, anesthésiant utilisé pour les poissons (Deacon *et al.*, 1997 ; Eggert, 2002). Les crapauds étaient immergés dans un mélange comprenant 0,1 à 0,2 ml de phénoxyéthanol dans 100 ml d'eau jusqu'à décontraction musculaire totale, observée après 10 à 20 minutes. Après une petite incision cutanée et musculaire d'à peine deux centimètres sur le flanc abdominal gauche de chaque pélobate, l'émetteur était inséré dans la cavité abdominale. Les points de sutures, cutanés et musculaires, au nombre de trois ou quatre étaient réalisés avec du 5-0 ou du 6-0 Polysorb, suture stérile, synthétique et résorbable. L'animal était ensuite rincé sous l'eau fraîche puis placé en salle de réveil, dans un bac comprenant quelques centimètres d'eau, la tête placée sur un support, afin de s'assurer d'éviter toute éventuelle noyade. L'animal retrouvait généralement une activité normale au bout d'une trentaine de minutes et était relâché à l'endroit exact de sa capture la nuit suivante (après une journée d'observation). Le volume implanté (23 x12 x6 mm) représente à peine 15-20% du volume abdominale normal des œufs (Eggert, 2002) et sa masse (3,2 à 3,8g) de 5 à 8 % de la masse corporelle totale de l'individu, soit moins des 10% recommandés (Sike & Gannon, 2011; Withey *et al.*, 2001). Toutes les manipulations ont été réalisées sous autorisations préfectorales délivrées par la DREAL Aquitaine.



Anesthésie



Ouverture de la cavité abdominale



Suture



Rinçage et réveil

Lorsque cela a été possible les animaux ont été déséquipés à la fin du suivi selon le même procédé que pour l'équipement, mais avec une incision côté droit (60% des animaux soit 18 individus).

2.3. Données de radio-télémetrie et analyses statistiques

Au total 27 *Pélobates cultripèdes* (13 mâles et 14 femelles) ont été suivis. Une femelle retrouvée noyée dans la mare pendant la reproduction quelques jours après son équipement ainsi qu'un animal perdu (étant probablement sorti de la zone d'étude), ont été exclus des analyses.

Chaque crapaud a été localisé à l'aide d'une antenne Yagi et d'un récepteur (Advance Telemetry Systems®, US, model R410) selon la méthode de pointage direct (détection à quelques dizaines de mètres), en journée, dans son terrier ou abri diurne, une à deux fois par semaine, selon une précision de 10 à 30 cm maximum. Les animaux dont le signal était perdu, étaient recherchés sur le site d'étude selon une méthode de grille systématique, jusqu'à ce qu'ils soient retrouvés. Seuls deux individus, ont été perdus au cours du suivi, plusieurs semaines après leurs équipements, dont un qui n'a jamais pu être retrouvé et un qui a réapparu sur la zone d'étude plusieurs semaines après sa disparition.

Chaque position a été enregistrée à l'aide d'un GPS (Magellan®, Explorist 100, précision 1 à 3m) et positionnée sur une photo aérienne (Bd Ortho, 2004, IGN®) en utilisant un Système d'Information Géographique (ArcGIS® vs.9.3, ESRI, Californie, USA). Le nombre de localisations par crapaud varie en fonction de la date de capture et de la date de fin de suivi (mort ou fin de vie de l'émetteur). Seuls les pélobates présentant plus de 10 localisations sur la période de suivi ont été utilisés pour les analyses soit 27 individus (13 mâles et 14 femelles). Les domaines vitaux ont été calculés à l'aide de la méthode des "Minimum Polygon Convex" (MCP) au seuil 100% à l'aide de l'extension Hawth's tools du logiciel ArcGIS vs.9.3 et les surfaces de chacune des aires d'activité ainsi créées ont été calculées à l'aide de l'extension Spatial Analyst du même logiciel. Un test de Mann-Whitney a été utilisé afin de comparer la taille des domaines vitaux mâles et femelles et printaniers et hivernaux.

L'étude des mouvements s'est principalement basée sur les distances entre localisations calculées à l'aide de l'extension Animal Movement (ArcGIS vs.9.3). Nous avons utilisé les distances parcourues entre chaque localisation pour catégoriser ces différentes stratégies et répartir les individus en fonction de celles qui les représentent le mieux. Les stratégies ont été classées en quatre catégories (inspirées de Duriez *et al.*, 2005) (Fig. 3.3) :

- Utilisation unique, lorsque le crapaud a été localisé dans un seul et même terrier tout au long du suivi;
- Utilisation Successive stricte, lorsque le crapaud changeait de terrier en explorant le territoire, sans jamais revenir à un terrier précédemment utilisé;

- Utilisation Successive alternative, lorsque l'animal changeait de terrier régulièrement ou irrégulièrement mais revenait au moins une fois à un terrier précédemment utilisé;
- Utilisation alternative, si le crapaud permutait entre plusieurs terriers.

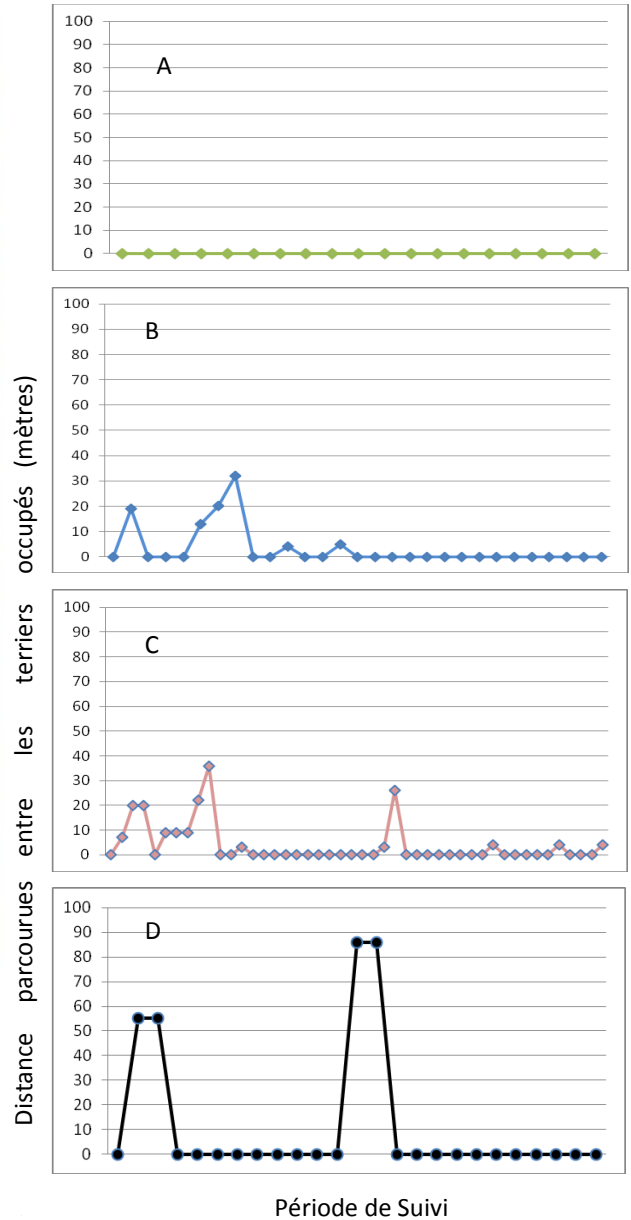


Figure 3.3 : Représentation des quatre différentes stratégies de déplacement des individus Pélobate cultripède équipés sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011 (individu A utilisant un site « Unique », l'individu B une stratégie « Successive stricte », l'individu C une « successive alternative » et l'individu D une stratégie « Alternative ») ; la mare est symbolisée en rouge).

La différence de stratégie selon le sexe et la période a été testée par un test-t apparié, et le classement dans l'une des quatre catégories en fonction du nombre de localisations afin de vérifier si les catégories trois et quatre ne correspondent pas systématiquement aux crapauds présentant le plus de localisations, avec une anova.

2.4. Données de sélection d'habitat et analyses statistiques

L'étude de sélection d'habitat a été menée sur l'ensemble des 27 Pélobates suivis de 2009 à 2011. Le jeu de données considéré pour les analyses inclut l'ensemble des terriers utilisés par chaque crapaud.

L'habitat disponible est déterminé à l'échelle du paysage (pas assez de points par individu (entre 1 et 8 terriers par crapaud) pour travailler à l'échelle du domaine vital), selon une grille systématique de points espacés de 30m, superposée sur la surface d'habitat disponible, définie par un cercle de centre, la mare de reproduction et de rayon, 300m comprenant plus de 90% des localisations. Quinze variables (Tab. 3.1) décrivant l'habitat et le micro-habitat ont été enregistrés pour chaque point de localisation de terriers, définis comme habitat utilisé et pour chaque point de la Grille (total de 360 points), définis comme habitat disponible.

Tableau 3.1 : Variables environnementales utilisées dans l'analyse de sélection d'habitat par le Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.

Nom de la variable	Description
Pente	Degré de la pente (pente élevée marquant principalement la dune grise)
Altitude	Élévation (GPS)
% Insolation	Pourcentage d'insolation reçu au sol au cours de la journée
% canopée	Pourcentage de recouvrement de la canopée au dessus de la zone échantillonnée
Distance à la mare	Distance séparant le point échantillonné et la mare de reproduction (m)
% recouvrement au sol :	Pourcentage de recouvrement au sol :
Sol nu	Sable exempt de tout type de végétation (caractéristique de la plage)
Litière	Aiguilles de pin (caractéristique du milieu sous forestier)
Strate Muscinale	Strate entre 0 et 10 cm (mousse, lichens et plantes rases, caractéristiques de la dune grise)
Strate herbacée	Strate herbacée non ligneuse (caractéristique de la dune blanche)
Strate Buissonnante	Strate ligneuse basse (<1.50m) (caractéristique de la dune grise et de la lisière forestière)
Rameau	Rameau ligneux au sol (<1cm de diamètre)
Branche	Branche ligneuse au sol (> 1cm de diamètre)
Tronc	Tronc au sol
Souche	Souche dans le sol
Débris ligneux total	Pourcentage de débris ligneux total au sol

Les variables ont été caractérisées sur une zone de 30 cm de diamètre (correspondant à la précision de la localisation) autour du point défini. Le nombre de terriers par individu étant trop faible (moyenne de 3,5) pour prendre en compte la variabilité individuelle (Sélection d'habitat selon le Design de type II ou III *sensu* Thomas & Taylor, 1990), nous avons choisi de cumuler l'ensemble des données afin de travailler à l'échelle populationnelle (Design de type I). Deux analyses supplémentaires seront cependant réalisées, afin de tester la variation de sélection d'habitat en fonction de la période (regroupement des localisations automnales versus localisations printanières) et en fonction du sexe (regroupement des localisations de l'ensemble des femelles versus l'ensemble des mâles).

Les analyses de sélection d'habitat sont réalisées à l'aide d'une ENFA (Ecological Niche Factor Analysis, Hirzel *et al.*, 2002 ; Basille *et al.*, 2008). Cette analyse de type multivarié consiste, parmi un ensemble de variables environnementales, à déterminer celle d'intérêt pour une espèce (Calenge & Basille, 2008). L'ENFA est une analyse factorielle, comme une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) basée sur des données de présence, qui définit la position d'un habitat utilisé au sein de son environnement et qui résume la sélection d'habitat à l'aide de deux composantes, la marginalité et la

spécialisation. La marginalité mesure la position moyenne de l'habitat utilisé au sein de l'environnement disponible (ou la déviation entre les valeurs moyennes des caractéristiques de l'habitat utilisé et les valeurs moyennes des caractéristiques de l'habitat disponible) et la spécialisation mesure la dispersion de l'habitat utilisé au sein de l'environnement disponible (autrement dit la tolérance de l'espèce aux caractéristiques de son environnement) (Basille *et al.*, 2009). Une procédure de Monte-Carlo a été utilisée pour tester la significativité des deux axes. Un même nombre de localisation que celles observées ont été tirées au hasard 1000 fois sur l'aire d'étude, et une ENFA a été réalisée à chaque étape. La comparaison des 1000 données de marginalité et de spécialisation tirées au hasard avec les données observées indique la significativité de chaque élément (Basille *et al.*, 2009). Les analyses ont été conduites sur R 2.12.1 (R Development Core Team, 2010 à l'aide du Package « adehabitatHS » (Calenge, 2006, 2011). Des ENFA ont également été réalisées sur des données regroupant les individus en fonction de leur sexe et en fonction de la période de leur suivi.

En complément des ENFA, des analyses plus prédictives ont été réalisées de sorte à comparer les deux approches et à tester les effets de chaque variable (Pente, Altitude, % d'insolation, % de canopée, distance à la mare et % de recouvrement au sol) sur l'utilisation de l'habitat. Les données étant dépendantes spatialement entre elles, qu'il s'agisse des localisations de crapauds ou des points disponibles, et afin d'éviter la pseudo-réplication (Hurlbert, 1984), la Régression Logistique Conditionnelle (Hosmer & Lemeshow, 2000 ; Manly *et al.*, 2002) a été jugée la plus appropriée. Cette analyse nécessite cependant plusieurs vérifications et préalables à son exécution.

Nous avons tout d'abord sélectionné parmi les différents terriers de chaque crapaud, le terrier principal, le plus utilisé au cours de la période d'étude, et l'avons apparié à l'un des points disponibles sélectionné au hasard sur la zone d'étude, afin de s'assurer de l'indépendance des données et de pouvoir déterminer les variables agissant sur l'évènement d'intérêt.

Concernant les variables utilisées (Tab. 3.1), nous avons réalisé une Analyse en Composante Principale (ACP) sur l'ensemble des variables numériques décrivant le pourcentage de recouvrement au sol, ACP basée sur une matrice de variance-covariance, afin de dégager les axes principaux non corrélés, et de les intégrer comme variable explicative dans la régression. Le nombre d'axes a été déterminé par randomisation (Peres-Neto *et al.*, 2005). La colinéarité de l'ensemble des variables explicatives a été vérifiée par un facteur de gonflement (Package « car », Fox & Weisberg, 2011), et des tests ont été réalisés pour vérifier l'adéquation des données aux hypothèses de la Régression Logistique Conditionnelle (colinéarité des variables, $C_{\hat{}}$ et surdispersion, résidus de Student et effet de levier).

Au total neuf modèles ont été ajustés, quatre comprenant une seule variable d'intérêt, un comprenant les trois variables d'intérêt (pente et altitude testant à peu près la même idée, une seule de ces deux variables est retenue dans ce modèle), deux comprenant un ou deux axes de l'ACP, un comprenant l'axe principal de l'ACP plus la variable pente, un modèle général, comprenant l'ensemble des variables. Les modèles ont été comparés à l'aide de l'AICc (Burnham and Anderson, 2002). Puisque plusieurs modèles ont été jugés proches en termes de valeurs d'AICc, nous avons utilisé la sélection de modèles et le Poids d'Akaike et une procédure de « model averaging » pour calculer les estimations (Burnham and Anderson, 2002).

3 – RESULTATS

L'équipement des individus s'est déroulé avec succès, n'entraînant ni complication et ni mortalité des individus équipés. La cicatrisation s'est révélée rapide puisqu'en un peu plus d'un mois les fils étaient résorbés et la plaie à peine visible.



Cicatrice post-opératoire



Cicatrice 19 jours après l'opération



Cicatrice 46 jours après l'opération

3.1. Mouvements et stratégies individuelles

3.1.1. Domaines vitaux

Les crapauds suivis sont restés actifs toute l'année, avec un ralentissement d'activité durant les journées sèches d'été et d'hiver.

Nous avons enregistré un total de 800 localisations pour 27 crapauds, soit une moyenne de 29 localisations par individu (entre 12 et 52). Comme le montre la figure 3.4, les domaines vitaux sont organisés en « étoile » autour de la mare de reproduction. C'est-à-dire que les individus s'éparpillent autour du point de reproduction, dans toutes les directions, à une distance moyenne de 180 mètres.

La moyenne des surfaces de domaines vitaux est d'environ 3200 m² : soit 2631 m² (entre 27 et 6397 m²) pour les mâles et 3831 m² (entre 20 et 25622 m²) pour les femelles. Bien que les domaines vitaux des femelles apparaissent plus grands (Fig. 3.3), il n'y a pas de différence significative selon les sexes ($p=0,68$, $U=82$, $\alpha=0,05$).

La moyenne des domaines vitaux hivernaux pour l'ensemble des individus équipés est de 3684 m² (entre 20 et 25622 m²) et celle des domaines vitaux estivaux de 2628 m² (entre 376 et 5592 m²). Il n'y a pas non plus de différence significative en fonction de la saison ($p=0,42$, $U=71$, $\alpha=0,05$).

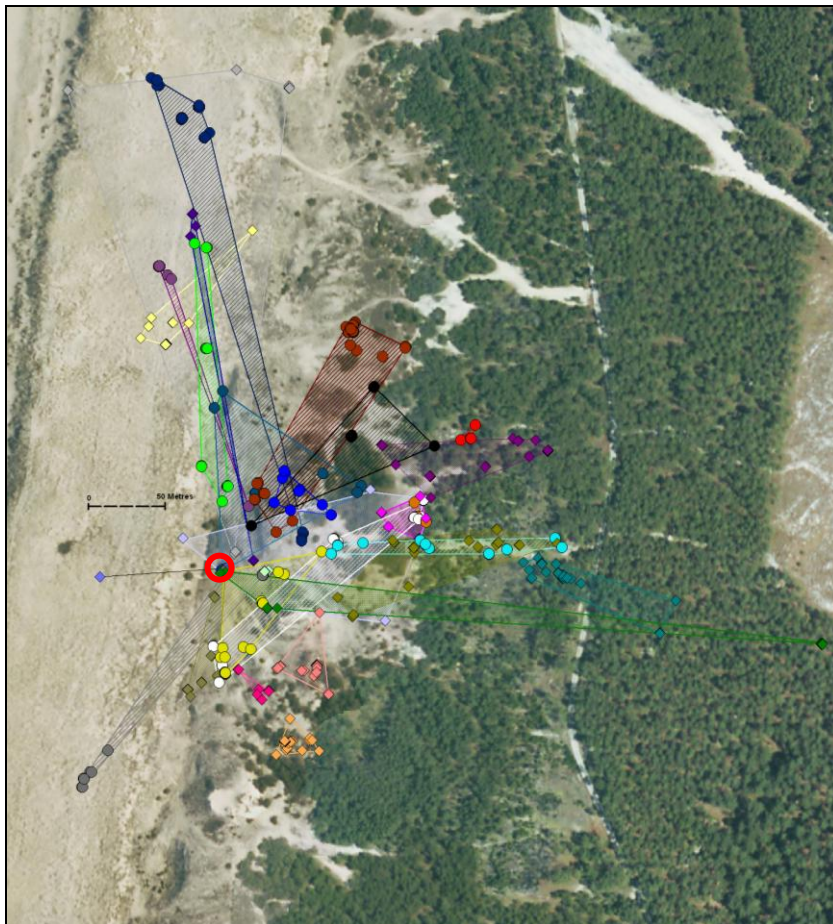


Figure 3.4 : Représentation des domaines vitaux estivaux et hivernaux des différents individus *Pélobate cultripède* équipés sur le site du Porge entre 2009 et 2011 (les localisations des individus femelles sont représentées par losanges, celles des mâles par des ronds, à chaque couleur correspond un individu différent ; la mare est symbolisée en rouge).

90% des localisations sont réalisées dans un rayon de 300 mètres autour de la mare, seuls 10% des animaux équipés ont explorés le territoire un peu plus loin, la distance maximale à la mare mesurée étant de 380m (réalisé par une femelle en direction de l'est, vers la forêt d'exploitation).

Les différences de moyenne de surface des domaines vitaux entre sexes et saisons (non significatives) ne sont dues qu'à un individu, une femelle, équipée en hiver dont le domaine vital dépasse de sept fois celui des autres (Fig. 3.5) et dont les déplacements entre deux terriers constituent le record de l'étude.

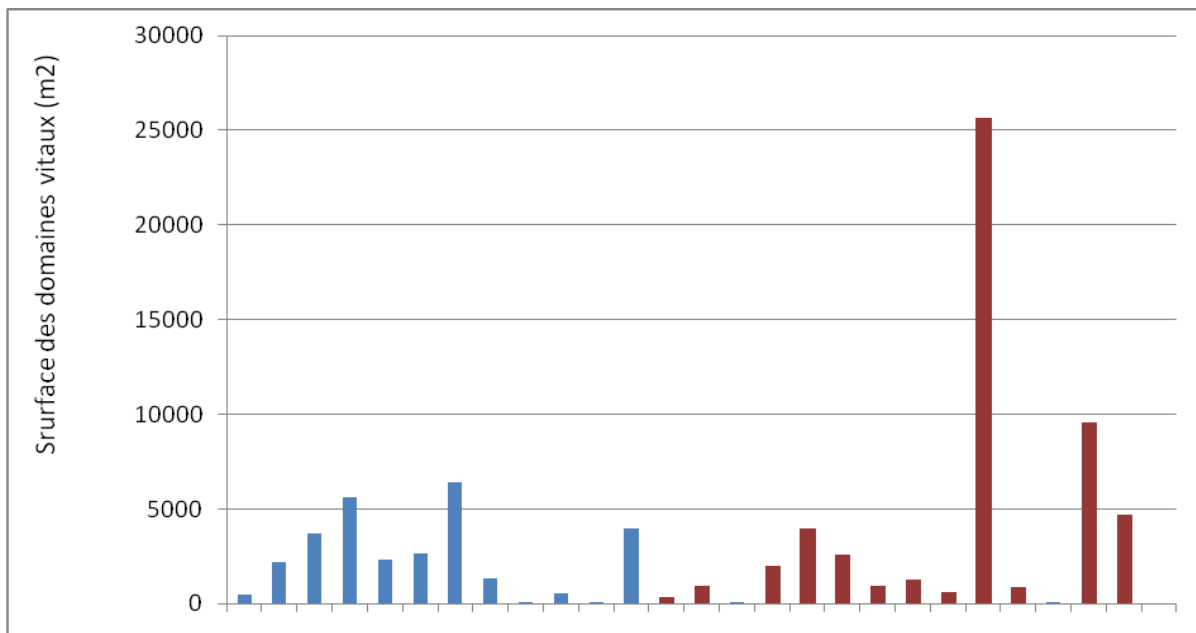


Figure 3.5 : Représentation graphique de la surface des domaines vitaux mâles (bleu) et femelles (bordeaux) des différents individus de Pélobate cultripède équipés sur le site du Porge entre 2009 et 2011.

3.1.2. Stratégies individuelles

La fidélité aux terriers s'est avérée très importante puisque sur les 800 localisations enregistrées seuls 90 points différents marquent l'emplacement de terriers, soit une moyenne de 3,5 terriers par animal (entre un et dix par individu). Bien que le patron d'utilisation de l'espace varie grandement entre les individus, il apparaît tout de même un continuum de stratégies, de sédentaire à très mobile. Les distances moyennes mesurées entre deux terriers étaient de 52m (moyenne de 69m en hiver et 35m en été), variant entre 15 et 253m selon les individus (avec une distance maximale parcourue entre deux terriers de 360 mètres). Le classement dans l'une des quatre catégories, ne semble pas dû au nombre de localisations effectuées ($p=0,14$, $F=1,97$, $dl=26$).

Il n'y a pas de différence de stratégie entre les mâles et les femelles (test-t de Student apparié $p>0,99$, $t=3,75^{-19}$, $dl=3$), il semble cependant que les pélobates soient plus mobiles (stratégies successives) en période estivale (incluant la reproduction automnale) qu'en période hivernale (incluant la reproduction printanière) (environ 80% vs 50% respectivement) (Tab. 3.2), bien que cette différence ne soit pas significative (test-t de Student apparié $p>0,99$, $t=4,80^{-20}$, $dl=3$).

Tableau 3.2 : Stratégies individuelles de déplacement du Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, classées en quatre catégories selon le sexe et la période d'activité.

	Période Hivernale (suivi de novembre à avril)	Période Estivale (suivi de mai à octobre)	Mâles	Femelles	Total
Unique	12% (2)	0%	8% (1)	7% (1)	7% (2)
Successive Stricte	20% (3)	9% (1)	15% (2)	14% (2)	15% (4)
Successive alternative	31% (5)	73% (8)	46% (6)	50% (7)	48% (13)
Alternative	37% (6)	18% (2)	31% (4)	29% (4)	30% (8)
Total	100% (16)	100% (11)	100% (13)	100% (14)	100% (27)

3.2. Sélection d'habitat

Les tests de Monte-Carlo montrent une significativité élevée de la marginalité ($p < 0,001$) et de la spécialisation ($p < 0,001$). La position moyenne de l'habitat utilisé est clairement distincte de l'habitat disponible (Fig. 3.6) ce qui nous permet d'interpréter les corrélations des variables avec les axes de l'analyse (Tab. 3.3). En utilisant l'axe de marginalité, nous sommes capables d'identifier l'habitat préférentiel du Pélobate cultripède, qui inclut notamment une faible distance à la mare (variable la plus importante avec une valeur absolue de corrélation de -0,53). Selon nos prédictions également, il semblerait que l'espèce privilégie certains sols végétalisés (végétation au ras du sol ou buissonnante, corrélations de 0,33 et 0,31 respectivement) ou recouvert de débris ligneux et notamment de branches (respectivement 0,27 et 0,32), en excluant les zones de sol nu (corrélation de -0,43). La pente, bien qu'elle soit privilégiée n'apparaît pas comme un critère de sélection majeur (corrélation de 0,22). La spécialisation des individus concerne exclusivement le recouvrement au sol, avec une intolérance marquée pour les sols nus et les sols herbacés (représentant la plage, avec 0,66 et la Dune Blanche, avec 0,41) et une spécialisation importante pour les sols forestiers (avec 0,45).

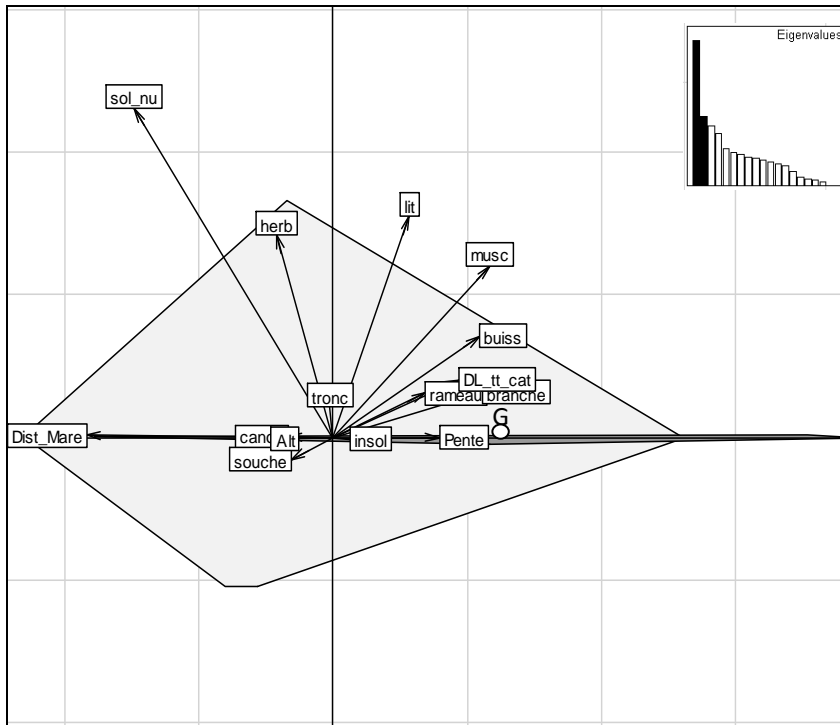


Tableau 3.3 : Corrélation des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) de l'ENFA principale. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à celui de la marginalité.

Nom De la Variable	Mar	Spe1
Pente	0,23	- 0,00
Altitude (Alt)	- 0,07	- 0,00
% Insolation (insol)	0,02	- 0,00
% canopée (canop)	- 0,10	0,00
Distance à la mare	- 0,53	0,00
% recouvrement au sol :		
Sol nu	- 0,43	0,66
Litière (lit)	0,16	0,45
Strate Muscinale (musc)	0,33	0,34
Strate herbacée (herb)	- 0,12	0,41
Strate Buissonnante		
(buis)	0,31	0,20
Rameau	0,20	0,09
Branche	0,32	0,09
Tronc	- 0,01	0,06
Souche	- 0,09	- 0,04
Débris ligneux total	0,27	0,12

Figure 3.6: Représentation graphique de l'ENFA pour l'ensemble des Pélobates suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.

3.2.1. Sélection d'habitat saisonnier

Les tests de Monte-Carlo montrent une significativité élevée de la marginalité ($p < 0,001$) et de la spécialisation ($p < 0,001$) en période estivale ou hivernale.

La position moyenne de l'habitat utilisé est clairement distincte de l'habitat disponible (Fig. 3.7 et 3.8) ce qui nous permet d'interpréter les corrélations des variables avec les axes de l'analyse (Tab. 3.4).

Il semble bien y avoir des différences dans la sélection d'habitat en fonction de la saison. En effet, les animaux semblent privilégier les zones pentues et buissonnantes caractéristiques de la Dune Grise (corrélations de 0,32 et 0,39), particulièrement proche de la mare (-0,60) pendant la saison hivernale; tandis qu'ils privilégient, conformément à nos prédictions, les secteurs plus proches de la forêt (corrélations de 0,23 pour la litière et 0,47 pour le muscinal) et plus éloignés de la mare en été/automne. L'exclusion des secteurs de Plage et de Dune Blanche semblent également plus importants durant l'été que l'hiver (corrélations de -0,46 pour le sol nu). Le recouvrement par les débris ligneux au sol apparaît à peine

plus important en été qu'en hiver sans doute du fait que les animaux sont plus proches du milieu forestier. La tolérance des animaux (marquée par la spécialisation), elle, n'est pas variable en fonction de la saison (Tab. 3.4).

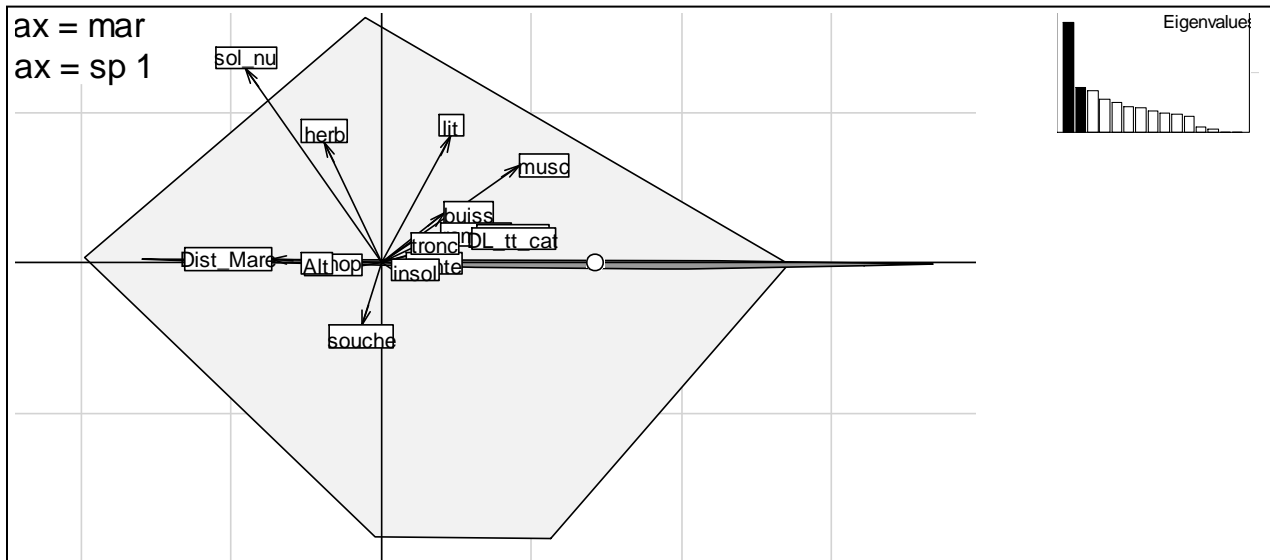


Figure 3.7 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates suivis en période estivale sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.

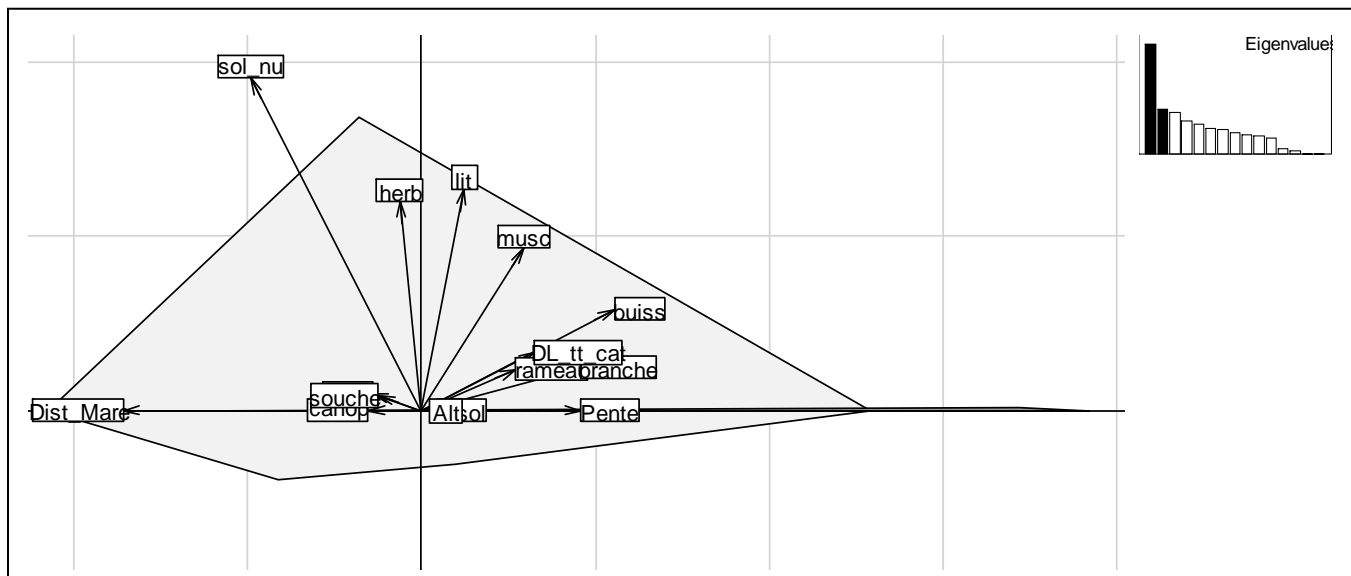


Figure 3.8 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates suivis en période hivernale sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.

Tableau 3.4 : Corrélations des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) pour les ENFA intégrant la variabilité saisonnière. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à la marginalité.

Nom De la Variable	Mar (hiver n=16)	Spe1 (hiver)	Mar (été n=11)	Spe1 (été)
Pente	0,32	- 0,00	0,08	- 0,00
Altitude (Alt)	0,02	- 0,00	- 0,17	0,00
% Insolation (insol)	0,03	0,00	0,04	- 0,02
% canopée (canop)	- 0,11	- 0,00	- 0,07	- 0,01
Distance à la mare	- 0,60	- 0,00	- 0,37	0,01
% recouvrement au sol :				
Sol nu	- 0,34	0,07	- 0,46	0,66
Litière (lit)	0,09	0,45	0,24	0,43
Strate Muscinale (musc)	0,21	0,26	0,47	0,33
Strate herbacée (herb)	- 0,04	0,42	- 0,19	0,41
Strate Buissonnante (buis)	0,37	0,20	0,21	0,17
Rameau	0,19	0,08	0,20	0,10
Branche	0,32	0,09	0,32	0,09
Tronc	- 0,10	0,03	0,10	0,07
Souche	- 0,09	0,03	- 0,07	- 0,21
Débris ligneux total	0,23	0,12	0,30	0,08

3.2.2. Sélection d'habitat en fonction du sexe

Les tests de Monte-Carlo montrent une significativité élevée de la marginalité ($p < 0,001$) et de la spécialisation ($p < 0,001$) que ce soit pour les femelles ou pour les mâles.

La position moyenne de l'habitat utilisé est clairement distincte de l'habitat disponible (Fig. 3.9 et 3.10) ce qui nous permet d'interpréter les corrélations des variables avec les axes de l'analyse (Tab. 3.5).

Il y a globalement peu de différence de sélection d'habitat entre les mâles et les femelles, mise à part que les femelles semblent privilégier les zones plus forestières (sol nu -0,45, litière 0,30, strate buissonnante 0,37) tandis que les mâles, les zones plus ouvertes de la Dune grise (pente 0,29, canopée -0,21, strate muscinale 0,34) (Tab. 3.5).

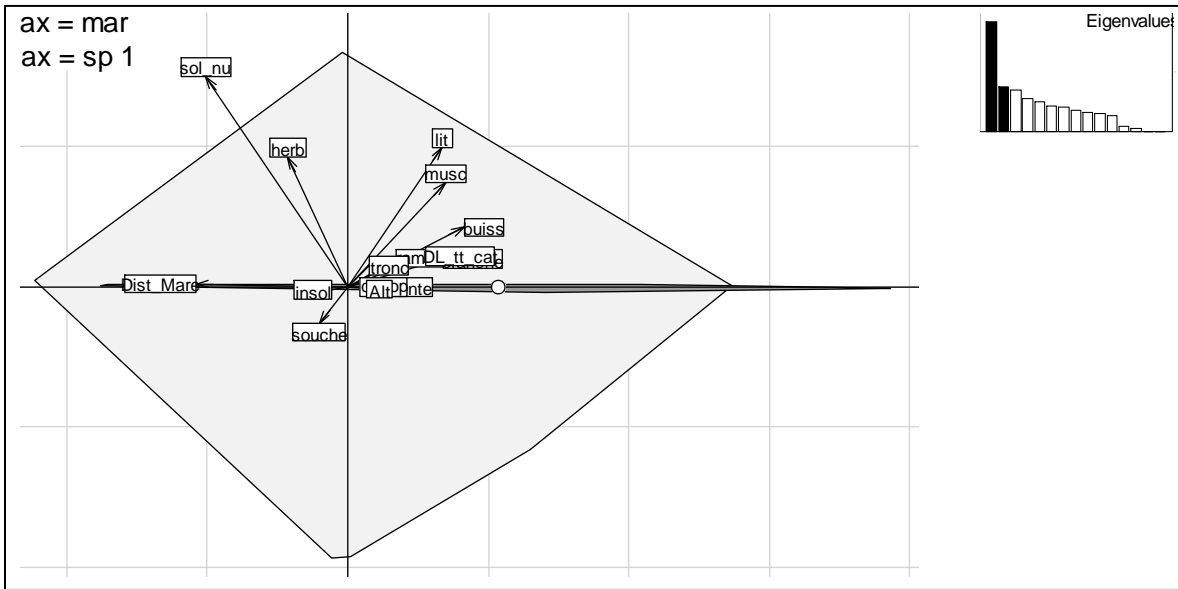


Figure 3.9 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates femelles suivies sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.

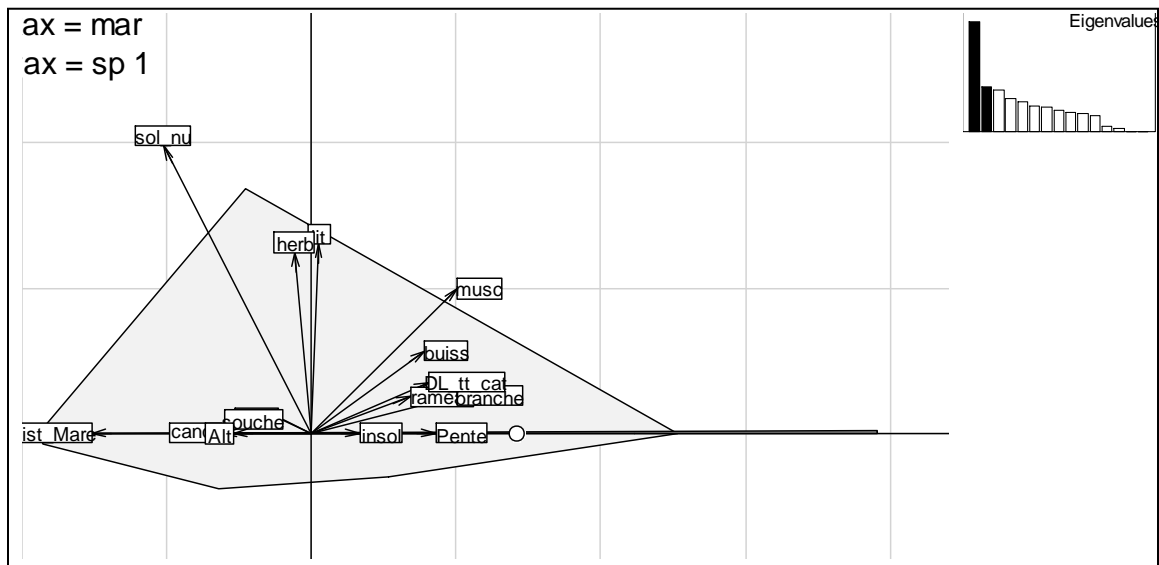


Figure 3.10 : Représentation graphique de l'ENFA pour les Pélobates mâles suivies sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011, avec la marginalité en abscisse et le premier axe de spécialisation en ordonnée. Les surfaces claires et foncées représentent la position des points disponibles et utilisés respectivement. Le point Blanc, G, correspond au centroïde de l'habitat utilisé. Les flèches sont les projections des variables environnementales. Le graphique en haut à droite indique les Eigenvalues de la spécialisation, ici le premier axe explique majoritairement la spécialisation et est conservé pour l'analyse.

Tableau 3.5 : Corrélations des variables environnementales avec l'axe de marginalité (Mar) et le premier axe de Spécialisation (Spe1) pour les ENFA intégrant la variabilité entre sexe. Notez que le signe de la spécialisation n'est pas important contrairement à la marginalité.

Nom	Mar	Spe1	Mar	Spe1
De la Variable	(Femelle n=14)	(Femelle)	(Mâle n=13)	(Mâle)
Pente	0,12	- 0,00	0,29	- 0,00
Altitude (Alt)	0,06	- 0,00	- 0,18	- 0,00
% Insolation (insol)	- 0,05	- 0,01	0,11	- 0,00
% canopée (canop)	0,04	- 0,00	- 0,21	- 0,00
Distance à la mare	- 0,48	0,01	- 0,51	- 0,00
% recouvrement au sol :				
Sol nu	- 0,45	0,67	- 0,35	0,67
Litière (lit)	0,30	0,44	0,02	0,44
Strate Muscinale (musc)	0,31	0,33	0,34	0,34
Strate herbacée (herb)	- 0,19	0,41	- 0,04	0,42
Strate Buissonnante (buis)	0,37	0,19	0,26	0,19
Rameau	0,15	0,09	0,23	0,08
Branche	0,30	0,09	0,34	0,09
Tronc	0,07	0,07	- 0,08	0,04
Souche	- 0,09	- 0,12	- 0,07	0,03
Débris ligneux total	0,25	0,10	0,27	0,12

3.3. Régressions Logistiques Conditionnelles

L'ACP réalisée sur l'ensemble des données de recouvrement, nous livre deux axes principaux retenus, le premier, exprimant 54% de la variabilité des données est fortement corrélé au sol nu (+0,98) et inversement corrélé au pourcentage de litière (- 0,77) et le second axe, expliquant 21% de la variabilité est négativement corrélé avec le recouvrement de la strate herbacée (-0,85). Ces deux premiers axes sont intégrés comme variables explicatives au sein de la régression. La colinéarité des variables % de canopée et % d'insolation nous a conduits cependant à exclure l'une d'elle des analyses.

Au total 6 variables ont pu être testées sur l'ensemble des 27 données appariées. Neuf modèles incluant l'ensemble de nos hypothèses ont pu être testés (Tab. 3.6).

Tableau 3.6 : Modèles testés en fonction des hypothèses formulées et des contraintes des analyses de régressions logistiques conditionnelles sur les 28 données appariées de Pélobates cultripèdes suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.

N°	Modèles	Np	Hypothèses
1	% Canopée	1	sélection d'habitat pour des milieux plutôt fermés
2	Altitude	1	sélection d'habitat pour des milieux peu élevés
3	Distance mare	1	sélection d'habitat pour des milieux proche de la mare
4	% canopée+Altitude+DistanceMare	3	sélection d'habitat pour des milieux plutôt fermés, proche de la mare et peu élevés
5	Axe n°1 PCA	1	sélection d'habitat pour les milieux végétalisés (excluant sol nu)
6	Axe n° 1 + Axe n° 2 PCA	2	sélection d'habitat pour les milieux plus forestiers (excluant plage et dune blanche)
7	Pente	1	sélection d'habitat pour des milieux peu pentus
8	Axe n° 1 + Axe n° 2 PCA+ Pente	3	sélection d'habitat pour des milieux plus forestiers et peu pentus
9	Modèle Général	8	sélection d'habitat selon tous ces critères

Quatre modèles sont considérés équivalents (Tab. 3.7) en terme d'AICc

Les deux seules variables à considérer sont ceux qui incluent l'influence de la distance à la mare et le % de recouvrement en sol nu pour lesquels les Intervalles de Confiance n'incluent pas la valeur nulle (respectivement $-0,01 < IC < 0$ et $-0,03 < IC < 0$) (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Tableau 3.7 : Description des neufs modèles, classés selon les critères d'informations d' Akaike (QAICc), (Δ QAICc), Akaike weights (QAICc weight) obtenus par la procédure d'inférence multi-modèle sur les 28 données appariées de Pélobates cultripède suivis sur le site pilote du Porge entre 2009 et 2011.

N°	Model	AICc	Δ AICc	AICc Weight
3	Distance mare	37.43	0	0.32
5	Axe n°1 PCA	38.43	1.01	0.19
9	Modèle Général	38.86	1.43	0.16
6	Axe n° 1 + Axe n° 2 PCA	39.15	1.73	0.14
4	% canopée+altitude+Distance Mare	40.62	3.18	0.07
8	Axe n° 1 + Axe n° 2 PCA+ Pente	41.05	3.62	0.05
7	Pente	42.34	4.92	0.03
1	% Canopée	42.58	5.16	0.02
2	Altitude	43.03	5.59	0.02

Ainsi les régressions nous permettent ici d'identifier l'habitat préférentiel du Pélobate cultripède, qui inclut une faible distance à la mare (variable la plus importante) et une exclusion des zones de sol nu, ces effets ne sont cependant que marginalement significatifs, selon cette analyse. Ces résultats sont concordants avec les résultats de l'ENFA, au moins en ce qui concerne ces variables principales.

Les régressions ne peuvent cependant pas tester l'ensemble des variables considérées dans les ENFA et notamment le % de recouvrement au sol (colinéarité). Elles ne montrent cependant pas d'influence majeure des variables ayant pu être testées, autres que les distance à la mare et l'axe 1 de la PCA.

4– DISCUSSION

L'équipement des animaux avec émetteurs internes s'est révélé très avantageux concernant le suivi de ces animaux fouisseurs, et n'a engendré aucune mortalité au sein de l'échantillon de la population opérée, ni aucun comportement anormal. Cette technique utilisée sur le Pélobate brun (*Pelobates fuscus*) (Eggert, 2000, 2002) n'avait encore jamais été testée sur le Pélobate cultripède. Au vu du poids de l'émetteur (- de 10% de la masse corporelle), du fait qu'il soit interne et du comportement de déplacement de l'animal, cette technique n'engendre en principe aucun trouble du comportement (Sike & Gannon, 2011; Withey *et al.*, 2001). Cette étude révèle donc sur cette espèce des informations inédites et essentielles à sa conservation.

4.1. Mouvements et stratégies individuelles

Nous avons tout d'abord pu mettre en évidence dans cette étude, une importante fidélité des individus à leurs terriers. En effet, les crapauds suivis ont clairement montré une préférence à réutiliser les mêmes terriers, déjà creusés, que d'en créer de nouveaux, comme observé par Millan (1996) sur cette même espèce ou par Eggert (2002) sur le Pélobate brun; avec une utilisation de 3.5 terriers en moyenne pour le Pélobate cultripède (un à dix terriers par individu, versus cinq à huit pour le Pélobate brun). La fidélité est également marquée à l'échelle du site, caractérisée par de petits domaines vitaux, de faibles

distances parcourues entre deux localisations (maximum de 360 mètres), ainsi que par un faible éloignement à la mare, variable la plus déterminante selon nos analyses. Les différences saisonnières et sexuelles enregistrées au niveau des surfaces de domaines vitaux, bien que non significatives, ne sont dues qu'à un seul et même individu, une femelle équipée en l'hiver, dont le domaine vital dépasse de sept fois celui des autres et dont les déplacements entre deux terriers constituent le record de l'étude. La faible mobilité et la haute fidélité à leurs domaines vitaux sont deux caractéristiques communément répertoriées chez les amphibiens (Beebee, 1996 ; Miaud *et al.*, 2000) qui soulignent pour ces espèces, l'importance de l'habitat terrestre environnant la zone de reproduction. Semlitsch et Bodie (2003) ont d'ailleurs estimé à travers une revue de littérature portant sur 32 espèces d'amphibiens, que l'habitat terrestre principal se situait à maximum 290 mètres (entre 159 et 290m) de la mare de reproduction. Le Pélobate cultripède, pour lequel des chiffres équivalents avaient déjà été mentionnés dans une réserve plus au Nord du littoral atlantique (300 mètres maximum, Thirion, 2006), présente ici des distances d'éloignement à la mare légèrement supérieures, tout en restant dans le même ordre d'idée, avec une utilisation importante de la portion 200-300 mètres par plusieurs individus et plus occasionnelle mais réelle de la portion 300-400 mètres. Cette portion correspond au sein de notre site d'étude, à la section forestière, milieu privilégié par les pélobates durant l'été.

Il semblerait en outre, que les pélobates soient plus mobiles en période estivale, où les individus changent plus souvent de terriers, mais sur de plus courtes distances qu'en période hivernale, où les individus changent moins souvent de terriers mais les choisissent globalement plus éloignés les uns des autres, tout en restant proches de la mare. La période printanière, ici, correspond à la période post-reproduction, et représente le pic d'activité de l'espèce dans la partie nord de son aire de répartition (Barbadillo, 1987). Ainsi les pélobates demeurent en hiver, proche de la mare, probablement afin d'être parmi les premiers au plan d'eau pour optimiser leurs succès de reproduction (compétition intra-spécifique), majoritairement concentrés dans la zone de dune grise, peu actifs en attendant les conditions climatiques propices à la reproduction printanière, influencée par la température ambiante, la température de l'eau et les précipitations (Lizana *et al.*, 1994). Les Pélobates ne sont pas ou peu en compétition inter-spécifique avec d'autres espèces lors de la reproduction, car les autres anoures rejoignent le plan d'eau plus tardivement (mai-juin). Une fois la reproduction achevée, les Pélobates s'éparpillent ensuite un peu plus loin de la mare, à la recherche de nourriture et d'abris probablement afin d'éviter une compétition interindividuelle. L'activité terrestre des individus est étalée sur la totalité de l'année avec un ralentissement durant les journées sèches, qu'elles soient printanières ou hivernales afin de limiter les risques de déshydratation. L'intérêt de changer de terriers peut être multiple. Il s'agit certainement avant tout d'une stratégie permettant l'évitement de la dessiccation estivale et le rapprochement de la mare de reproduction autour des périodes propices, ainsi chaque terrier répond à une exigence saisonnière. Il peut également s'agir d'une stratégie relative à la disponibilité en nourriture, plus importante en dune grise au printemps, lors de la recherche active de nourriture, et plus importante en forêt lors des grosses chaleurs d'été. Plusieurs terriers identifiés peuvent permettre probablement également d'échapper plus facilement aux prédateurs. L'avantage de la fidélité aux terriers est ici probablement d'ordre énergétique, pour minimiser le coût relatif à la recherche et surtout au creusement de terriers.

4.2. Sélection d'habitat

Les deux principales variables agissant dans la sélection d'habitat, se mesurent à l'échelle du paysage. Il s'agit de la distance à la mare, avec un effet négatif de celle-ci sur la répartition des animaux dans l'espace; et du pourcentage de recouvrement au sol par le sol nu, et un évitement caractéristique de l'espèce, surtout en été, pour les zones particulièrement dénudées, telle que la plage et la dune blanche. En effet, bien que lors de certaines prospections nocturnes, des pélobates aient été trouvés sur la plage, proches de la mer, ils évitent cependant clairement ce secteur pour leurs remises diurnes, le milieu soumis à la marée, fortement instable, étant totalement inapproprié au repos diurne de l'espèce. Outre la plage, l'espèce exclue également, au sein des autres grands ensembles de paysage les zones fortement dénudées, en privilégiant les zones recouvertes de mousses, de lichens, de buissons et de branchages. Il est certain que d'importantes températures et une faible humidité du sol dans des habitats ouverts, peuvent constituer des facteurs limitants importants pour les amphibiens, alors victimes de hauts taux d'évaporation (Spight 1968 ; Spotila 1976). Il est possible également que certains éléments autre que le sable nu constituent pour eux des moyens de repères pour mieux retrouver leur terriers. Dans cette étude, la lisière forestière semble particulièrement privilégiée en été, et la dune grise en hiver. Ainsi, outre la stabilité du sol que peuvent offrir les racines des arbres et des arbustes, ces différents éléments, offrent également d'une part une protection contre le dessèchement, en offrant humidité et température constante comme sous les débris ligneux par exemple (McMinn, 1993; Hamon *et al.*, 1986; Maser & Trappe, 1984) et d'autre part un accès à l'alimentation, en favorisant le développement de la microfaune, tels que les insectes et les macro-invertébrés (Brown *et al.*, 2003), au même titre que la litière forestière (Hanula & Wade, 2003). Or, bien que les débris ligneux aient été décrits dans la littérature comme des structures essentielles au maintien des amphibiens en milieu forestier (DeMaynadier & Hunter, 1995), ils n'apparaissent pas dans cette étude comme des éléments indispensables. La capacité de cette espèce à s'enfouir profondément dans le sol et à échapper aux conditions climatiques, réduit ainsi probablement sa dépendance aux débris ligneux (Greenberg & Tanner, 2005; Baughman & Todd, 2007 ; Owens *et al.*, 2008). Finalement nos résultats concordent parfaitement avec ceux de Davis *et al.* (2010), qui ont trouvé une influence plus importante de la distance à l'eau douce que d'éléments de l'habitat tels que les débris ligneux, au sein de populations d'amphibiens forestiers.

4.3. Comparaison entre l'ENFA et les régressions logistiques

L'ENFA est une analyse exploratoire (Calenge & Basille, 2008) qui permet, au sein d'un espace disponible, de définir l'habitat privilégié par l'espèce étudiée à partir de deux paramètres (Basille *et al.*, 2008 ; 2009). Cette analyse présente de nombreux avantages. Premièrement, puisqu'il s'agit d'une analyse descriptive, elle ne requiert pas d'hypothèse préalable. Deuxièmement, elle permet de travailler sur de nombreuses variables auto-corrélées, et prend tout son sens notamment en cas d'influence d'éléments du micro-habitat comme ici le recouvrement au sol par exemple. Et troisièmement les deux paramètres identifiés soit la marginalité et la spécialisation, qui mesurent différents statuts de la niche écologique identifiée, peuvent également être utilisés pour identifier des variables clés de l'environnement pour l'aménagement de territoire (Basille *et al.*, 2008). Cependant, ces analyses restent moins robustes et moins précises que les modèles linéaires classiques (Basille *et al.*, 2008), et malgré leurs performances relativement similaires, l'ENFA et le GLM fournissent une

information différente et complémentaire sur la sélection d'habitat (Olivier & Wotherspoon, 2006). Dans notre étude, l'utilisation combinée des deux méthodes, conduit à une information claire et convergente. Ainsi, le GLM, une fois l'analyse exploratoire réalisée sur un ensemble de variables, permettrait de valider les tendances identifiées par l'ENFA comme le suggère Olivier & Wotherspoon (2006).

5 – CONCLUSION

Cette étude met en lumière divers points importants.

Premièrement, elle confirme l'importance du milieu terrestre pour ces espèces amphibiennes où la protection seule de la zone de reproduction est clairement insuffisante à leur conservation (Johnson & Semlitsch 2003 ; Mazerolle *et al.*, 2005).

Deuxièmement, elle démontre une sélection de l'habitat plus importante au niveau du paysage que du micro-habitat, bien que nous ayons pu passer à côté de variables clés du micro-habitat pour cette espèce. Dans cette étude, les animaux sélectionnent les zones ouvertes non dénudées, proche de la mare de reproduction. L'espèce semble également privilégier les secteurs de dune grise et de lisière forestière, au sein desquels les remises diurnes se localisent de manière préférentielle sous une strate muscinale ou buissonnante, dépendamment de la saison. Ces habitats offrent abris et nourriture, et bien que quelques individus aient privilégié les zones de débris ligneux, montrant la légitimité du maintien de ces structures au sol, ceux-ci ne représentent pas un élément indispensable à leur survie.

De plus, bien que la plupart des animaux suivis ne se soit pas éloignée de plus de 400 mètres de la zone de reproduction, la zone de protection de 340 mètres autour de la zone aquatique, comprenant la zone d'occupation principale des amphibiens située à 290 mètres de la mare suggérée par Semlitsch & Bodie (2003), à laquelle est additionnée une zone tampon de 50 mètres (Murcia, 1995), nous semble insuffisante pour une protection intégrale de cette espèce rare et menacée. Rappelons que lors de cette étude, deux individus (soit 7% des individus équipés) ont quitté la zone d'étude, et ont donc effectué des déplacements de plus de 400 mètres, ce qui est loin d'être négligeable.

Le maintien des populations de Pélobate cultripède et leur persistance dans le paysage aquitain passe prioritairement par le maintien d'un complexe de mares accessibles, aussi bien que par la protection du territoire terrestre adjacent, permettant le mouvement des amphibiens autour des mares et entre les mares (Mazerolle *et al.*, 2005). Aux vues des capacités apparentes de déplacement de l'espèce, un minimum de 500 mètres à un km autour des mares identifiées positives sur le territoire, devrait être pris en compte dans les plans de gestion pour le maintien des populations existantes. La création de nouvelles mares proches pourraient même permettre l'extension de ces populations. Elles pourraient être creusées à une distance suffisante (500m) pour ne pas nuire aux animaux présents, en dune grise en été, moment où les pélobates utilisent plus la lisière forestière. Il apparaît essentiel de maintenir des zones ouvertes à végétation rase ou buissonnante autour des mares, ainsi que des milieux plus forestiers en périphérie.

CHAP IV – DYNAMIQUE DE POPULATION

1 – INTRODUCTION

Le déclin majeur des amphibiens a récemment créé le besoin urgent de mieux comprendre la dynamique de leurs populations (Wake, 1998). Malheureusement, peu d'études se sont attachées à estimer les variations spatiales et temporelles des taux de survies et des effectifs des populations d'amphibiens en prenant en compte la détectabilité des espèces. Pour comprendre le fonctionnement souvent très complexe des différents systèmes naturels, la science s'appuie aujourd'hui sur les biostatistiques et sur des modèles qui donnent une représentation simplifiée de la réalité (Besnard & Salles, 2010). Cette représentation simplifiée, présentée sous forme de modèle, inclut des variables quantitatives ou qualitatives qui tentent d'expliquer la dynamique de population, c'est-à-dire les fluctuations d'effectifs d'individus, caractérisée par diverses paramètres tels que le taux de croissance de la population, la fécondité, ou bien encore le taux de survie des individus (Conroy & Carroll, 2009). Pour modéliser la taille ou la dynamique d'une population, l'une des méthodes les plus utilisées est la méthode de Capture-Marquage-Recapture (CMR par la suite). Ces méthodes se basent sur l'identification individuelle des animaux suivis, elles apportent de ce fait énormément d'informations mais nécessitent la capture et la manipulation des individus étudiés (Williams *et al.*, 2002), ce qui limite l'utilisation de ces méthodes à des espèces peu sensibles à la capture et à la manipulation et pour lesquelles nous disposons de méthodes de capture efficaces (Besnard & Salles, 2010). Elles reposent sur le principe de dilution des marques et nécessitent des visites et captures répétées dans le temps. Les « histoires de captures » des individus obtenues par les visites répétées en CMR permettent ainsi l'estimation de paramètres tels que l'effectif d'une population, la probabilité de survie, la probabilité d'émigration temporaire, tout en prenant en compte la probabilité de capture qui est souvent inférieure à un. Trois grandes classes de modèles de CMR ont été notamment développées afin de répondre au mieux aux différentes problématiques : les modèles de populations fermées, les modèles de population ouvertes et les modèles de type « Robust-design » (Mazerolle *et al.*, 2007). Les modèles de populations fermées visent à estimer l'effectif d'une population échantillonnée sur une courte période pendant laquelle aucune naissance, mort, immigration ou émigration n'est observée (Otis *et al.*, 1978). Les modèles de populations ouvertes se concentrent eux, particulièrement sur les taux démographiques tels que la survie et impliquent des études sur de plus longues périodes où les naissances, morts, immigrations ou émigrations peuvent se produire (Williams *et al.*, 2002). La troisième classe de modèles, de type « Robust-design », est un mélange de modèles de populations ouvertes et fermées qui postulent que pendant les différents échantillonnages effectués de manière rapprochée, la population est fermée, et qu'entre ces échantillonnages la population est ouverte aux échanges (Williams *et al.*, 2002; Yoccoz *et al.*, 2001).

Les études de CMR d'amphibiens se multiplient à travers le monde et certaines espèces françaises ont déjà fait l'objet de telles investigations, tel que, pour donner quelques exemples, le Crapaud commun (Schmidt *et al.*, 2002; Loman & Madsen, 2010), la Rainette verte (Pellet *et al.*, 2007), le Triton alpestre (Perret *et al.*, 2003) ou le Sonneur à ventre jaune (Astruc *et al.*, 2014). Dans ce chapitre, nous examinons la dynamique d'une population de Pélobates cultripèdes, afin d'une part, d'estimer ses paramètres démographiques et d'autre part d'optimiser les protocoles d'étude à mettre en place pour le

suivi de cette espèce. Nos objectifs sont d'une part de déterminer la probabilité de capture, la probabilité de survie des individus et la taille de la population, afin de comprendre la dynamique de population de cette espèce et d'en évaluer son état de conservation; et d'autre part de déterminer la variabilité dans l'activité intra et interannuelle.

Nous suspectons ainsi (1) des probabilités de capture variables dans le temps, plus importantes autour des périodes de reproduction, périodes d'activités les plus intenses de l'espèce (Duguet & Melki, 2003; Géniez & Cheylan, 2005; Thirion, 2006). La probabilité de détection ou de capture chez les amphibiens dépend en général de l'effort d'échantillonnage, de la méthode de prospection, de la période d'échantillonnage ou de l'observateur (Mazerolle *et al.*, 2007). Dans cette étude (voir méthodes) l'échantillonnage a été uniformisé au maximum (effort, observateur, méthode) afin d'exclure le plus de variables possibles; (2) une survie des animaux élevée et constante au fil des saisons, aucune intervention ni perturbation n'ayant lieu sur le site étudié; (3) avec une survie variable en fonction des sexes dû aux risques de mortalité accrues des femelles pendant les périodes de reproduction (Lizana *et al.*, 1994); (4) des abondances estimées variables au fil des saisons, plus importantes aux périodes automnales, période de plus forte abondance de l'espèce dans l'ouest (Thirion, 2006). Aux vues des périodes d'activité bi-phasique décrites dans la littérature (Duguet & Melki, 2003), l'on s'attend à ce que (5) la majorité des pélobates soient actifs toute l'année, d'autres ne soient actifs qu'au printemps pour la période de reproduction principale et d'autres, en moindre nombre, qu'à l'automne pour la période de reproduction secondaire.

2 – MATERIELS ET METHODES

2.1. Aire d'étude

Notre étude a été menée sur le littoral Girondin (44°52'N, 1°5'E) entre la commune de Lacanau et le Bassin d'Arcachon dans le sud-ouest de la France (Fig. 4.1). Le site d'étude a été choisi autour de l'une des mares inventoriées au sein du programme s'étant révélée positive. Il est localisé au sein du massif forestier des Landes de Gascogne, forêt de près d'un million d'hectares presque entièrement plantée et exploitée, dominée par le Pin maritime (*Pinus pinaster*). Plus précisément, il se localise dans la partie domaniale de la forêt, gérée par l'Office National des Forêt (ONF), le long du cordon dunaire artificialisé au 18^e siècle. La configuration du site se décompose globalement en quatre parties : la Plage, partie plane, ensablée située au bord de l'océan ; la Dune Blanche, partie haute enherbée de la dune artificialisée dominée par l'oyat (*Ammophila arenaria*) et l'Euphorbe maritime (*Euphorbia paralias L.*) ; la Dune Grise, partie buissonnante, située au sommet et en contrebas de la dune, principalement recouverte d'Immortelles des dunes (*Helichrysum stoechas*), de lichens et de Pins maritimes buissonnants (*Pinus pinaster*) ; et la Forêt, qui comprend une partie inexploitée appelée la forêt de fixation, comprenant pins sur pied ainsi que de multiples débris ligneux au sol et une partie exploitée, appelée forêt d'exploitation constituée de Pins maritimes matures (Fig. 4.2). La mare, est une mare permanente, visiblement plutôt naturelle, végétalisée, et située directement en arrière-dune. Il s'agit de la même mare que celle présentée dans le Chp.III.

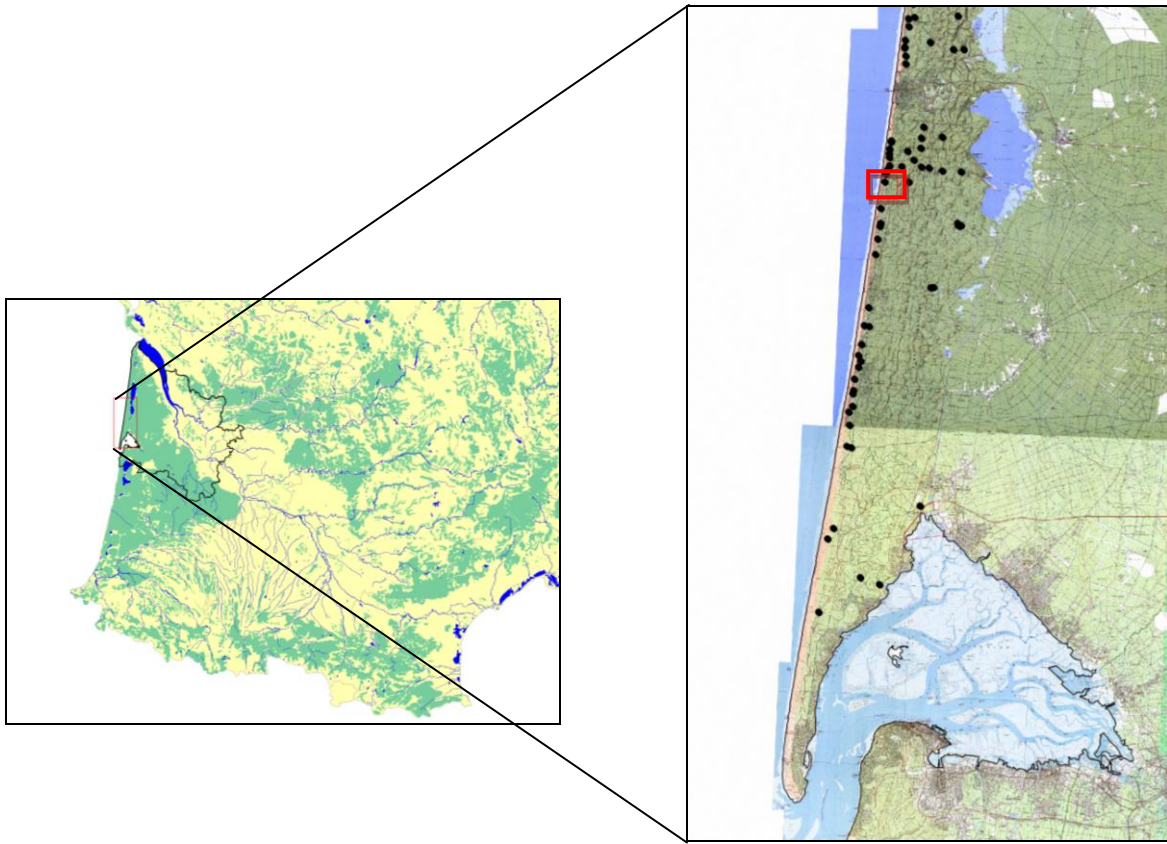


Figure 4.1 : Localisation du site pilote de suivi de population de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 dans le sud-ouest de la France, en Gironde, sur la commune du Porge (les points noirs représentent les mares du cordon dunaire inventoriées).

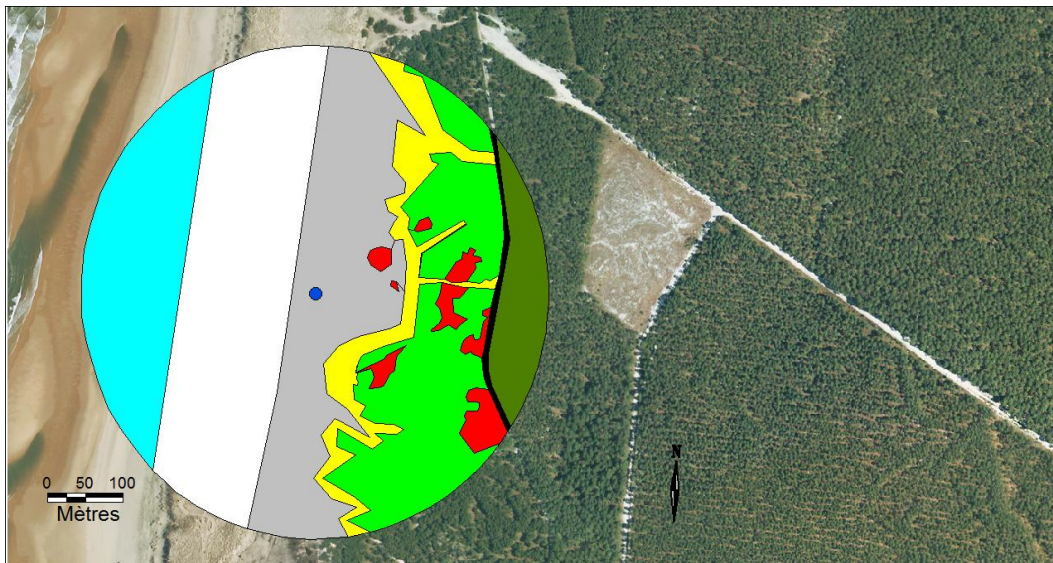


Figure 4.2 : Cartographie des milieux disponibles autour du site pilote du Porge pour le suivi de Pélobate cultripède entre 2009 et 2011 (en bleu la plage, en blanc la dune blanche, en gris la dune grise, en jaune la lisère forestière, en vert clair la forêt de fixation, en vert la forêt mature, en rouge les chablis et en noir la piste cyclable).

2.2. Méthodes de capture

Les campagnes de CMR se sont déroulées sur deux années à raison de 12 sessions en 2010 et 10 sessions en 2011. Ces sessions se sont étalées entre mars et novembre (septembre pour 2011) correspondant à la période d'activité de l'espèce dans la région concernée (Duguet & Melki, 2003), séparées les unes des autres d'au moins 15 jours. Chaque session de capture est uniformisée au sein d'une même nuit, basée sur un effort de trois visites de 1h30 chacune de recherche active aléatoire dans un rayon de trois cent mètres autour de la mare (les périodes d'arrêt pour le marquage des individus ayant été décomptées) séparées les unes des autres de 30 minutes. Les animaux actifs sont repérés de nuit à l'aide de lampes torches, soit à leurs yeux scintillants dans le faisceau lumineux, soit à la forme de leur corps. Chaque animal localisé était sexé, âgé (voir ci-dessous), marqué à l'aide de transpondeurs sous-cutanés de 1,4 x 9 mm conditionnés dans une aiguille stérile (Biolog-id), et relâché immédiatement sur place. Les puces sont contrôlées par un lecteur portatif HHR-3000 qui permet une lecture des transpondeurs sans manipulation de l'animal en cas de recapture. Ce procédé de marquage ne présente aucun impact sur la probabilité de capture et la survie des individus (Perret & Joly, 2002).



Lecteur portatif



Mise en place d'un Transpondeur



Transpondeur en sous cutané

2.3. Caractérisation de la population

Dans un souci de comparaison, les classes d'âge des pélobates cultripèdes capturés ont été définis selon les critères de Thirion (2006), soit les individus au dessus de 47 mm ont été considérés adultes présentant les caractères sexuels secondaires, tandis que ceux inférieurs à 47 mm ont été considérés comme juvéniles.

Les individus ont été mesurés du museau au cloaque à l'aide d'un pied à coulisse d'une précision de 1mm et pesés à l'aide d'une balance d'une précision de un gramme.

2.4. Analyses statistiques

Les données ont été analysées selon deux principaux modèles permettant ainsi une comparaison des résultats obtenus selon chaque méthode :

- Un modèle de type « Robust-design », considérant les populations intra-saisonnières fermées avec possibilités d'échanges inter-saisonnières, il permet d'étudier la survie et les émigrations temporaires inter-saisonnières, en utilisant la totalité des données;

- Un modèle de POPAN, appliqué à chaque saison d'activité séparément, considérant les populations ouvertes, afin d'étudier les différences intra-saisonniers.

Un test d'hypothèse de fermeture (Stanley & Burnham, 1999) a également été réalisé en utilisant le programme CloseTest (Stanley & Richards, 2011) afin de discuter de la ou des meilleures méthodes d'analyses pour ces données de CMR. Ce test permet de déterminer si les données sont issues d'une population ouverte, avec des additions et des pertes d'individus dans la population ou fermée considérée sans échanges.

Le cycle d'activité étant bi-phasique chez cette espèce (Duguet & Melki, 2003), les sessions ont été regroupées en deux périodes pour les analyses, de mars à juin inclus pour une période de reproduction printanière comprenant une session en mars et deux en avril, mai et juin; et de juillet à novembre pour une période de reproduction automnale comprenant une session en juillet, août, septembre, octobre et novembre (juillet, août et septembre pour 2011). Les intervalles de temps irréguliers entre les sessions de printemps ont été pris en compte dans les analyses. Seuls les adultes ont été considérés dans les modèles statistiques pour un meilleur respect des hypothèses des modèles (notamment l'identité entre les individus notamment de la probabilité de survie et des probabilités de capture), les juvéniles présentant souvent une survie et une probabilité de capture différentes que les adultes (Pollock, 1982).

2.4.1. Estimation de l'abondance de pélobates à chaque période potentielle de reproduction

Pour chaque période, les données ont donc été analysées selon des modèles de populations ouvertes dits POPAN (Schwarz & Arnason, 1996) qui se concentrent sur la dynamique de la population concernée. Chaque échantillonnage est séparé par un intervalle de temps permettant entrées et sorties d'individus dans la population (Mazerolle *et al.*, 2007). Les hypothèses de ces modèles incluent 1) une homogénéité des individus dans leur survie et leur probabilité de détection; 2) aucune sortie temporaire de la zone d'étude des individus; 3) les animaux doivent être relâchés immédiatement sur place après le marquage; 4) les marques doivent être permanentes et correctement lisibles. Ces modèles visent à estimer la taille de la population (N), la probabilité de capture (p), la probabilité de survie (ϕ , ici la probabilité de rester dans la zone d'étude) et la probabilité d'entrée ($pent$, ici la probabilité d'entrer dans la zone d'étude). Ils permettent d'inclure l'influence de facteurs sur les paramètres de capture, de survie et d'entrées. Au sein de notre étude, nous avons testé des probabilités de capture, de survie et d'entrées dans la population constantes dans le temps (\cdot), dépendantes de la session de capture (session) ou du sexe des individus (sexe) ainsi qu'une taille de pop (N) dépendant ou non du sexe (\cdot ou sexe). Un total de 54 modèles a donc été ajusté par saison correspondant aux combinaisons de ces différents effets sur les différents paramètres du modèle.

2.4.2. Estimation de l'abondance de pélobates par saison selon un Robust design

Nous avons ajusté les modèles de type « Robust-design » (Kendall *et al.*, 1995; Williams *et al.*, 2002; Yoccoz *et al.*, 2001), mélange de modèles ouverts et fermés qui assume que pendant les différents échantillonnages effectués de manière rapprochée, la population est fermée, et qu'entre ces échantillonnages la population est ouverte aux échanges (Williams *et al.*, 2002; Yoccoz *et al.*, 2001). Le modèle de type « Robust-design » présente l'avantage de permettre l'analyse de l'ensemble des données au sein d'un même modèle. Ce modèle permet de considérer que certains individus ne sont pas disponibles à la capture, ils sont appelés migrants temporaires. Ce choix est justifié par le fait que tous les individus ne sont

pas nécessairement présents sur les sites de reproduction aux deux saisons de reproduction chez l'espèce étudiée (Thirion, 2006). Il existe deux paramètres différents pour décrire la migration temporaire. Y' qui représente la probabilité qu'un pélobate immigré temporairement alors qu'il n'était pas présent à la saison d'avant et Y'' qui représente la probabilité d'émigrer temporairement pour un pélobate qui était présent la saison d'avant. Nous avons donc ajusté selon des modèles de type « Robust-design », des survies (S) constantes, variables selon les saisons (saison) ou variables selon le sexe des individus (sexe); des migrations temporaires (Y'') et (Y') considérées soit égales (appelées aussi « Random ») soit différentes (appelées aussi « Markovian »), constantes dans le temps (t), dépendantes du sexe (sexe), dépendantes selon la saison (saison) ou différentes à chaque intervalle de temps (t); des probabilités de capture (p) et de recapture (c) égales (afin de minimiser le nombre de paramètres) dépendantes de la session (session); et un nombre d'individus non rencontrés (f_0) dépendant de la saison et fonction du sexe (sexe*saison) soit un total de 24 modèles;

Ces deux types de modèles ont été ajustés à l'aide du logiciel Mark (White & Burnham, 1999). L'ensemble des combinaisons possibles pour chaque classe de modèle a été ajusté dans Mark à l'aide d'un algorithme de maximum de vraisemblance et comparés selon le critère d'Aikake (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). Lorsque plusieurs modèles étaient équivalents ($\Delta AIC < 2$), le poids d'AIC et une procédure de « model averaging » ont été utilisés afin d'obtenir les estimations moyennes (Burnham & Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées \pm leur intervalle de confiance à 95%.

2.4.3. Estimation de l'abondance de crapauds actifs qu'au printemps, qu'à l'automne ou aux deux saisons

Afin de distinguer les pélobates cultripèdes actifs qu'au printemps ou qu'à l'automne de ceux actifs aux deux saisons, nous avons repris les estimations d'effectifs en séparant les individus capturés aux deux saisons de ceux capturés à une seule, et ce pour les deux années, selon les deux méthodes d'estimations décrites plus haut (Robust-design et POPAN).

Ainsi nous considérons :

N_p : le Nombre d'individus estimés ne venant qu'au printemps

N_a : le Nombre d'individus estimés ne venant qu'à l'automne

N_{pa} : le Nombre d'individus estimés venant aux deux saisons

O_{pa} : le Nombre d'individus capturés aux deux saisons

P_p : la probabilité de capturer un individu présent au printemps

P_a : la probabilité de capturer un individu présent en automne

Estimer l'abondance de la population active au printemps revient à estimer $N_p + N_{pa}$, de même à l'automne, estimer l'abondance de la population active à l'automne revient à estimer $N_a + N_{pa}$.

Sachant que nous disposons des probabilités de capture d'un individu au printemps (P_p) et à l'automne (P_a) il ne nous reste plus qu'à calculer la probabilité qu'un individu présent à la fois au printemps et à l'automne soit capturé les deux fois soit $P_p * P_a$. Nous obtenons ainsi $N_{pa} = O_{pa} / (P_p * P_a)$, et donc N_p et N_a .

2.4.4. Tests de puissance

Nous avons également effectué deux types de tests de puissance afin d'estimer la précision d'estimation obtenue en fonction de l'effort de terrain réalisé.

Un premier qui concerne l'estimation de l'effectif de la population calculée selon les modèles de populations fermées, en considérant chaque année de deux à la totalité des sessions réalisées. Les modèles testés, correspondant aux modèles saisonniers les plus appropriés (voir résultats 3.2.2), proposent des probabilités de capture et de recapture égales et dépendantes du temps et un nombre d'individus non rencontrés dépendant du sexe.

Le second qui concerne l'estimation de la survie inter-saisonnière calculée selon un modèle de type « Robust-design » considérant de trois à sept sessions de capture par saison. Les modèles testés correspondent également au modèle de « Robust-design » le plus approprié (le plus simple parmi les premiers modèles testés dans la partie précédente), soit, celui considérant la survie fonction du sexe ($S(\text{sexe})$), les migrations constantes dans le temps ($Y''=Y'(\cdot)$), la probabilité de capture dépendante de la session ($p(\text{session})$) et un nombre d'individus non rencontrés (f_0) dépendant de la saison et fonction du sexe ($\text{sexe} * \text{saison}$).

3 – RESULTATS

Un total de 328 individus a été capturés, 97 femelles, 208 mâles et 23 juvéniles. Le nombre d'individus marqués croît très régulièrement tout au long de l'étude. Le nombre d'individus capturés à chaque session est cependant variable et compris entre cinq et 83 individus avec des maximums aux sessions de novembre 2010, mai et juin 2011. Le pourcentage de recapture d'une session par rapport à l'ensemble des sessions antérieures varie au cours de l'étude et se situe entre deux et 24% avec des maximums plus généralement observés au printemps (Fig. 4.3). Le taux de nouveaux individus capturés diminue au fur et à mesure que l'étude avance pour n'atteindre qu'une vingtaine de pourcent en fin d'étude. Les périodes de reproduction se sont étalées sur deux semaines, fin mars, début avril pour le printemps 2010 et 2011 et fin septembre début octobre pour les automnes 2010 et 2011, avec succès ou non de la reproduction (éclosion des pontes).

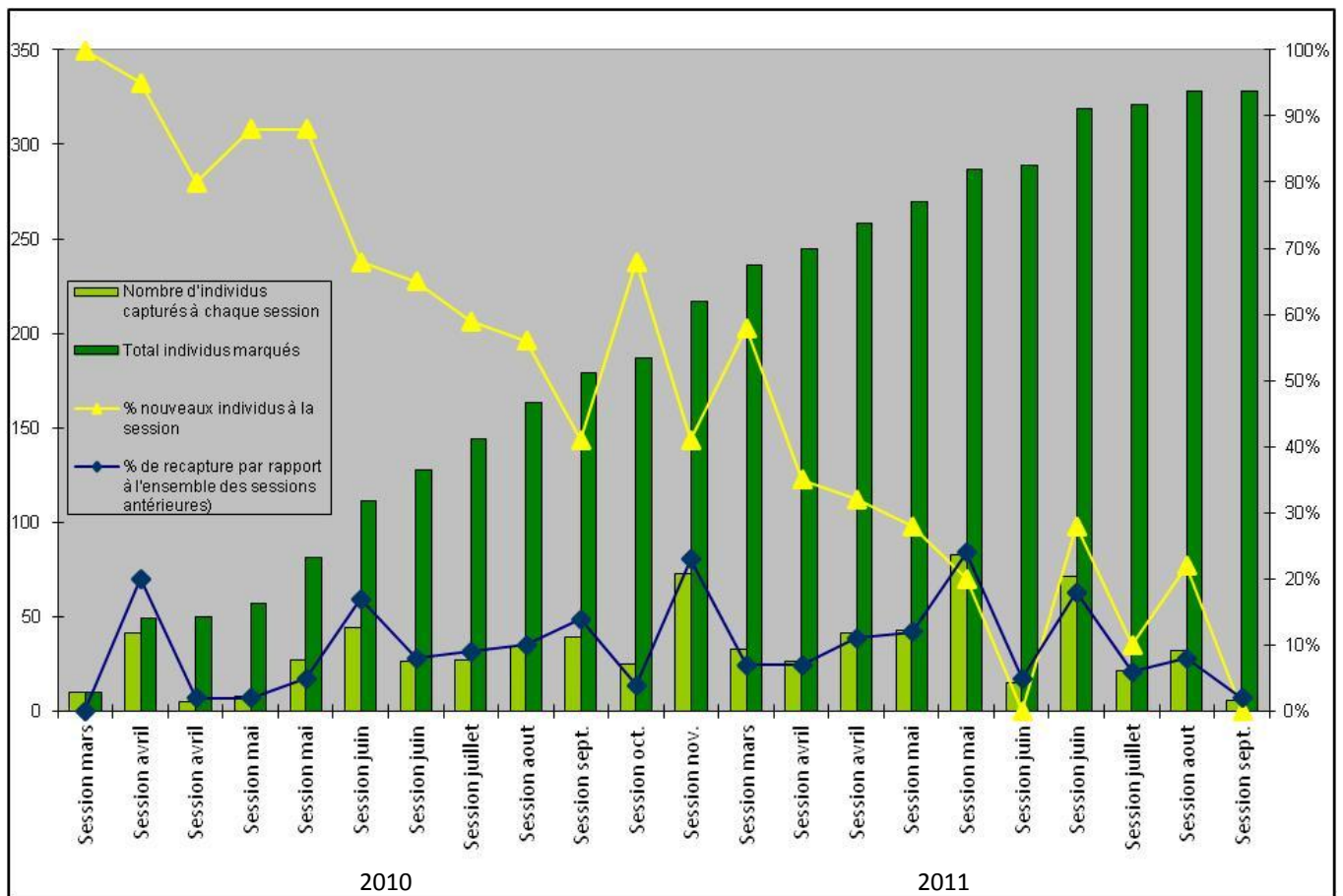


Figure 4.3 : Évolution des caractéristiques des sessions de capture du Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge, en Gironde entre 2010 et 2011.

3.1. Caractérisation de la population

Au sein de cette population les individus mâles mesurent en moyenne 59 mm (entre 47 et 76 mm) pour un poids moyen de 32g (entre 15 et 56); les individus femelles mesurent en moyenne 62 mm (entre 47 et 82 mm) pour un poids moyen de 38.5 g (entre 15 et 93); tandis que les individus juvéniles capturés mesurent en moyenne 42 mm (entre 34 et 46) pour un poids moyen de 12 g (entre 6 et 20 g).

3.2. Abondance et paramètres démographiques

3.2.1. Tests d'hypothèse de fermeture

Les test de fermeture de la population révèlent que l'hypothèse de fermeture n'est pas respectée pour les périodes printanières 2010 et 2011 (respectivement $\text{Chi}^2 = 18,70$, $\text{dl} = 7$ et $p = 0,01$ et $\text{Chi}^2 = 51,02$, $\text{dl} = 9$ et $p \leq 0,001$) indiquant surtout des pertes dans la population; tandis qu'elle semble respectée pour les périodes automnales (respectivement $\text{Chi}^2 = 8,12$, $\text{dl} = 6$ et $p = 0,23$ et $\text{Chi}^2 = 0,01$, $\text{dl} = 1$ et $p = 0,82$).

Le nombre d'individus capturés diffère selon les périodes et les années. 122 individus adultes différents ont été capturés au printemps 2010 sur sept sessions de capture (soit une moyenne de 17 individus par session); 143 individus à

l'automne 2010 sur cinq sessions (29 en moyenne par session), 185 au printemps 2011 sur sept sessions (soit 26 en moyenne par session) et 44 individus adultes ont été capturés sur trois sessions d'été 2011 (soit 15 par session en moyenne). 215 individus adultes différents ont été capturés en 2010 sur 12 sessions de capture (soit une moyenne de 18 individus par session) et 194 individus en 2011 sur dix sessions (19 en moyenne par session).

3.2.2. Modèles saisonniers de population ouverte

Printemps 2010

L'ensemble des modèles considérant les paramètres dépendants du temps n'ont pu converger en raison d'un trop grand nombre de paramètres en comparaison avec les données disponibles, ils ont donc été exclus des analyses. Le meilleur modèle parmi les modèles restants est celui considérant la survie, les entrées et la taille de population dépendantes du sexe et la probabilité de capture constante dans le temps (Tab. 4.1). Les estimations, présentent une probabilité de capture de 0,71, (IC à 95% entre 0,60 et 0,80) (Fig. 4.4). L'estimation de l'effectif de la population est de 169, 122 individus mâles (IC à 95% entre 105 et 152) et 47 individus femelles (IC à 95% entre 41 et 62) (Fig. 4.5). La survie (ou ici la probabilité de rester dans la zone d'étude) est estimée à 0,31 (IC à 95% entre 0,24 et 0,40) pour les mâles et à 0,22 (IC à 95% entre 0,1 et 0,44) pour les femelles pour le printemps, et les probabilités d'entrées sont d'environ 100% pour les mâles (IC à 95% 0,99 et 1) et 0,16 pour les femelles (IC à 95% 0,14 et 0,17).

Tableau 4.1 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés sur les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour le printemps 2010 et classés par AICc.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par
phi(sexe), p(.), pent(sexe) N(sexe)	11382	0,00	0,96	1,00	7
phi(sexe), p(.), pent(sexe) N(.)	11389	6,28	0,04	0,04	6
phi(sexe), p(sexe), pent(.) N(sexe)	14072	2689	0,00	0,00	6
phi(.), p(sexe), pent(.) N(sexe)	14072	2689	0,00	0,00	5

Automne 2010

Les meilleurs modèles (présentant un AIC équivalent) sont ceux considérant la survie et les entrées dans la population constantes ou dépendantes du sexe et la probabilité de capture variable au cours de la saison (Tab. 4.2). Les estimations, issues d'une procédure de « model averaging », présentent une probabilité de capture estimée entre 0,10 et 0,30 (Fig. 4.4) pour une moyenne de 0,16. L'estimation de l'effectif de la population est de 291, 197 individus mâles (IC à 95% situé entre 127 et 268) et 94 individus femelles (IC à 95% entre 32 et 155) (Fig. 4.5). Les probabilités de survies sont estimées à 0,93 (IC à 95% 0,47 et 0,99) pour les mâles et à 0,96 (IC à 95% 0,25 et 0,99) pour les femelles. Les probabilités d'entrées sont estimées à deux pourcents pour les mâles (IC à 95% 0 et 0,99) et à cinq pourcents pour les femelles (IC à 95% 0 et 0,66).

Tableau 4.2 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour l'automne 2010 et classés par AICc.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par
phi(sexe), p(t), pent(.) N(sexe)	299.84	0,00	0,47	1,00	10
phi(.), p(t), pent(sexe) N(sexe)	300.19	0,34	0,40	0,84	10
phi(sexe), p(t), pent(sexe) N(.)	302.90	3,06	0,10	0,22	10
phi(sexe), p(t), pent(.) N(.)	305.51	5,67	0,03	0,06	9

Printemps 2011

Le meilleur modèle est celui considérant la survie et les probabilités de capture variables au cours de la saison (Tab. 4.3), les probabilités d'entrées constantes et l'abondance dépendante du sexe des individus. Il estime une probabilité de capture variant entre 0,09 et 0,50 (Fig. 4.4) pour une moyenne de 0,26. L'estimation de l'effectif de la population est de 398, individus dont 280 mâles (IC à 95% : 206 et 417) et 118 individus femelles (IC à 95% entre 85 et 187) (Fig. 4.5). Les survies sont estimées entre 0,43 et 0,99 selon les sessions de captures sur un intervalle de quinze jours, et les probabilités d'entrées, constantes au cours de la saison sont de 0,06 (IC à 95% 0,02 et 0,17).

Tableau 4.3 : Quatre premiers modèles POPAN de population ouverte ajustés les données de Pélobates cultripède sur le site pilote du Porge pour le printemps 2011 et classés par AICc.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par
phi(t), p(t), pent(.) N(sexe)	578,52	0,00	0,99	1,00	16
phi(t), p(t), pent(.) N(.)	591,84	13,32	0,00	0,00	15
phi(.), p(sexe), pent(.) N(sexe)	651,08	72,56	0,00	0,00	6
phi(sexe), p(sexe), pent(.) N(.)	651,17	72,65	0,00	0,00	5

Automne 2011

Une dizaine de modèles sont considérés équivalents. Ils considèrent la survie et la probabilité variables au cours du temps, les probabilités d'entrées constantes et l'abondance dépendante ou non du sexe des individus. Les estimations, issues d'une procédure de modèle averaging, présentent une probabilité de capture estimée entre 0,16 et 0,31 (Fig. 4.4) pour une moyenne de 0,23. L'estimation de l'effectif de la population est de 96, 58 individus mâles (IC à 95% situé : 18 et 98) et 38 individus femelles (IC à 95% : 38 et 8) (Fig. 4.5). Les probabilités de survies, variables au cours du temps, sont estimées à 0,98 (IC à 95% 0 et 1) et 0,65 (IC à 95% 0 et 1) entre les différentes sessions. Les probabilités d'entrées sont estimées à 0,01 (IC à 95% 0 et 0,20).

La synthèse des probabilités de capture estimées par saison montrent des probabilités de capture variant de 0,1 à 0,71 avec un maximum observé au printemps 2010 (Fig. 4.4).

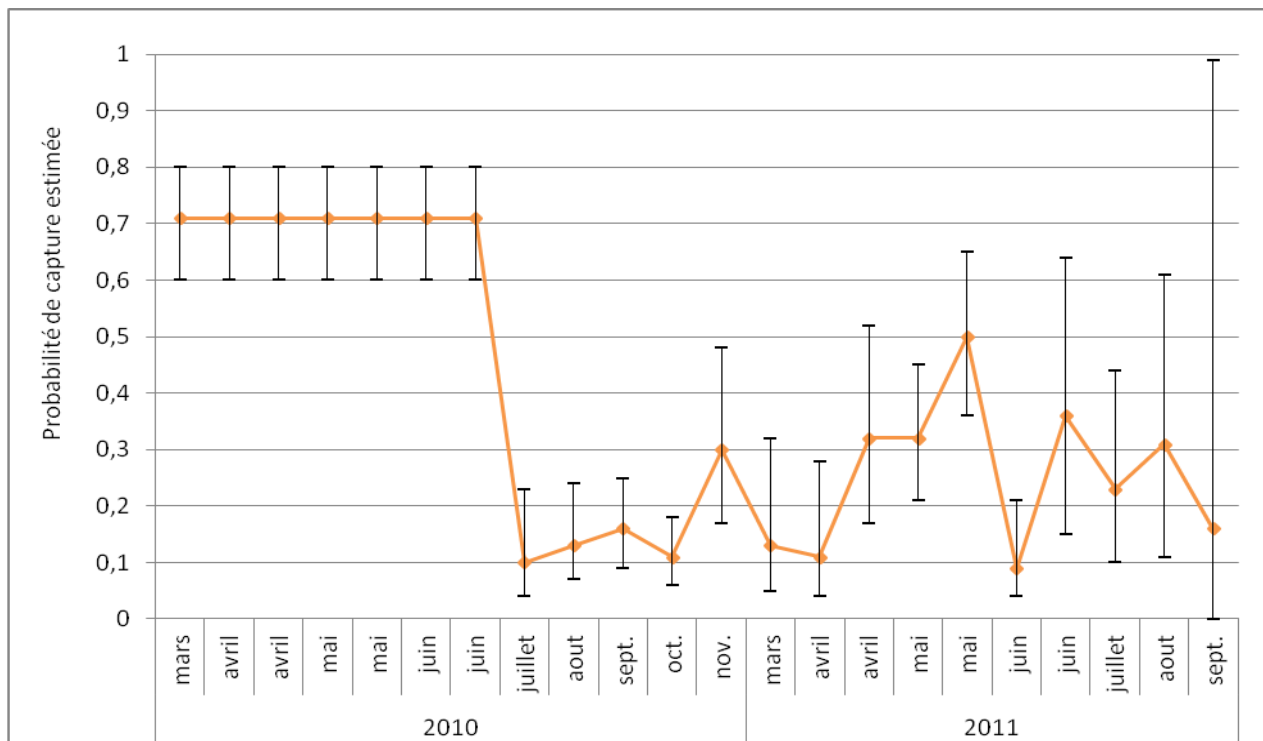


Figure 4.4 : Synthèse des probabilités de capture de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par les différents modèles saisonniers de population ouverte (POPAN).

Les abondances estimées de pélobates varient en fonction des saisons de 100 à 400 individus adultes, mais présentent à chaque fois le double d'individus mâles (Fig. 4.5).

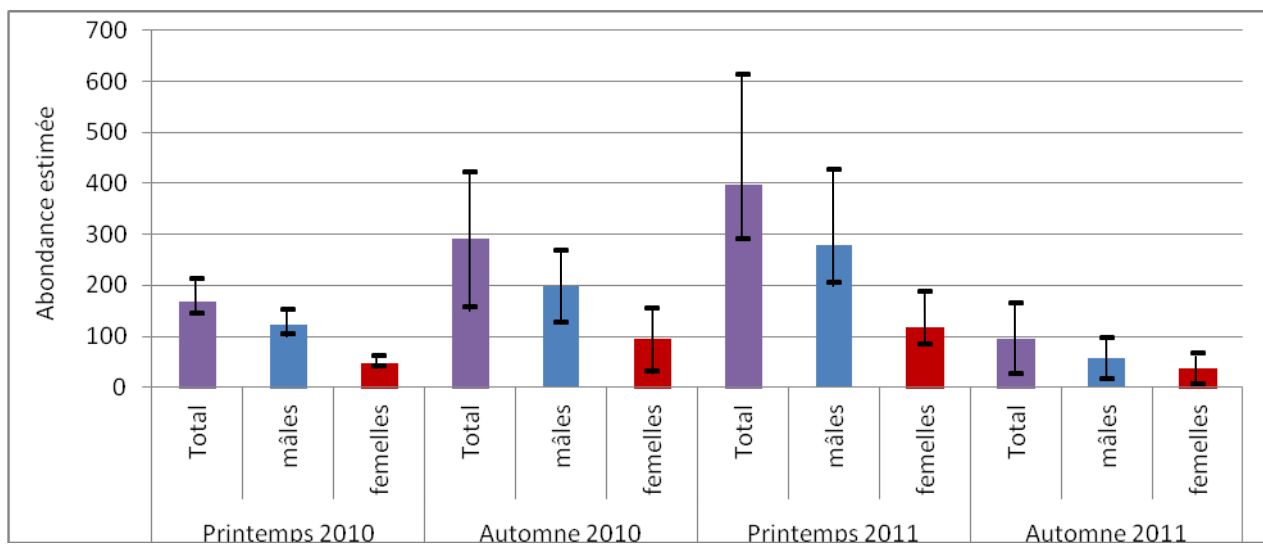


Figure 4.5 : Abondances de Pélobates cultripède estimées sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par saison et par sexe par les différents modèles saisonniers de population ouverte (POPAN).

3.2.3. Modèles saisonniers de type « Robust-design »

Une majorité des modèles Robust-design ajustés sont considérés équivalents (Tab. 4.4). Les premiers considèrent toutefois une survie dépendante du sexe, des migrations temporaires soit constantes dans le temps ou différentes à chaque saison. Les estimations fournies par la procédure de « model averaging » pour les paramètres de migrations temporaires étant trop imprécises (IC à 95% entre 0 et 1), tant les meilleurs modèles diffèrent en termes de structure et d'effets des covariables, nous avons préféré ne considérer les estimations fournies que par les deux premiers meilleurs modèles.

Tableau 4.4 : Dix premiers modèles de type « Robust-design » ajustés pour les données de Pélobate cultripède sur le site pilote du Porge selon les différentes saisons 2010 et 2011, classés par AICc.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par
S(sexe) $Y''=Y'(.)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	71,15	0,00	0,14	1,00	33
S(sexe) $Y''(.)$ $Y'(.)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	71,15	0,00	0,14	0,99	33
S(sexe) $Y''=Y'(t)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	72,43	1,28	0,07	0,53	35
S(sexe) $Y''(t)$ $Y'(t)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	72,46	1,31	0,07	0,52	35
S(.) $Y''(.)$ $Y'(.)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	72,51	1,36	0,07	0,51	32
S(.) $Y''=Y'(.)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	72,51	1,36	0,07	0,51	32
S(sexe) $Y''=Y'(\text{saison})$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	72,90	1,75	0,06	0,42	34
S(sexe) $Y''=Y'(\text{sexe})$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	73,00	1,84	0,05	0,40	34
S(sexe) $Y''(\text{saison})$ $Y'(\text{saison})$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	73,37	2,22	0,05	0,33	34
S(saison) $Y''=Y'(.)$ $p=c(\text{session})$ $fo(\text{sexe}*\text{saison})$	73,56	2,41	0,04	0,30	33

La survie des pélobates entre les différentes saisons suivies est estimée à 0,78 (IC à 95% 0,66 et 0,87) pour les mâles et 0,66 (IC à 95% 0,52 et 0,78) pour les femelles.

Les émigrations temporaires inter-saisonnières sont considérées nulles (estimées à 0,002).

Les probabilités de ne pas être disponibles à la capture pour des animaux non présents à la saison antérieure (Y') sont estimées à 0,27 (IC à 95% 0,27 et 0,27), autrement dit les individus non présents dans l'aire d'étude à une saison ont ($1-Y'$) 73% de chance d'immigrer dans la zone d'étude à la saison suivante.

Les probabilités de capture sont estimées entre 0,02 et 0,29 (Fig. 4.6).

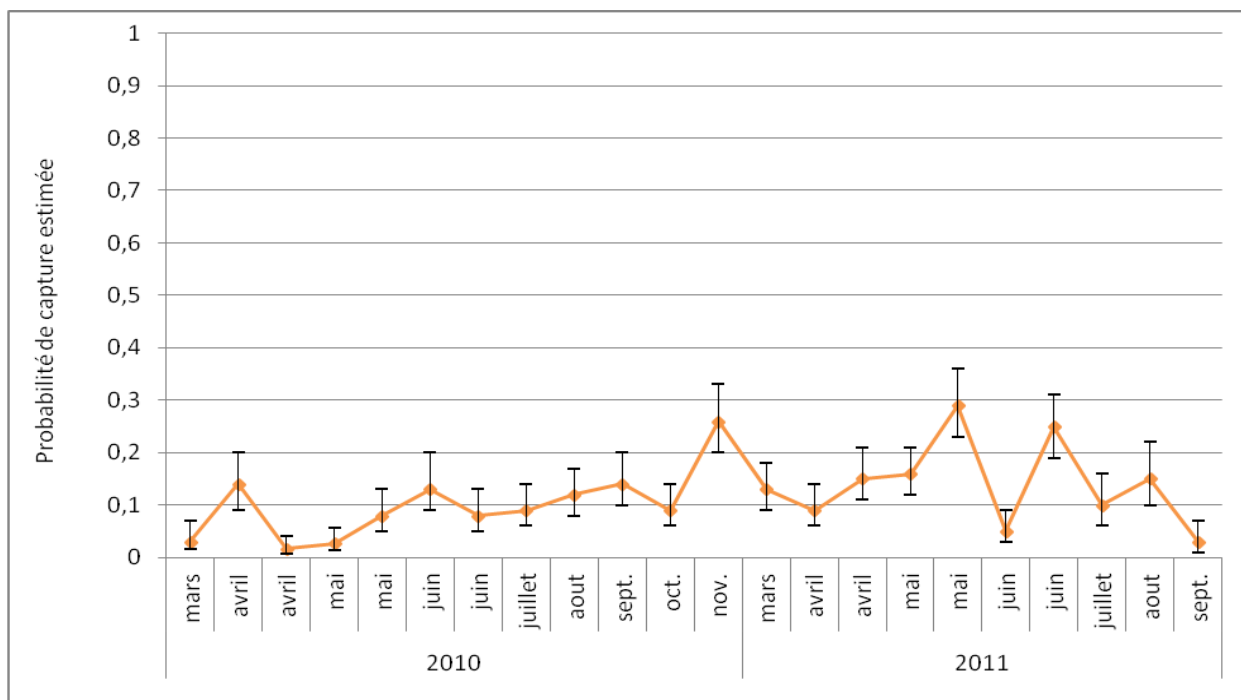


Figure 4.6 : Probabilités de capture de Pélobate cultripède estimées sur le site pilote du Porge au cours du temps sur les années 2010 et 2011, par le meilleur modèle de type « Robust-design ».

Les effectifs de populations sont estimés à 292 individus adultes au printemps 2010 (206 mâles et 86 femelles); à 264 individus à l'automne 2010 (183 mâles et 81 femelles); à 257 individus au printemps 2011 (181 mâles et 76 femelles) et à 172 individus à l'automne 2011 (119 mâles et 53 femelles) (Fig. 4.7).

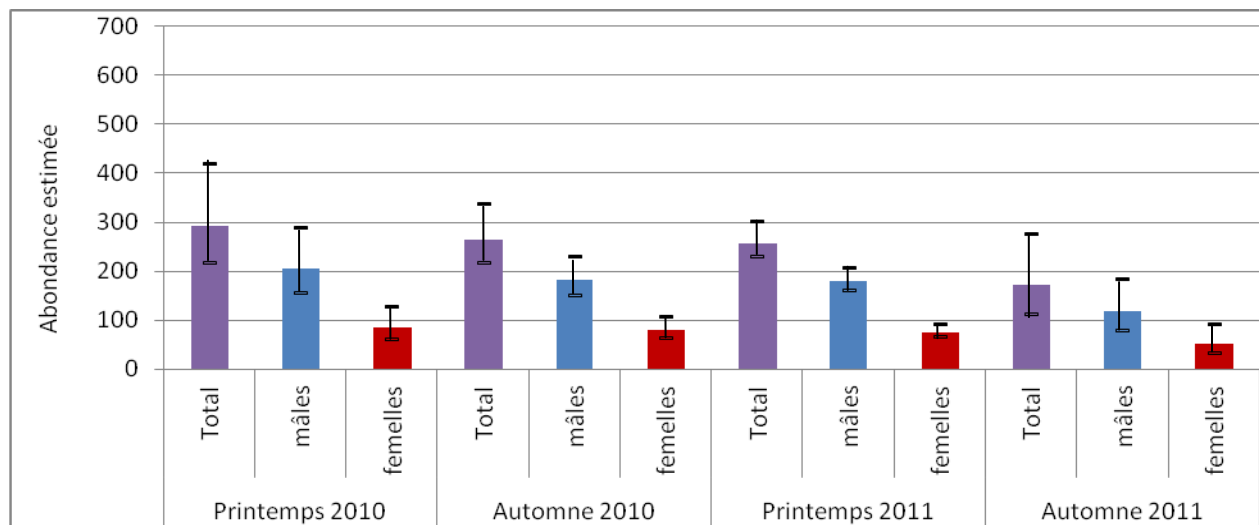


Figure 4.7 : Abondances de Pélobates cultripède estimées sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011 par saison et par sexe par le meilleur modèle de type « Robust-design ».

3.2.4. Synthèse des résultats et comparaison des méthodes statistiques

Probabilité de capture (p)

La probabilité de capture varie selon les sessions de capture autour de 35% en moyenne selon les modèles de POPAN et de 12% en moyenne selon le Robust-design, avec un pic en novembre 2010 et mai et juin 2011, soit en dehors des périodes de reproduction de l'espèce (fin mars et fin septembre sur notre aire d'étude). Ces estimations sont très différentes selon les méthodes pour la période printanière 2010, soit la première période de capture, puis s'homogénéisent pour les périodes suivantes selon un patron similaire mais avec des estimations plus importantes et moins précises selon POPAN. Le modèle de POPAN atteint d'ailleurs ses limites pour l'automne 2011, où il présente de très larges intervalles de confiance, faute de données. Les résultats du test de fermeture semblent indiquer que les périodes printanières sont ouvertes et que les périodes automnales sont fermées.

Estimation de l'abondance (N)

Les estimations d'effectifs varient selon les méthodes. En effet, bien que les effectifs soient similaires pour les estimations d'effectifs automnaux 2010 et 2011, ils diffèrent grandement pour les estimations d'effectifs printaniers 2010 et 2011, avec globalement une estimation plus imprécise selon les modèles de populations ouvertes, excepté pour la première saison.

La population active varie selon les saisons selon les modèles de POPAN entre 100 et 400 individus, alors qu'elle semble relativement stable selon le Robust-design autour de 250 individus par saison, excepté à l'automne 2011. Quelques soient les méthodes utilisées, ces résultats ne montrent pas d'abondance plus marquée aux périodes automnales.

Survie

Les estimations de survie n'ont pas la même signification selon les modèles. Selon POPAN, elles correspondent aux probabilités de rester dans la zone d'étude en intra-saisonnier tandis qu'elles correspondent à une probabilité de survie inter-saisonnaire selon le Robust-design. Les estimations de survie inter-saisonnaire selon le « Robust-design » affichent des probabilités semestrielles relativement élevées, constantes dans le temps mais variables selon les sexes avec des probabilités plus élevées pour les mâles 0,78 vs 0,66 pour les femelles. Ces taux de survies semestrielles donnent des survies annuelles de 0,61 ($0,78^2$) pour les mâles et de 0,44 ($0,66^2$) pour les femelles.

Migration temporaire: Probabilité de rester dans la zone d'étude (Φ), émigration temporaire (Y'') et immigration temporaire ($1-Y'$)

Les probabilités d'entrer dans la population à l'intérieur d'une même saison (données par le paramètre pent) estimées par les modèles de POPAN, sont directement données par le nombre de sessions réalisées puisqu'elles sont considérées constantes dans la plupart des meilleurs modèles. Ce paramètre, de l'ordre de quelques pourcents n'est donc pas très indicatif à ce niveau.

Les probabilités de rester dans la zone d'étude (Φ) selon POPAN, sont par contre elles, variables d'une saison à l'autre, faibles au printemps 2010 (0,26), elles augmentent au cours des autres saisons (autour de 0,80) avec des bornes somme toute assez larges (entre 0,35 et 0,99).

Les estimations d'émigration temporaire entre les saisons, estimées par le « Robust-design », sont négligeables ce qui signifie que les individus ne quittent pour ainsi dire pas la zone d'étude lors d'une saison complète. Les probabilités

d'immigration dans la zone d'étude, pour des individus non présents à la saison antérieure sont de 0,75. Aucun modèle ne prévalant sur les autres, il est difficile de déterminer si les migrations inter-saisonniers dépendent ($Y'' \neq Y'$) ou non ($Y''=Y'$) de l'état (présent ou non présent) à la saison précédente.

3.2.5. Estimation de l'abondance de crapauds actifs qu'au printemps, qu'à l'automne ou aux deux saisons

Le faible nombre de pélobates capturés à l'automne 2011 ne permet pas d'estimations fiables du nombre de crapauds actifs seulement à cette saison (résultats négatifs). En ce qui concerne les autres saisons, les estimations d'effectifs de pélobates actifs dépendent des méthodes d'estimations utilisées (Tab. 4.5). Le « Robust-design » considère chaque année autour de 200 individus actifs aux deux saisons, autour d'une soixantaine actifs uniquement au printemps et de quelques dizaines maximum actifs uniquement à l'automne. En comparaison, les modèles de POPAN, suggèrent un nombre important équivalent de crapauds actifs toute l'année et seulement à l'automne pour 2010 et totalement l'inverse en 2011 (Tab. 4.5) ce qui laisserait entendre, pour 2010 au moins, que l'activité terrestre automnale chez cette espèce serait plus importante que l'activité printanière au sein de notre aire d'étude.

Tableau 4.5 : Estimation de l'abondance de Pélobates cultripèdes actifs sur le site pilote du Porge par saison en 2010 et 2011.

2010 avec Robust-Design	2010 avec POPAN
Op=71 individus capturés uniquement au printemps	Op=71 individus capturés uniquement au printemps
Oa=92 individus capturés uniquement à l'automne	Oa=92 individus capturés uniquement à l'automne
Opa=51 individus capturés aux deux saisons	Opa=51 individus capturés aux deux saisons
Pp=nombre total individus capturés au printemps/estimation de taille de pop au printemps=122/292=0,42	Pp=nombre total individus capturés au printemps/estimation de taille de pop au printemps=122/169=0,72
Pa= nombre total individus capturés à l'automne/estimation de taille de pop à l'automne=143/264=0,54	Pa=nombre total individus capturés à l'automne/estimation de taille de pop à l'automne=143/291=0,49
Nombre d'individus estimés venant aux deux saisons Npa = Opa/(Pp*Pa)=51/(0,42*0,54)=225	Nombre d'individus estimés venant aux deux saisons Npa = Opa/(Pp*Pa)=51/(0,72*0,49)=146
Nombre d'individus estimés ne venant qu'au printemps=Np+Npa Np=292-225=67	Nombre d'individus estimés ne venant qu'au printemps=Np+Npa Np=169-146=23
Nombre d'individus estimés ne venant qu'à l'automne=Na+Npa Na=264-225=39	Nombre d'individus estimés ne venant qu'à l'automne=Na+Npa Na=291-146=145
2011 avec Robust-Design	2011 avec POPAN
Op=149 individus capturés uniquement au printemps	Op=149 individus capturés uniquement au printemps
Oa=8 individus capturés uniquement à l'automne	Oa=8 individus capturés uniquement à l'automne
Opa=36 individus capturés aux deux saisons	Opa=36 individus capturés aux deux saisons
Pp=nombre total individus capturés au printemps/estimation de taille de pop au printemps=185/257=0,72	Pp=nombre total ind capturés au printemps/estimation de taille de pop au printemps=185/398=0,46
Pa=nombre total ind capturés à l'automne/estimation de taille de pop à l'automne=44/172=0,26	Pa=nombre total ind capturés à l'automne/estimation de taille de pop à l'automne=44/96=0,46
Nombre d'individus venant aux 2 saisons estimés Npa=Opa/(Pp*Pa)=36/(0,72*0,26)=189	Nombre d'individus venant aux 2 saisons estimés Npa=Opa/(Pp*Pa)=36/(0,46*0,46)=170
Nombre d'individus estimés ne venant qu'au printemps =Np+Npa Np=257-189=68	Estimation Popan printemps=Np+Npa Np=398-170=228
Nombre d'individus estimés ne venant qu'à l'automne=Na+Npa Na=172-189=-17	Nombre d'individus estimés ne venant qu'à l'automne=Na+Npa Na=96-170

3.2.6. Tests de puissance

Les analyses montrent une diminution des intervalles de confiance au fur et à mesure de l'augmentation de l'effort pour les deux types d'estimations.

Concernant les estimations d'effectifs (Fig. 4.8), en 2010, première année de l'étude, l'estimation de l'effectif de la population commence à présenter des intervalles de confiance satisfaisants (± 100 individus) à partir de six sessions et optimaux (moins de 50 individus près) à partir de huit sessions de capture. En 2011, alors que 70% de la population marquée a déjà été capturée (Fig. 4.1) au cours de l'année précédente, les estimations présentent un intervalle de confiance optimal à partir de sept sessions, ainsi le terrain aurait pu s'arrêter autour de six sessions de capture, sans perte de précision dans les estimations d'effectif.

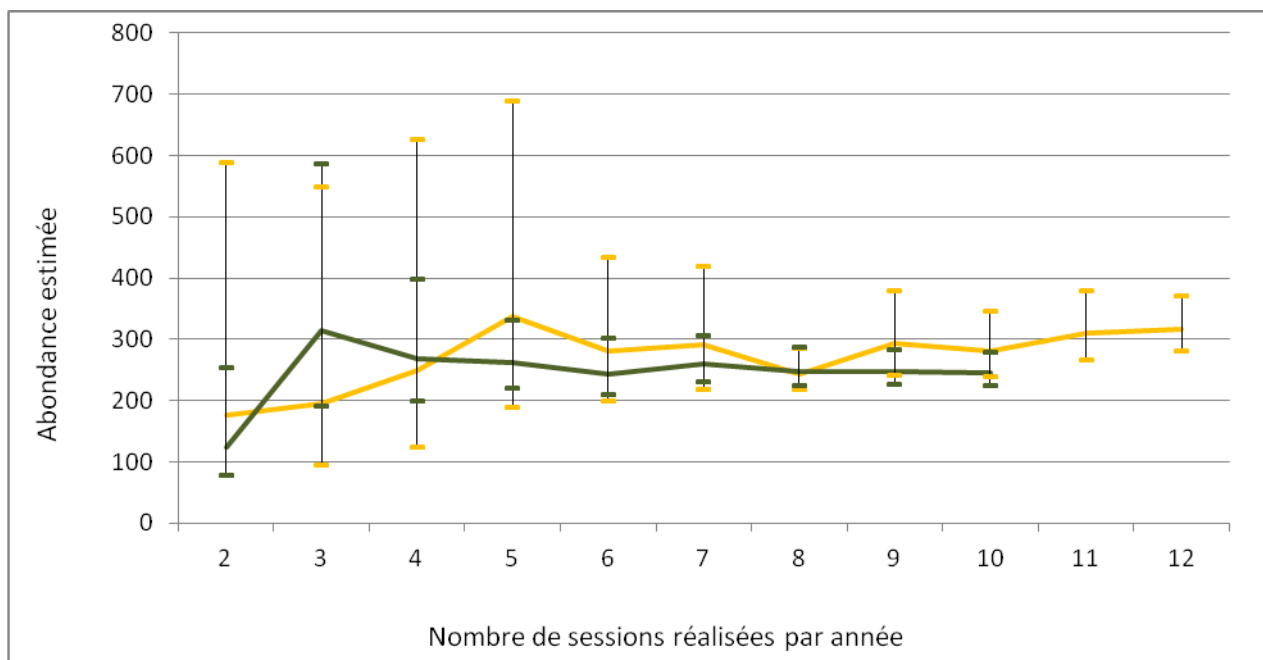


Figure 4.8 : Abondance de Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge selon le nombre de sessions de capture retenues pour l'analyse (2010 en jaune, 2011 en vert).

Les analyses montrent également une diminution des intervalles de confiance de la survie inter-saisonnière au fur et à mesure de l'augmentation de l'effort de capture. Pour les mâles, l'estimation de la survie semble atteindre un plateau à partir de sept sessions printanières et trois sessions automnales tandis que pour les femelles, ce plateau semble se dessiner à partir de sept sessions printanières et quatre sessions automnales (Fig. 4.9).

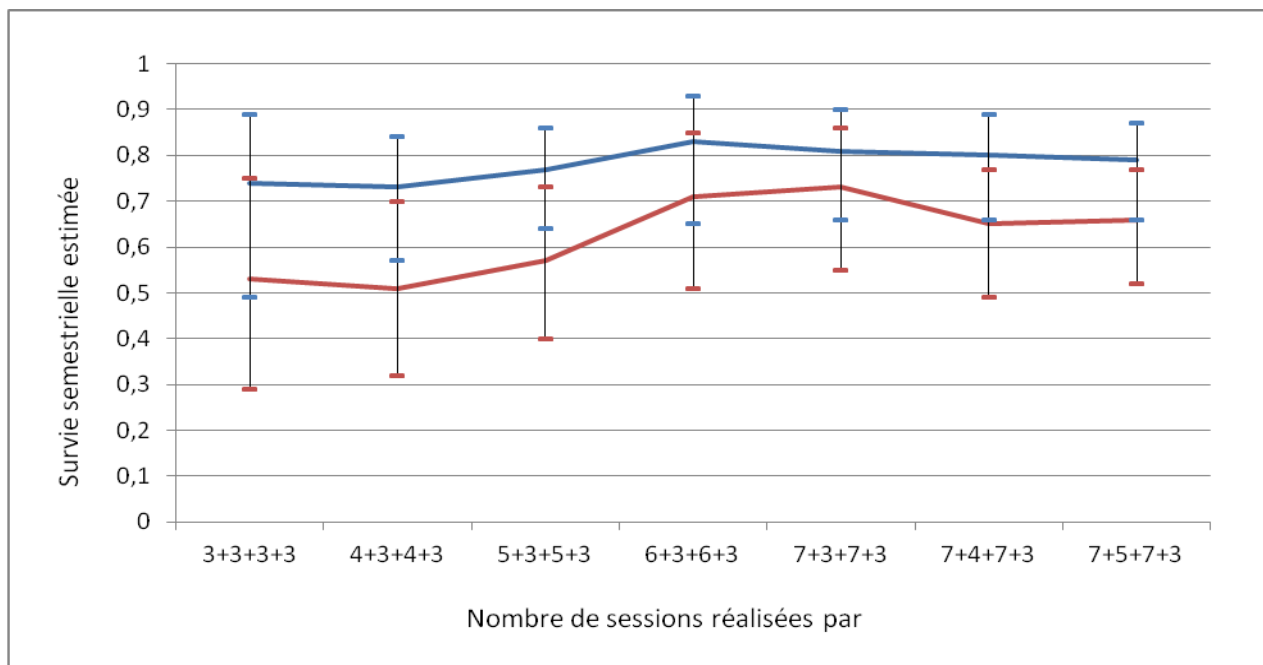


Figure 4.9 : Survie semestrielle du Pélobate cultripède estimée sur le site pilote du Porge en 2010 et 2011, selon le nombre de sessions de capture retenues pour l'analyse (mâles en bleu, femelles en rouge).

4- DISCUSSION

4.1. Caractérisation de la population

La population capturée s'élève à 328 individus dont 305 adultes marqués. Les estimations portent au même nombre l'estimation annuelle de la population adulte totale (Fig. 4.8), avec un sex-ratio fortement déséquilibré en faveur des mâles (2,25 mâles pour une femelle) comme cela a déjà été observé et de manière encore plus importante (2,97 vs 2,14) au sein d'une population espagnole de pélobates cultripèdes (Lizana *et al.*, 1994) ou moins importante au sein de populations de pélobates brun, 1,60 (Eggert, 2000) ou 1,70 (Hels, 2002).

Les caractères morphologiques de la population sont très proches des populations situées plus au nord de la France (Thirion, 2006). Exceptée la population d'Arrica au Portugal qui présente des individus plus petits que la population girondine étudiée, les pélobates cultripèdes de notre site d'étude sont globalement plus petits que ceux des populations étudiées plus au sud comme celles d'Espagne (Tab. 4.6), et similaires à ceux de Charente-Maritime (Tab. 4.6).

Tableau 4.6 : Caractéristiques morphologiques des populations de Pélobate cultripède étudiées en Europe.

Localisation	Longueur Museau-cloaque Moyenne (mm)			Longueur Museau-cloaque max (mm)		Poids moyen (g)			Littérature (source)
	Mâles (N)	Femelles (N)	Juv (N)	Mâles	Femelles	Mâles	Femelles	Juv	
France (Gironde)	59,1 (208)	62,3 (97)	42 (23)	76	82	31,9 (208)	38,5 (97)	12 (23)	Présente étude
France (Charente-Maritime)	59,7 (72)	66,1 (142)	42,2 (26)	90,1	96,4	29	42,3	9,9 (25)	Thirion, 2006
Portugal (Arriça)	52, 8 (20)	54,2 (40)		62	72				Leclair <i>et al.</i> , 2005
Espagne (Madrid)	79,8 (15)	79,5 (14)		87	101				Talavera, 1990
Espagne (Montalvos)	72,0 (76)	74,6 (66)		85	86				Lizana <i>et al.</i> , 1994
Espagne (Seville)	55,9 (32)	60,8 (32)		70	88,6				Díaz-Paniagua <i>et al.</i> , 2005

4.2. Abondance et paramètres démographiques

4.2.1. Probabilité de capture (p)

Le Robust-design révèle un taux de capture variable au cours du temps, s'élevant à environ 15% en moyenne.

Ces taux sont comparables à ceux d'autres études réalisées sur divers autres amphibiens comme *Litoria aurea* ($p=0,19$) (Hamer & Mahony, 2007), *Bombina variegata* ($p=0,16$) (Astruc *et al.*, 2014), *Bufo bufo* ($p=0,20$ pour les femelles et $p=0,40$ pour les mâles) (Loman & Madsen, 2010), *Cryptobranchus alleganiensis* ($p=0,24$) (Unger *et al.*, 2012), bien que ces divers taux de capture proviennent de suivis réalisés sur les sites aquatiques pendant la période de reproduction.

Les probabilités de capture estimées diffèrent d'une méthode de modélisation à l'autre (population ouverte ou modèle de type « Robust design »). Elles sont relativement faibles et précises selon les modèles de Robust-design, et élevées et plus imprécises selon les modèles de populations ouvertes. Ceci s'explique du fait que ces modèles ne modélisent pas la même détection. En population fermée (Robust-design intra-saisonnier), un individu absent lors d'une saison est considéré comme raté, ce qui baisse la probabilité de capture, tandis qu'en population ouverte, un individu totalement absent lors d'une saison n'est pas considéré dans le modèle. Ainsi, les plus faibles taux de capture en population fermée montrent que tous les individus ne sont pas forcément présents à chaque session et qu'ils ne sont donc pas capturables à chaque passage, ces individus sont d'ailleurs modélisés via les migrations temporaires. Les modèles de populations ouvertes, eux, modélisent les entrées et les sorties d'individus sur le site d'étude, la probabilité de capture concerne donc uniquement les individus présents à une saison donnée et peut donc s'apparenter à une probabilité de détection. La probabilité de détecter un individu présent sur notre site d'étude à une saison donnée apparaît alors plus

élevée au printemps qu'à l'automne et plus élevée en 2010 qu'en 2011, probablement en raison de fort taux de détection estimés au printemps 2010 à partir de modèles simplifiés (dû à la non convergence de multiples modèles).

Quoiqu'il en soit, et contrairement à nos hypothèses, les individus ne sont pas plus détectables pendant la période de reproduction, qu'elle soit printanière (fin mars-début avril) ou automnale (fin septembre-début octobre), puisque les meilleurs taux de capture sont observés durant les mois de mai, juin et novembre. Sur notre aire d'étude, l'espèce apparaît active toute l'année comme dans le sud de son aire de répartition (Recuero, 2010), avec un pic d'activité post-période de reproduction.

4.2.2. Estimation d'abondance (N)

Le Robust-design estime à environ 260 individus adultes la population saisonnière de pélobates, près de 180 mâles pour 80 femelles, excepté en automne 2011 (180 soit 120 mâles pour 60 femelles) en raison probablement d'un effort de capture concentré aux mois les moins efficaces (juillet, août et septembre). L'estimation annuelle de la population tourne autour des mêmes nombres avec 316 individus en 2010 (IC à 95% entre 281 et 370) et 245 en 2011 (IC à 95% entre 224 et 279). Chaque année, la proportion de la population active toute l'année représenterait environ 70% des individus. Nous n'avons trouvé aucune étude de capture-marquage-recapture sur cette espèce afin de comparer nos résultats si ce ne sont les travaux de Thirion (2006) effectués sur cinq années, qui outre les estimations d'effectifs automnales (suivi au mois d'octobre) très peu précises, autour de 800 individus ($\pm 300-400$ individus), présentent des méthodes de CMR populationnelles (marquage non individuel) peu comparables à notre suivi. Deux années de suivis semblent un peu courtes pour établir des conclusions quant à la population et ses effectifs. Il est notamment difficile de savoir si la baisse d'effectif observée est due à un moins bon effort de capture (notamment en cas d'ouverture de la population aux migrations temporaires intra-saisonnières) ou à une baisse réelle d'effectif. Quoiqu'il en soit 300 individus adultes semblent représenter une population plutôt moyenne en comparaison à d'autres amphibiens sur une telle surface (entre 50 et 400 individus pour le Sonneur à ventre jaune *Bombina variegata*, Astruc *et al.*, 2015; autour de 700 individus pour le Crapaud commun *Bufo bufo*, Loman & Madsen, 2010).

4.2.3. Survie (S)

Le Robust-design révèle un taux de survie semestrielle situé entre 0,78 et 0,66 selon les sexes soit un taux annuel de 0,61 pour les mâles et 0,44 pour les femelles. Cette survie semble comparable bien qu'inférieure aux survies annuelles estimées pour d'autres amphibiens, comme *Litoria aurea* ($S=0,76$) (Hamer & Mahony, 2007), *Bombina variegata* ($S=0,7$) (Astruc *et al.*, 2014), *Bufo bufo* ($S=0,42$ pour les femelles et $S=0,63$ pour les mâles) (Loman & Madsen, 2010) et *Triturus alpestris* (S entre 0,35 et 0,82, selon les sites) (Perret *et al.*, 2003). La différence sexuelle observée dans la survie des individus est probablement due à une mortalité accrue des femelles, comme lors de la reproduction (plusieurs noyades observées) puisque normalement le Robust-design gère le fait qu'un nombre important de femelles qui peuvent sauter des occasions de reproduction soient moins actives et moins capturables à certaines saisons (Cayuela *et al.*, 2014), comme observés chez les Crapauds communs (Loman & Madsen, 2010). Cette survie semble peu élevée bien que la population ne soit soumise à aucune menace particulière, en tout cas anthropique. La mortalité par prédation ou déshydratation doit donc être notable

sur le site, à moins qu'il ne s'agisse d'émigration définitive vers d'autre site (qui en CMR est confondue avec la mortalité), ou de la perte de marques. Les marques de type transpondeurs représentant une technique de marquage fiable chez les amphibiens ($p=0,24$ pour 100% de rétention de marque chez une salamandre (Unger *et al.*, 2012)), l'hypothèse de mortalité ou d'émigration définitive semble à privilégier. L'espérance de vie est estimée à deux ans et demi pour les mâles ($1/(1-0,60)$) et à deux ans pour les femelles ($1/(1-0,44)$), ce qui semble peu par rapport à l'âge moyen estimé par squeleto-chronologie au sein d'une population portugaise (4,5 ans pour les mâles et 5 ans pour les femelles, Leclair *et al.*, 2005).

4.2.4. Migrations

Qu'il s'agisse de fortes probabilités de rester sur la zone d'étude (0,80), de très faibles probabilités d'en sortir temporairement (0,002), ou de fortes probabilités d'entrer dans la zone d'étude pour des individus non présents à la saison antérieure (0,75), tout porte à croire que la population étudiée est relativement fermée aux échanges temporaires. Seuls les probabilités de sorties définitives de la zone d'étude, qui seraient visibles dans la survie (les départs définitifs par émigration ou mortalité peuvent diminuer la survie avec les modèles de CMR), peuvent contredire ce fait. Mais la différence de survie entre les sexes ne corrobore pas cette hypothèse, les mâles étant supposés émigrer plus que les femelles, pour disséminer leurs gènes (Helfer *et al.*, 2012).

Il serait intéressant, lorsque les modèles seront développés dans l'interface MARK, de comparer les résultats obtenus par le « Closed Robust-design » qui considèrent les sessions secondaires fermées aux échanges avec ceux obtenus par le « Open Robust-design » qui considère des sessions secondaires et primaires ouvertes. La poursuite d'un tel suivi, apporterait plus de données et de recul, et permettrait, par cette comparaison, de confirmer non seulement l'état de la population (ouverte ou fermée) mais également d'affiner les paramètres démographiques tels que les taux de migrations et de recrutement.

4.2.5. Activité saisonnière

Le « Robust-design » considère chaque année autour de 200 individus actifs aux deux saisons, autour d'une soixantaine actifs uniquement au printemps et de quelques dizaines maximum actifs uniquement à l'automne. Aux vues de ces résultats, il semblerait d'une part qu'une majorité d'individus soient actifs toute l'année, comme suggéré par Recuero (2010) et donc finalement disponibles pour les deux périodes de reproduction; et que d'autre part le printemps représente, contrairement aux résultats de Thirion (2006), la période principale d'activité pour cette espèce. Le nombre d'actifs par saison a été estimé par année dans ce manuscrit, il serait intéressant de vérifier ces chiffres par une analyse plus globale, plus complexe qui permette d'inclure l'ensemble des données disponibles au sein d'un même modèle. Pour ce faire, des modèles de capture recapture Multi-événements (Pradel, 2005) pourraient être développés, ils combinent les recaptures et les ré-observations et peuvent estimer la probabilité d'être présent à un site tout en autorisant les départs à n'importe quel moment. Ces modèles prennent en compte les occasions secondaires, tels que définis dans les modèles de type « Robust-design », en gardant l'indication de si un individu a été rencontré durant la période printanière, automnale ou les deux, permettant ainsi l'estimation de la probabilité d'être présent à l'une ou l'autre des saisons. Ces modèles permettant par exemple de tester s'il existe plusieurs stratégies dans la population et à quelle fréquence (présent aux deux saisons, présent

uniquement au printemps, présent uniquement à l'automne) sont en cours de développement mais n'ont pas pu être finalisé dans le temps imparti pour ce diplôme. Ils devraient malgré tout confirmer que peu d'individus adoptent des stratégies de présence à une seule saison comme le montrent nos premiers résultats.

4.2.6. Tests de puissance

Les tests de puissance réalisés, démontre un effort optimal autour de sept sessions de capture pour l'estimation des effectifs et autour de sept sessions printanières et trois sessions automnales pour l'estimation de la survie. Au vue de l'évolution de la probabilité de capture au cours du temps et de la phénologie de l'activité des pélobates, il semble donc intéressant de conserver un protocole de suivi basé sur une dizaine de sessions de capture, six à sept réalisées d'avril à juin pour inventorier les individus printaniers ou actifs aux deux saisons et trois à quatre sessions supplémentaires réalisées de septembre à novembre pour optimiser la capture d'individus et inventorier les individus automnaux. L'espérance de vie étant estimée autour de 2-3 ans, il serait important de réaliser le suivi au minimum tous les deux ans pour conserver une bonne image de l'évolution de la population.

5 – CONCLUSION

Les résultats de cette étude démontrent tout d'abord l'efficacité de la méthode de marquage, déjà testée sur plusieurs autres espèces d'amphibiens, pour permettre une bonne connaissance de la population. La durée de l'étude semble également appropriée pour des résultats satisfaisants à court terme d'estimation de paramètres démographiques et d'intervalles de confiance.

La population étudiée est constituée d'environ 300 individus adultes, répartis autour de la mare de reproduction. Les mâles représentent une proportion importante des individus, comme souvent observé chez les amphibiens en général (Loman & Madsen, 2010). Mais ce sex-ratio, comparativement à la plupart des études réalisées uniquement lors des périodes de reproduction, renseigne sur la composition de la population totale et non juste reproductive. Le taux de survie inter-saisonnier apparait faible bien qu'il n'y ait apparemment aucune menace majeure sur ce site, d'origine anthropique en tout cas. Le taux de capture s'avère cependant peu élevé, bien qu'il soit comparable à ceux estimés par des méthodes équivalentes sur d'autres espèces.

Cette étude révèle de premiers résultats en terme de dynamique de population pour cette espèce, rare et menacée. L'activité terrestre des individus semble étalée sur la totalité de l'année avec des sorties nocturnes autant printanières qu'automnales. Bien que cette activité ait pour principale fonction l'alimentation, celle-ci est toutefois probablement influencée par la permanence de la mare avoisinante qui offre aux individus sur ce site, la possibilité de deux périodes annuelles de reproduction. Il serait ainsi intéressant de réaliser ce même type de suivi autour d'une mare temporaire afin de voir si la période de mise en eau du point de reproduction influence l'activité des pélobates.

Le pélobate cultripède étant une espèce peu étudiée, et relativement méconnue, il apparait essentiel, aux vus des efforts déjà fournis au sein de cette étude (plus de 300 individus marqués), de poursuivre le suivi sur du moyen terme, selon un protocole allégé (effort similaire mais effectué au minimum une année sur deux), afin de vérifier l'évolution des paramètres démographiques de la population et notamment le taux de survie.

CHAP V – DISCUSSION ET CONCLUSION

Né du constat d'un manque d'information et de connaissance concernant la situation du Pélobate cultripède en Aquitaine, le programme d'étude et de conservation de l'espèce menée sur deux années par l'association Cistude Nature a permis de répondre aux divers objectifs posés.

1 – SYNTHÈSE DES RESULTATS OBTENUS

1.1. Inventaires, probabilité de détection et caractérisation des sites de reproduction utilisés

Les objectifs de ce chapitre étaient d'approfondir les connaissances sur la répartition de l'espèce, la typologie des zones de reproduction utilisées, et la détection de l'espèce afin, non seulement, d'orienter les protocoles d'inventaires pour les différents atlas qu'ils soient régionaux ou nationaux, mais également d'affiner nos connaissances sur sa distribution pour une meilleure préservation de ses habitats de reproduction.

Tout d'abord les données concernant le Pélobate cultripède en région Aquitaine sont rares et éparées. Les écrits anciens montrent dès le siècle dernier une répartition mal connue et mal décrite, tant l'espèce semble difficile à rencontrer. La découverte récente de plusieurs secteurs de présence, nous laisse penser que le Pélobate pourrait être présent sur le secteur du triangle des Landes de Gascogne, sous forme probablement relictuelle. Il n'empêche qu'il reste une espèce rare, peu rencontrée même sur les secteurs favorables, malgré d'importants efforts de prospections mis en place notamment sur le littoral aquitain.

Concernant la détection de cette espèce, il apparaît clairement que la prospection nocturne terrestre des adultes est la meilleure méthode à employer lors d'inventaires ciblés en milieux ouverts. Cette méthode, lorsqu'elle est employée en conditions favorables, soit lors de soirées chaudes et humides (plus de 60% d'humidité et de 16°C) est deux fois plus efficace que les méthodes de détection de ponte ou de larves. La détection d'adultes en activité terrestre ne semble influencée ni par le vent, ni par la lune, seules les températures extérieures et le taux d'humidité influent sur l'activité des pélobates et donc sur leur détection. La détection des larves, optimale en mai et juin, est influencée par la surface du plan d'eau tout comme la détection des pontes qui est plus efficace au printemps qu'à l'automne. Concernant la sélection des zones de reproduction, malgré une certaine plasticité, le Pélobate cultripède privilégie sur notre aire d'étude, les plans d'eau de petites tailles (peu de plans d'eau de grande taille sur le littoral aquitain), de pentes douces et très ensoleillés. La phénologie de reproduction montre deux périodes distinctes de reproduction potentielle, le printemps au mois de mars-avril et l'automne au mois de septembre-octobre, sachant que selon les années il peut n'y avoir ni ponte printanière, ni ponte automnale. L'absence de reproduction ayant même déjà été observée durant plusieurs années sur certains sites (C. Coïc, comm. pers.), il est difficile de cibler les protocoles de détection de l'espèce sur les pontes ou même les larves.

1.2. Écologie spatiale et sélection d'habitats terrestres

Les objectifs de ce chapitre étaient d'évaluer les besoins de l'espèce en termes d'habitats et d'espace afin de mettre en évidence les paramètres environnementaux nécessaires à sa conservation, et de permettre la gestion conservatoire des territoires occupés par le Pélobate cultripède.

L'espèce semble se cantonner à un territoire relativement restreint, concentré environ sur 500 mètres autour des zones de reproduction favorables. Elle utilise en moyenne trois remises diurnes (entre un et dix), par alternance ou par succession. L'espèce reste active toute l'année, avec des périodes de ralentissement ou d'inactivité les journées sèches, qu'elles soient chaudes ou froides. Pendant la période hivernale, les individus, peu mobiles mais actifs restent cantonnés autour de leurs remises principales, non loin de la mare de reproduction, en attendant le début de la période propice. Les pélobates effectuent ensuite de plus grands déplacements au cours du printemps probablement pour réduire la compétition interindividuelle pour les abris et la nourriture. La sélection de l'habitat s'effectue dans un premier temps en terme de paysage, dans lequel l'espèce sélectionne les zones plutôt ouvertes mais non dénudées. Le pélobate privilégie en effet, les secteurs de dune grise proche de la mare en hiver, et les secteurs de lisière forestière ou de dune grise plus éloignés de la mare courant printemps-été. Il privilégie une strate muscinale ou buissonnante ou même des petits débris ligneux (amas de branches) pour ses remises diurnes, structures végétales qui stabilisent le sable.

1.3. Dynamique de population

Les objectifs de ce suivi étaient d'évaluer les paramètres démographiques de la population afin d'une part d'améliorer nos connaissances sur cette espèce méconnue et d'évaluer l'état de conservation de la population, et d'autre part d'améliorer les protocoles d'inventaires et de suivis de cette espèce.

La population, plutôt importante, composée d'environ 300 animaux adultes, est fortement déséquilibrée en faveur des mâles comme c'est souvent le cas chez les amphibiens. Tous les paramètres démographiques estimés tendent vers la description d'une petite population fermée, apparemment relativement abondante, avec des femelles qui subissent cependant une plus forte mortalité, due probablement aux risques accrus de noyade lors des périodes de reproduction. Les animaux apparaissent plus capturables en mai, juin et novembre. Il semblerait également que les individus soient à plus de 70% actifs toute l'année, les 30% restant étant principalement actifs uniquement le printemps (20% vs 10% à l'automne). Le taux de survie, assez faible doit être affiné.

2 – AMELIORATION DES PROTOCOLES

Ce programme de suivi a permis de tester avec succès l'implantation d'émetteurs internes sur cette espèce pour un suivi individuel par télémétrie, mais également l'implantation de transpondeurs pour un suivi populationnel par Capture-Marquage-Recapture. Ces différentes expérimentations et les résultats qu'elles ont pu apporter nous permettent de proposer des protocoles de suivis fiables pour cette espèce.

1.1. Inventaires

A l'heure actuelle, les protocoles nationaux multi-espèces mis en place par la Société Herpétologique de France (POP amphibien), basés sur des inventaires sur le plan d'eau de reproduction à raison de deux passages diurnes (un en février-mars et un en juin-juillet) et d'un passage nocturne (en avril-mai) ne permettent clairement pas une efficacité optimale sur cette espèce:

- le premier passage, diurne (février-mars) est réalisé avant la ponte. La seule option de détection de l'espèce à cette période est la détection de larves issues des pontes automnales de l'année précédente, qui, en raison d'un comportement lumifuge, restent difficiles à observer en plein jour;
- Le second passage, nocturne (avril-mai), est préconisé au moment où la reproduction est terminée, les adultes ont donc quitté le plan d'eau et au moment où les larves de pélobates, petites, sont très difficilement détectables;
- Et le troisième, diurne (juin-juillet), est réalisé au moment où les larves peuvent déjà s'être métamorphosées et avoir quitté le plan d'eau.

Le protocole national d'inventaire de milieux aquatiques, qui n'a pas rappelons-le, la prétention de détecter le Pélobate cultripède, n'est donc pas approprié à la recherche de cette espèce rare.

Nous préconisons donc:

- en cas d'inventaire ciblé sur cette espèce, des inventaires par recherche visuelle nocturne d'adultes autour des mares (dans un rayon de 100 mètres) à raison de 3 passages réalisés pendant la période optimale d'activité soit mai-juin ou octobre-novembre lors de nuits humides (plus de 60% d'humidité) et chaudes (plus de 16°C) selon des conditions optimales de 18°C et de 80% d'humidité.
- en cas d'inventaire toutes espèces, il faudrait idéalement des prospections terrestres supplémentaires ciblées pour la recherche spécifique de cette espèce. La méthode qui nous semblerait optimale consisterait ainsi en une combinaison de recherches nocturnes, d'une part d'adultes en milieu terrestre lors de nuit humides à pluvieuses, et d'autre part de larves en milieu aquatique, à raison de deux visites réalisées courant mai-juin.

Ainsi dans le cadre du programme POPamphibien par exemple, il pourrait être conseillé, dans les régions susceptibles d'abriter du Pélobate cultripède, de conserver le premier passage diurne qui vise la détection des espèces précoces; de préconiser le second passage nocturne plutôt en mai qu'en avril, avec en plus de la recherche nocturne de larves sur le plan d'eau, la recherche nocturne d'adultes autour du plan d'eau; et préconiser pour le troisième passage, à réaliser en juin, un passage nocturne sur les mares et leurs environs, toujours dans des conditions optimales d'inventaires, soit des soirées chaudes et humides.

1.2. Suivis de population par CMR

Au vue de l'évolution de la probabilité de capture au cours du temps et de la phénologie de l'activité des pélobates, la mise en place d'un suivi par Capture-Marquage-Recapture de Pélobate cultripède visant l'étude de la démographie de

populations, devrait inclure un total de dix sessions de capture réalisées régulièrement sur les mois d'avril, mai, juin, septembre, octobre et novembre, au minimum tous les deux ans au moins jusqu'à ré-évaluation de l'effort de capture optimal nécessaire.

3 – PRECONISATIONS DE GESTION

L'ensemble des résultats de cette étude a fortement contribué à améliorer nos connaissances sur les exigences de cette espèce, et nous permet donc aujourd'hui certaines préconisations de gestion en vue de la conservation de ses populations. Qu'il s'agisse des populations girondines, généralement situées sur le territoire de l'Office National des Forêts, ou d'autres populations peut être plus exposées aux menaces certaines préconisations doivent être prises en compte dans les plans de gestion des territoires abritant le Pélobate cultripède.

Tout d'abord, aux vues des capacités apparentes de déplacement de l'espèce, une surface de 300 ha (cercle de 500 mètres de rayon) autour des mares identifiées positives sur le territoire devrait être considérée dans les plans de gestion pour le maintien des populations existantes.

1.1. Interventions en milieu forestier

Les interventions en milieu forestier bordant un site abritant une population de Pélobate cultripède doivent être effectuées plutôt en hiver, période où les pélobates sont relativement proches du plan d'eau. Les interventions mécaniques avec engins lourds devraient être évitées le plus possible en lisière de forêt, secteur forestier le plus utilisé par les Pélobates. Le reste du territoire forestier globalement peu fréquenté par les individus n'est soumis à aucune préconisation particulière. Il apparaît important cependant de maintenir un milieu ouvert à végétation rase ou buissonnante autour des plans d'eau fréquentés par l'espèce. Les interventions visant la réouverture des milieux autour de la mare sont à privilégier en période estivale.

1.2. Interventions sur la mare de reproduction

En cas de réfection de mares, qu'il s'agisse de réouverture ou de recreusement, il paraît important de conserver une pente douce, sur au moins un bord du plan d'eau et un ensoleillement maximal (au moins 80%). Les interventions devraient être effectuées à l'aide d'engins pas trop lourds. La période d'intervention idéale, pour nuire au minimum à l'ensemble des espèces fréquentant les sites de reproduction et plus particulièrement au pélobate semble être les mois d'août et de septembre, l'ensemble des espèces ayant achevé leur reproduction, les larves, pour la majorité ayant quitté également le plan d'eau et la saison de reproduction automnale n'étant pas encore commencée (pour le péloodyte et le pélobate notamment).

1.3. Création de mares sur un territoire occupé par le Pélobate cultripède

La création de nouvelles mares proches de sites occupés par l'espèce pourraient permettre l'extension des populations. Elles pourraient être creusées à une distance suffisante (500m) pour ne pas nuire aux animaux présents, en milieu ouvert (en dune grise dans notre cas) en été, moment où les pélobates utilisent plus la lisière forestière. Ces mares devraient

présenter une profondeur d'un à deux mètres, une surface de quelques dizaines à centaines de mètres carrés en milieu dunaire (ou plus selon la configuration du secteur, si nappe phréatique proche notamment), pas ou peu de pente et surtout un ensoleillement maximal.

D– PERSPECTIVES DE RECHERCHE SUR L'ESPECE

Cette étude bien qu'elle apporte de premiers éléments de connaissances sur cette espèce, en termes de détection, de sélection d'habitat ou de dynamique de population, est cependant, comme la plupart des études, réalisée sur un pas de temps trop court à l'échelle populationnelle, pas de temps qui nécessiterait de couvrir plusieurs générations d'individus pour envisager de solides connaissances en termes de démographie soit au moins dix ans.

Au delà du pas de temps, cette étude mériterait également d'être reproduite sur un site pilote présentant une mare de reproduction temporaire, afin de vérifier l'influence de la durée de la période hydrique sur l'activité des pélobates, activité de reproduction et activité terrestre. Elle vaudrait également d'être reproduite sous des conditions climatiques différentes, sous climat méditerranéen par exemple, qui ne présente pas, contrairement au littoral océanique, de taux d'humidité élevés réguliers mais plutôt de longues périodes sèches réduisant probablement considérablement l'activité du Pélobate cultripède et donc sa capturabilité dans ces régions.

Il paraît également important de poursuivre les efforts de prospections à la recherche de nouvelles populations, que ce soit en région aquitaine, ou dans d'autres régions françaises plus généralement, par des inventaires nocturnes à la recherche d'adultes dans le cadre d'atlas régionaux, nationaux ou par des inventaires terrestres nocturnes et inventaires nocturnes de larves dans le cadre du programme POPamphibien de la SHF ou du programme MARE du MNHN. La poursuite des efforts de prospections, en cumulant systématiquement ces deux méthodes permettrait de confirmer la pertinence de l'utilisation de l'une, l'autre ou des deux méthodes simultanément.

Un suivi génétique paraît également important à réaliser, afin d'étudier l'isolement géographique et la connexion entre les différentes populations et de mieux comprendre la distribution relictuelle actuelle de l'espèce que se soit sur le littoral océanique, ou sur le littoral méditerranéen. La connexion des populations pourrait également s'étudier à plus petite échelle, dans le cadre de méta-populations par exemple, sur un site présentant plusieurs mares positives séparées de plusieurs centaines de mètres. Ce suivi pourrait se faire par CMR, dans le cadre d'analyses multi-sites, afin de mesurer les échanges entre populations proches et donc les capacités de déplacements. Le site pilote girardin pourrait tout à fait correspondre aux exigences de cette étude, d'une part car la poursuite du suivi permettrait de compléter nos connaissances actuelles sur la dynamique de cette population et d'autre part car la mare en question est entourée de deux mares dont l'une est positive, située à 1500 mètres au sud.

Ce travail développé à l'interface entre méthodologistes et conservationnistes apporte des éléments de réponse quand à la conservation du Pélobate cultripède. Les suivis mis en place, encore non testés sur cette espèce, se sont avérés efficaces et permettent d'établir de bonnes bases en terme de connaissances démographiques spatiales et temporelles. Ces bases, malheureusement encore insuffisantes notamment en terme de dynamique de population, nécessiteraient d'être complétées par des suivis plus à long terme, permettant de fournir une meilleure image de l'évolution des populations.

En attendant la suite par la publication des principaux résultats et par la poursuite de l'implication sur le terrain des gestionnaires pour la protection de l'espèce et de ses habitats, les images du film "les dernières steppes" tournent et continuent de faire découvrir à tous, ce que seuls quelques privilégiés pouvaient admirer jusque là!

CHAP VI – BIBLIOGRAPHIE

- Abell R. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis : a freshwater follow-up. *Conservation Biology* **16 (5)**: 1435-1437.
- Alford R.A., Richards S.J. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **30**: 133-165.
- Álvarez J., Salvador A., Martín J., Gutiérrez A. 1990. Desarrollo larvario del sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en charcas temporales del NW de la Península Ibérica (Anura, Pelobatidae). *Revista Española de Herpetología* **4**: 55-66.
- Angel F. 1946. Faune de France. Reptiles et Amphibiens de France. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles, Paris, France, 204p.
- Astruc G., Farny G., Corail M., Combrisson D., Dudouet C., Brebion G., Lisambert H., Besnard A. 2014. Dynamique des populations et phénologie des sonneurs à ventre jaunes, *Bombina variegata*, dans le Parc National des Ecrins. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **149**: 9-23.
- Bailey L.L., Simons T.R., Pollock K.H. 2004a. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* **14 (3)**: 692-702.
- Bailey L.L., Simons T.R., Pollock K.H. 2004b. Spatial and temporal variation in detection probability of plethodon salamanders using robust-capture-recapture design. *Journal of Wildlife Management* **68 (1)**: 14-24.
- Baillie J.E.M., Groombridge B. (eds.) 1996. 1996 IUCN Red List of threatened animals. Cambridge, UK: International Union for the conservation of Nature and Natural Resources.
- Baillie J.E.M., Hilton-Taylor C., Stuart S.N. (eds.) 2004. 2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 191p.
- Barbadillo L.J. 1987. La guía de INCAFO de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. INCAFO. Madrid, España, 694 p.
- Barbadillo L.J., Lacombe J.I., Pérez Mellado V., Sancho V., López-Jurado L.F. 1999. Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, baleares y Canarias. GeoPlaneta S.A. Barcelona, España, 419 p.
- Barnaud G., Le Bloch F., Lombardi A. 1996. Entre terre et eau - Agir pour les zones humides. Ministère de l'environnement Agences de l'eau, Paris.
- Basille M., Calenge C., Marboutin E., Andersen R., Gaillard J-M. 2008. Assessing habitat selection using multivariate statistics : Some refinements of Ecological- Niche Factor Analysis. *Ecological Modelling* **211**: 233-240.
- Basille M., Herfindal I., Santin-Janin H., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Hogda K.A., Gaillard J-M. 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes : selecting prey or avoiding people ? *Ecography* **32**: 683-691.
- Baughman B., Todd B.D. 2007. Role of substrate cues in habitat selection by recently metamorphosed *Bufo terrestris* and *Scaphiopus holbrookii*. *Journal of Herpetology*. **41**: 154–157.
- Beebee T.J.C. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman and Hall, London, UK.
- Beebee T.J.C., Griffiths R.A. 2005. The amphibians decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* **125**: 271-285.

- Beja P., Alcazar R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* **114**: 317-326.
- Beja P., Bosch J., Tejedo M., Lizana M., Martínez-Solano I., Salvador A., García-París M., Recuero Gil E., Pérez-Mellado V., Díaz Paniagua C., Cheylan M., Marquez R., Geniez P. 2009. *Pelobates cultripes*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- Bender D.J., Contreras T.A., Fahrig L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**: 517-533.
- Berroneau M. 2014. Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. Association Cistude Nature, le Haillan, France, 256 p.
- Besnard A., Salles J-M. 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000, 62p.
- Biggs J., Ewald N., Valentini A., Gaboriaud C., Dejean T., Griffiths R.A., Foster J., Wilkinson J.W., Arnell A., Brotherton P., Willimas P., Dunn F. 2015. Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Biological Conservation* **183**: 19-28.
- Blanco-Moreno R., Campos-Sanchez J., Montes-Peralvarez P. 1998. Presencia de *Pelobates cultripes* en el macizo de la Sierra de abra (Parque Natural de las Sierras Subbéticas). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* **9**: 13-14.
- Blaustein A.R., Wake D.B. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Tree* **5**: 203-204.
- Blaustein A.R., Wake D.B., Sousa W.P. 1994. Amphibian declines: Judging stability, persistence and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* **8**: 60-71.
- Bosch J. 1991. Albinismo en *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) (Amphibia, Anura, Pelobatidae). *Revista Española de Herpetología* **5**: 101-103.
- Boulenger G.A. 1897. *The tailless batrachians of Europe*. Part I. Ray Society, London, England, 211p.
- Brady L., Griffiths R. 2000. Developmental responses to pond desiccation in tadpoles of the British anuran amphibians. *Journal of zoology London* **252** (1): 61-69.
- Brown J.K., Reinhardt E.D., Kramer K.A. 2003. Coarse woody debris: managing benefits and fire hazard in the recovering forest. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-105. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 16 p.
- Brown D.J., Street G.M., Nairn R.W., Forstner M.R.J. 2012. A place to call home: amphibians use of created and restored wetlands. *International journal of ecology* **2012**, 11p.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimation of Biological Populations*. Chapman and Hall, New York.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, New York.
- Busack S.D., Zug G.R. 1976. Observations on the tadpoles of *Pelobates cultripes* from Southern Spain. *Herpetologica* **32**: 130-137.

- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. 2nd edition Springer-Verlag, New York, USA.
- Calenge C. 2006. The package « adehabitat » for the R software : A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* **197**: 516-519.
- Calenge C. 2011. Exploratory analysis of the habitat selection by wildlife in R : the « adehabitatHS » Package, 60p
- Calenge C., Basille M. 2008. A general framework for the statistical exploration of the ecological niche. *Journal of Theoretical Biology* **252**: 674-685.
- Castanet J., Guyétant R. 1989. Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France. SHF, Paris, France.
- Caswell H. 2001. Matrix population models, construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 2nd edition.
- Cayuela H., Cheylan M., Joly P. 2011. The best of a harsh lot in a specialized species: breeding habitat use by the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) on rocky riverbanks. *Amphibia-Reptilia* **32**: 533-539.
- Cayuela H., Besnard A., Béchet A., Devictor V., Olivier A. 2012. Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshwater Biology* **57 (12)**: 2629 - 2640.
- Cayuela H., Besnard A., Bonnaire E., Perret H., Rivoalen J., Miaud C., Joly P. 2014. To breed or not to breed: past reproductive status and environmental cues drive current breeding decisions in a long-lived amphibian. *Oecologia* **176**: 107–116.
- Cei J.M., Crespo E.G. 1971. Remarks on some adaptative ecological trends of *Pelobates cultripes* from Portugal: Thermal requirement, rate of development and water regulation. *Arquivos do Museu Bocage*, 2 série, **3**: 9-36.
- Cheylan M., Poitevin F. 1998. Le Pélobate à couteaux (*Pelobates cultripes*) en zone littorale du Languedoc-Roussillon: statut et propositions pour une meilleure protection de l'espèce. Rapport DIREN, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, 44p.
- Comité Français UICN. 2005. La France et la biodiversité, Enjeux et responsabilités. Karibu éditions (2e édition).
- Conroy M.J., Carroll J.P. 2009. Quantitative conservation of vertebrates. Wiley-Blackwell, USA, 342p.
- Conroy M.J., Peterson J.T. 2013. Decision making in natural resource management, a structured adaptive approach. Wiley-Blackwell, USA, 456p.
- Cruz M.J., Rebelo R., Crespo E. G. 2006. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of southwestern Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* **29**: 329-338.
- Cruz M.J. 2008a. *Pelobates cultripes*. En Loureiro A., Ferrand de Almeida N., Carretero M.A., Paulo O.S. (Eds.). 2008. Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa, Portugal.
- Cruz M.J. 2008b. Impacts of an exotic species, the Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) on amphibian communities of Southwest Iberian Peninsula. Thesis, University of Lisboa, Portugal, 159p.
- Cruz M.J., Segurado P., Sousa M., Rebelo R. 2008. Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish *Procambarus clarkii*. *Herpetological Journal* **18**: 197-204.

- Cuvier G. 1817. Le Règne animal distribué d'après son organisation, pour servir de base à l'histoire naturelle des animaux et d'introduction à l'anatomie comparée (4 volumes). Belin A (Eds.), Paris, France.
- Davidson C., Shaffer H.B., Jennings M. R. 2002. Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. *Conservation Biology* **16**: 1588-1601.
- Davis J.C., Castleberry S.B., Kilgo J.C. 2010. Influence of coarse woody debris on herpetofaunal communities in upland pine stands of the southeastern Coastal Plain. *Forest Ecology and Management* **259**: 1111–1117
- Deacon N., White H., Hecht T. 1997. Isolation of the effective concentration of 2-phenoxyethanol for anaesthesia in the spotted grunter, *Pomadasys commersonnii*, and its effect on growth. *Aquarium Sciences and Conservation* **1**: 19-27.
- DeMaynadier P.G., Hunter M.L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* **3**: 230–261.
- Dereux J.M. 2001. Pour une histoire des zones humides en France (XVIIe – XIXe siècle), des paysages oubliés, une histoire à écrire. *Histoire et Société Rurales* **15**: 11 – 36.
- Díaz-Paniagua C., Gómez-Rodríguez C., Porthault A., de Vries W. 2005. Los anfibios de Doñana. *Naturaleza y parques nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, España, 181 p.*
- Dodd C.K. Jr. 1996. Use of terrestrial habitats by amphibians in the sandhill uplands of north-central Florida. *Alytes* **14**: 42-52.
- Duguet R., Melki F. 2003. Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection parthénope, Biotope, Mèze, France, 480p.
- Duriez O., Fritz H., Said S., Ferrand Y. 2005. Wintering behaviour and spatial ecology of Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* in western France. *Ibis* **147**: 519-532.
- Eggert C. 2000. Le déclin du Pélobate brun (*Pelobates fuscus*, amphibien anoure) : apport de la phylogéographie et de la dynamique de population à sa compréhension. Implications pour sa conservation. Thèse de doctorat, Université de Savoie, 186p.
- Eggert C. 2002. Use of fluorescent pigments and implantable transmitters to track a fossorial toad (*Pelobates fuscus*). *Herpetological Journal* **12**: 69-74.
- Ferrand de Almeida N., Ferrand de Almeida P., Gonçalves H., Sequeira F., Teixeira J., Ferrand de Almeida F. 2001. Guia FAPAS Anfíbios e Répteis de Portugal. FAPAS-Câmara Municipal de Porto, Porto, Portugal.
- Fox J., Weisberg S. 2011. *An R Companion to Applied Regression, Second Edition*, Sage Publication INC., California, USA.
- Freda J. 1986 The influence of acidic pond water on amphibians : a review. *Water air soil pollution* **30**: 439-450.
- Geniez P., Cheylan M. 2005. Reptiles et batraciens de France. Cd-rom Educagri éditions/CEP/EPHE/CEBA/Loke film, 2005.
- Gadow H. 1901. Amphibia and Reptiles. The Cambridge Natural History, Vol. 8. Macmillan, London, England, 668 p.
- García-París M., Montori A., Herrero P. 2004. Amphibia, Lissamphibia. *Fauna Ibérica*, Vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid, España, 640 p.
- Garner T.W.J., Walker S., Bosch J., Hyatt A.D., Cunningham A.A., Fisher M.C. 2005. *Chytrid fungus* in Europe. *Emerging Infectious Diseases* **11**: 1639-1641.

- Gasc J.P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M.E., Sofianidou T.S., Veith M., Zuiderwijk A. (eds) 1997. Atlas des amphibiens et des reptiles en Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris, France, 496p.
- Geniez P., Cheylan M. 2005. Reptiles et batraciens de France. Cd-rom Educagri éditions/CEP/EPHE/CEBA/Loke film, 2005.
- Geniez P., Cheylan M. 2012. Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes. Atlas biogéographique. Biotope, Mèze ; Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 448p.
- Gibbons J.W., Scott D.E., Ryan T.J., Buhlmann T.D., Tuberville B.S., Metts B.S., Greene J.L., Mills T., Leiden Y., Poppy S., Winne C.T. 2000. The global decline of reptiles and amphibians. *Bioscience* **50**: 653 - 666.
- Gómez-Mestre I., Keller C. 2003. Experimental assessment of turtle predation on larval anurans. *Copeia* **2003**: 349-356.
- Gomez-Mestre I., Kulkarni S., Buchholz D.R. 2013. Mechanisms and consequences of developmental acceleration in tadpoles responding to pond drying. *PLoS one* **8 (12)**: e84266. doi:10.1371/journal.pone.0084266.
- Gomez-Rodriguez C., Guisan A., Diaz-Paniagua C., Bustamante J. 2010. Application of detection probabilities to the design of amphibian monitoring programs in temporary ponds. *Annales Zoologici Fennici* **47 (5)**: 306-322.
- Gómez-Serrano M.A. 1994. Un nuevo caso de albinismo en *Pelobates cultripes*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* **5**: 36.
- González de la Vega J.P. 1988. Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva. ERTISA, Huelva, 237 p.
- Granger A. 1894. Faune herpétologique de la région du Sud-Ouest. Catalogue des Reptiles et Batraciens observés dans les départements de la Charente-Inférieure, de la Gironde, des Landes et des Basses-Pyrénées. *Revue des Sciences Naturelles Ouest de la France*, Paris, France, 9p.
- Greenberg C.H., Tanner G.W. 2005. Spatial and temporal ecology and eastern spadefoot toads on a Florida landscape. *Herpetologica* **61**: 20–28.
- Greenberg C.H., Goodrick S., Austin J.D., Parresol B.R. 2015. Hydroregime prediction models for ephemeral groundcater-driven sinkhole wetlands: a planning tool for climate change and amphibian conservation. *Wetlands* **35 (5)**: 899-911.
- Guyétant R. 1986. Les amphibiens de France. *Revue Française d'Aquariologie* **13**: 1-60.
- Hamer A.J., Mahony M.J. 2007. Life history of an endangered amphibian challenges the declining species paradigm. *Australian Journal of Zoology* **55 (2)**: 79-88.
- Hamon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**: 133-302.
- Hanski I. 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. The long term consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. *EMBO reports*, **6 (5)**: 388–392.
- Hanula J.L., Wade D.D. 2003. Influence of long-term dormant-season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* **175**: 163–184.
- Helfer V., Broquet T., Fumagalli L. 2012. Sex-specific estimates of dispersal show female philopatry and male dispersal in a promiscuous amphibian, the alpine salamander (*Salamandra atra*). *Molecular Ecology* **21 (19)**: 4706-4720.

- Hels T. 2002. Population dynamics in a danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus*. *Ecography* **25**: 303-313.
- Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek, L-A.C., Foster M.S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for Amphibians. Smithsonian institution press, Londres. 364 p.
- Hines J.E. 2006. PRESENCE2-Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D., Perrin N. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis : How to compute habitat-suitability maps without absence data ? *Ecology* **83**: 2027-2036.
- Hosmer D. W., Lemeshow S. 2000. Applied Logistic Regression, 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA, 373p.
- Hurlbert S.H. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs* **54 (2)**: 187-211.
- IUCN 2008. IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>.
- IUCN, MNHN 2008. Une espèce de reptiles et d'amphibiens sur cinq risquent de disparaître de France métropolitaine selon la Liste rouge des espèces menacées. Communiqué de presse du 26 mars 2008. Museum national d'Histoire naturelle, Comité français de l'IUCN et la Société Herpétologique de France, 7 p.
- Jakob C., Poizat G., Veith M., Seitz A., Crivelli A. J. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* **499**: 51-61.
- Janin A., Léna J-P., Ray N., Delacourt C., Allemand P., Joly P. 2009. Assessing landscape connectivity with calibrated cost-distance modelling: predicting common toad distribution in a context of spreading agriculture. *Journal of Applied Ecology* **46 (4)**: 833-841.
- Johnson J., Semlitsch R.D. 2003. Defining core habitat of local populations of the gray treefrog (*Hyla versicolor*) based on choice of oviposition site. *Oecologia* **137**: 205-210.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A., Grolet O. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* **15**: 239-248.
- Kendall W.L. 2001. Using models to facilitate complex decisions. Pp. 147-170. In Shenk T.M. and Franklin A.B. (Eds). *Modeling in Natural Ressouce Management*. Island Press, Washington, USA.
- Kendall W. L., Pollock K. H., Brownie C. 1995. A likelihood-based approach to capture–recapture estimation of demographic parameters under the robust design. *Biometrics* **51**: 293–308.
- Kendall W. L., Nichols J. D., Hines J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* **78**: 563–578.
- Kendall W.L., Nichols J.D. 2002. Estimating state-transition probabilities of unobservable states using capture-recapture/resighting data. *Ecology* **83 (12)**: 3276-3284.
- Kéry M. 2002. Inferring the absence of a species: a case study of snakes. *Journal of wildlife Management* **66**: 330 – 338.
- Kolozsvary M.B., Swihart R.K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1288-1299.

- Lapeyre G. 1907. Faune herpétologique des landes. Bulletin de Borda, 119p.
- Lataste F. 1876. Essai d'une faune herpétologique de la Gironde. Actes de la Société Linnéenne de Bordeaux: 196 – 544.
- Lebreton J.D., Pradel R. 2002. Multistate recapture models: modelling incomplete individual histories. Journal of Applied Statistics **29 (1-4)**: 353-369.
- Lebreton J.D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. Ecological Monographs **62**: 67-118.
- Leclair M.H., Leclair R.Jr., Gallant J. 2005. Application of skeletochronology to a population of *Pelobates cultripes* (Anura: Pelobatidae) from Portugal. Journal of Herpetology **39 (2)**: 199-207.
- Le Moigne C., Jailloux A. 2013. Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage. Talence, 48p.
- Linnaeus C. 1766. Systema naturae per regna tria naturae, tomus I (Regnum animale) pars 1. Caroli a Linné Editio duodecima reformata. Leiden, Suède.
- Lizana M. 1997. *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) Pp. 108-109 in Gasc J.P., Cabela A., Crnobrnja-Izailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martinez Rica J. P., Maurin H., Oliveira M. E., Sofianidou T. S., Veith M., Zuiderwijk A. (Eds.) 1997. Atlas of amphibiens and reptiles in Europe. MNHN, SHE, Paris, France, 496p.
- Lizana M.R., Marquez R., Martin-Sanchez R., 1994. Reproductive biology of *Pelobates cultripes* (Anura: Pelobatidae) in Central Spain. Journal of Herpetology **28**: 19-27.
- Loman J., Madsen T. 2010. Sex-ratio of breeding toads (*Bufo bufo*), influence of survival and skipped breeding. Amphibia-Reptilia **31**: 509-524.
- Longcore J., Pessier A.P., Nichols D.K. 1999. Batrachochytrium dendrobatidis gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. Mycologia **91**: 219-227.
- Maciel T.A., Junca F.A. 2009. Effects of temperature and volume of water on the growth and development of tadpoles of *Pleurodema diplolister* and *Rhinella granulosa* (Amphibia: Anura). Zoologia **26 (3)**: 413-418.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A., Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology **83 (8)**: 2248 – 2255.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knutson M.G., Franklin A.B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology **84**: 2200 – 2207.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Sutton N., Kawanishi K., Bailey L.L. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that detected imperfectly. Ecology **86**: 1101 – 1113.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.L., Hines J.E. 2006. Occupancy Estimation and Modelling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, San Diego, USA.
- Maglia A.M. 2003. Skeletal development of *Pelobates cultripes* and a comparison of the osteogenesis of pelobatid frogs (Anura: Pelobatidae). Scientific Papers of the Natural History Museum, University of Kansas **30**: 1-13.
- Maizeret C. 2005. Les Landes de Gascogne. Delachaux et Niestlé SA, Paris, 256 p.

- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., McDonald T.L., Erickson W.P. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies, 2nd edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 383p.
- Malkmus R. 1995. Die amphibien und reptilien Portugals, Madeiras und der Azoren. D. Neue Brehm-Büch, nr. 621. Westarp Wiss. Magdeburg, Portugal, 192 p.
- Marangoni F., Tejedo M., 2007. *Pelobates cultripes* (Iberian Spadefoot Toad). Maximum size. Herpetological Review **38**: 189-190.
- Martínez-Solano I. 2000. *Pelobates cultripes* (Iberian Spadefoot Toad). Predation. Herpetological Review **31**: 235.
- Martínez-Solano I., Bosch J. 2001. Peligro para los anfibios de las canteras madrileñas de Alpedrete. Quercus **188**: 54-55.
- Marsh D.M., Trenham P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. Conservation Biology **15**: 40-49.
- Maser C., Trappe J.M. 1984. The seen and unseen world of the fallen tree. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-164.
- Mazerolle M.J., Desrochers A., Rochefort L. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. Ecological Applications **15** (3): 824-834.
- Mazerolle M., Bailey L.L., Kendall W.L., Royle J.A., Converse S.J., Nichols J.D. 2007. Making great lepas forward: Accounting for detectability in herpetological field studies. Journal of Herpetology **41** (4): 672 - 689.
- McDiarmid R.W., Altig R. 1999. Tadpoles, the biology of anuran larvae. The University of Chicago Press, Chicago, 453p.
- McMinn J.W. (eds). 1993. Proceedings of the workshop on Coarse Woody Debris in Southern Forests: Effects on biodiversity. USDA Forest Service, University of Georgia, Athens, GA, 146p.
- Miaud C., Muratet J. 2004. Identifier les œufs et les larves des amphibiens de France. Inra Editions, France, 200p.
- Miaud C., Sanuy D., Avrillier J-N. 2000. Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. Amphibia-Reptilia **21**: 357-369.
- Millán J. 1996. Breve nota sobre orientación y regreso al cubil en *Pelobates cultripes*. Boletín de la Asociación Herpetológica Española **7**: 37.
- Muratet J. 2007. Identifier les Amphibiens de France métropolitaine, Guide de terrain. Ecodiv, France, 291p.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution **10**: 58-62.
- Nichols J.D. 1992. Capture-recapture models: using marked animals to study population dynamics. Bioscience **42**: 94-102.
- Nichols J.D., Bailey L.L., O'Connell A.F., Talancy N.W., Campbell Grant E.H., Gilbert A.T., Annand E.M., Husband T.P., Hines J.E. 2008. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. Journal of Applied Ecology **45**: 1321-1329.
- Olivier A., Barbaud C., Rosecchi E., Germain C., Cheylan M. 2010. Assessing spatial and temporal population dynamics of cryptic species: an exemple with the European pont turtle. Ecological Applications **20** (4): 993 - 1004.
- Olivier F., Wotherspoon S.J. 2006. Modelling habitat selection using presence-only data; Case study of a colonial hollow nesting bird, the snow petrel. Ecological Modelling **195** (3-4): 187-204.

- Ortiz M.E., Marco A., Saiz N., Lizana M. 2004. Impact of ammonium nitrate on growth and survival of six European amphibians. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **47 (2)**: 234-239.
- Ortiz-Santaliestra M., Marco A., Fernández M. J., Lizana M. 2006. Influence of developmental stage on sensitivity to ammonium nitrate of aquatic stages of amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* **25 (1)**: 105-111.
- Otis D.L., Burnham K.P., White G.C., Anderson D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* **62**.
- Owens A.K., Moseley K.R., McCay T.S., Castleberry S.B., Kilgo J.C., Ford W.M. 2008. Amphibian and reptile community response to coarse woody debris manipulations in upland loblolly pine (*Pinus taeda*) forests. *Forest Ecology and Management* **256**: 2078–2083.
- Paris M.G. 1985. Los Anfibios de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España, 287 p.
- Pellet J., Schmidt B. R. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* **123**: 27-35.
- Pellet J., Helfer V., Yannick G. 2007. Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* **28 (2)**: 287-294.
- Peres-Neto P.R., Jackson D.A., Somers K.M. 2005. How many principal components? Stopping rules for determining the number of non-trivial axes revisited. *Computational Statistics and Data Analysis* **49**: 974-997.
- Pérez-Santigosa N., Hidalgo-Vila J., Díaz-Paniagua C. 2003. Depredación y consumo de huevos de triton pigmeo, *Triturus pygmaeus*, en los medios acuáticos temporales de Doñana. *Revista Española de Herpetología* **17**: 11-19.
- Perret N., Joly P. 2002. Impacts of tattooing and pit-tagging on survival and fecundity in the Alpine newt (*Triturus alpestris*). *Herpetologica* **58**: 131–138.
- Perret N., Pradel R., Miaud C., Grolet O., Joly P. 2003. Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *Journal of Animal Ecology* **72**: 567-575.
- Petitot M., Manceau N., Geniez P., Besnard A. 2014. Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability: application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecology and Evolution* **4 (18)**: 3538 - 3549.
- Pollock K.H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management*, **46 (3)**: 752-757.
- Pollock K.H., Nichols J.D., Simons T.R., Farnsworth G.L., Bailey L.L., and Sauer J.R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* **13**: 105-119.
- Porej D., Hetherington T. E. 2005. Designing wetlands for amphibians: the importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. *Wetlands Ecology and Management* **13 (4)**: 445–455.
- Pradel R. 2005. Multievent: An extension of multistate capture-recapture models to uncertain states. *Biometrics* **61**: 442–447.
- Rannap R., Lohmus A., Briggs L. 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia* **634 (1)**: 87-95.
- Recuero E. 2010. Sapo de espuelas – *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829). En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

- Relyea R.A., Schoeppner N.M., Hoverman J. 2005. Pesticides and Amphibians: The importance of community context. *Ecological Applications* **15**: 1125-1134.
- Rodríguez-Jimenez A. 1988. Fenología de una comunidad de anfibios asociada a cursos fluviales temporales. Doñana, *Acta Vertebrata*, **15**: 29-43.
- Rodríguez C., Bécares E., Fernández-Aláez M., Fernández-Aláez C. 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions* **7**: 75-85.
- Royle J.A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* **60**: 108-115.
- Royle J.A., Nichols J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* **84** (3): 777-790.
- Royle J.A., Nichols J.D., Kery M. 2005. Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* **353**: 353-359.
- Salvador A., Carrascal L. M. 1990. Reproductive phenology and temporal patterns of male access in mediterranean anurans. *Journal of Herpetology* **24**: 438-441.
- Schmidt B.R. 2003. Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution and decline of amphibians. *Comptes Rendus Biologies* **326**: 119-124.
- Schmidt B.R., Schaub M., Anholt B.R. 2002. Why you should use capture-recapture methods when estimating survival and breeding probabilities: on bias, temporary emigration, overdispersion, and common toads. *Amphibia-Reptilia* **23**: 375-388.
- Schwarz C.J., Arnason A.N. 1996. A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics* **52**: 860-873.
- Semlitsch R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* **64**: 615-631.
- Semlitsch R.D., Bodie J.R. 2003. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology* **17** (5): 1219-1228.
- Sewell D., Beebee T.J., Griffiths R.A. 2010. Optimizing biodiversity assessments by volunteers: the application of occupancy modelling to large scale amphibian surveys. *Biological Conservation* **143**: 2102 - 2110.
- Shulse C.D., Semlitsch R.D., Trauth K.M., Willimas A.D. 2010. Influences of design and landscape placement parameters on amphibian abundance in constructed wetlands. *Wetlands* **30** (5): 915-928.
- Sike R.S., Gannon W.L. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* **92** (1): 235-253.
- Sillero N. 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. *Amphibia-Reptilia* **29**: 337-347.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology & Evolution* **2**: 65-79.
- Spiers A.G. 1999 - Review of international/continental wetland resources. In Finlayson & Spiers A. G. (eds), *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*, Supervising Scientist Report **144**: 63 - 104.

- Spight T.M. 1968. The water economy of salamanders: evaporative water loss. *Physiol. Zool.* **41**: 195–203.
- Spotila J.R., Berman E.N. 1976. Determination of skin resistance and the role of the skin in controlling water loss in amphibians and reptiles. *Comp. Biochem. Physiol.* **55 A**: 407–411.
- Stanley T.R., Burnham K.P. 1999. A closure test for time-specific capture–recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* **6**: 197–209.
- Stanley T.R., Richards J.D. 2011. CloseTest. USGS Fort Collins Science Center.
- Storfer A. 2003. Amphibian declines: future directions' *Diversity and Distributions* **9**: 151-163.
- Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A., Young B.E., Rodrigues A.S.L., Fischman D.L., Waller R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* **306**: 1783 - 1786.
- Stuart S.N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P., Young B.E. (eds.) 2008. *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Editions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.
- Talavera R. 1990. Evolucion de Pelobatidos y Peloditidos (Amphibia: Anura): morfologia y desarrollo del sistema esquelético. Unpubl. Ph.D. diss., Universidad Complutense de Madrid, Madrid, Spain.
- Tejedo M., Reques R. 2002. *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) Sapo de espuelas, pp. 94-96 in Pleguezuelos J.M., Marquez R., Lizana M. (Eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. AHE, Madrid, 587 p.
- Temple H.J., Cox N.A. 2009. *European Red List of Amphibians*. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 32 p.
- Thirion J.M. 2002. Statut passé et actuel du Pélobate cultripède *Pelobates cultripes* (Cuvier 1829) (Anura, Pelobatidae) sur la façade atlantique française. *Bulletin de la Société Herpétologique de France* **101**: 29-46.
- Thirion J.M. 2006. Le Pélobate cultripède *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) sur la façade atlantique française : chorologie, écologie et conservation. Diplôme d'EPHE, Université de Montpellier, France, 228p.
- Thomas D.L., Taylor E.J. 1990. Study Designs and test for comparing Resource Use and Availability. *Journal of Wildlife management* **70**: 324-336.
- Unger S.D., Burgmeier N.G., Williams R.N. 2012. Genetic markers reveal high pit tag retention rates in giant salamanders (*Cryptobranchus alleganiensis*). *Amphibia-Reptilia* **33**: 313-317.
- Wake D.B. 1998. Action on amphibians. *Trends Ecology Evolution* **13**: 379-380.
- Wells K.D. (Ed.) 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- White G.C., Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46** Supplement: 120-138.
- Williams B.K., Nichols J.D., Conroy M.J. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, California, USA, 1040p.
- Wilbur H. M. 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* **11**: 67-93.
- Wilson, E. 1992. *The diversity of life*. Allen Lane The Penguin Press. London.

Withey J.C., Bloxton T.D., Marzluff J.M. 2001. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: Radio tracking and animal populations (Eds. J.J. Millspaugh & J.M. Marzluff), pp. 45-69, Chapter 3. Academic Press, San Diego, California, USA.

Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* **16**: 446 – 453.

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Sciences de la Vie et de la Terre

Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripès*) en Aquitaine

PRIOL Pauline

soutenu le 27/11/2015 devant jury :

Résumé

La connaissance des paramètres démographiques clés d'une population constitue une étape préliminaire essentielle à la mise en place d'actions de gestion appropriées pour une protection efficace des espèces. C'est pourquoi un programme d'étude et de conservation, a été initié par l'association Cistude Nature entre 2009 et 2011 en partenariat avec l'Office National des Forêts, pour permettre l'acquisition d'informations sur une espèce d'amphibien rare et méconnue, le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripès*). Ce travail de recherche s'est concentré essentiellement sur les problématiques de détection de l'espèce, de distribution, de dynamique de populations et d'utilisation d'habitat. Son objectif principal était de mettre en évidence les paramètres environnementaux nécessaires à la présence et au maintien de ses populations. Pour ce faire, plusieurs approches ont été mises en place à différentes échelles du paysage. Une première consistait en des inventaires selon différentes méthodes de détection, elle permet de traiter parallèlement la sélection d'habitat en termes de milieu aquatique de reproduction; une seconde consistait en un suivi télémétrique afin de traiter la sélection d'habitat terrestre; et une troisième en un suivi par Capture-Marquage-Recapture afin de traiter de la démographie et la dynamique de population de cette espèce. Les résultats montrent une différence d'efficacité entre les méthodes de détection employées avec une efficacité plus importante des inventaires terrestres qu'aquatiques. Ils montrent également une préférence de l'espèce pour les zones terrestres ouvertes mais végétalisées, proches d'habitats aquatiques ensoleillés, peu pentus et de taille modérée pour la reproduction. Les individus, actifs toute l'année, sont plus mobiles au printemps où ils fréquentent tout type de milieux terrestres, plutôt buissonnants ou forestiers en comparaison à la saison hivernale, où ils restent plus à découvert, proche du site de reproduction. L'étude de population sur le site pilote du littoral girondin, a révélé, une population constituée de trois centaines d'individus, mâles pour les 2/3, à priori plutôt fermée aux échanges, présentant des migrations temporaires négligeables, un faible taux de capture ($p < 0,20$), plus élevé en mai, juin et novembre et un taux de survie relativement faible ($S=0,50$), plus élevé pour les mâles que les femelles. Cette étude souligne l'importance des milieux terrestres dans la protection des amphibiens et met en évidence la nécessité d'études démographiques à long terme pour orienter de façon appropriée la stratégie de conservation et d'aménagement des territoires.

Mots - clés : Pélobate cultripède, détection, sélection d'habitat, démographie, conservation

Abstract

Knowledge of key demographic parameters of a population is an essential preliminary step to the establishment of appropriate management measures for effective protection of the species. That's why a conservation program was founded by the association Cistude Nature between 2009 and 2011 in partnership with the National Office of Forest, to enable the acquisition of information on a rare and little known species of amphibian, the western spadefoot toad (*Pelobates cultripès*). This work has focused mainly on the issues of the species detection, distribution, population dynamics and habitat use. Its main objective was to highlight the environmental parameters required for the presence and the maintenance of its populations. To this end, several approaches have been implemented at different scales of landscape. First, inventory consisted in using different methods of detection and deal in parallel with aquatic breeding habitat selection; a second approach consisted in a radio-tracking monitoring to address terrestrial habitat selection; and a third one consisted in a Capture-Recapture monitoring to address demography and population dynamics. Results show difference in efficiency between the different detection methods employed, with a higher effectiveness for terrestrial inventories. They also show that the species prefer terrestrial open vegetated sites, closed to sunny aquatic habitats with little slope for reproduction. Individuals, active throughout the year, are more mobile in spring when they attend any type of terrestrial habitats rather bushy or forestry than in winter when they remain more exposed near the breeding site. The study on pilot Gironde coast site hosted a population of three hundred individuals, for 2/3 males, presumably closed to exchange with negligible temporary migration, with a low capture probability ($p < 0,20$), higher in May, June and November, and a relatively low survival rate ($S = 0,50$), higher for males than females. This study emphasizes on the importance of terrestrial habitats in amphibian protection and underlines the importance of long term demography studies to appropriately adjust efficient conservation strategies.

Key - words : Pélobate cultripède, detection, habitat selection, demography, conservation