

Pélobate cultripède - Photo: Nicolas Fuentó.

La vallée du Calavon-Coulon dans le Vaucluse : un territoire à fort enjeu pour la conservation du Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes*)

Julien RENET¹, Elfie LOUBINOUX², Muriel KREBS², Félix THIRION³, Pauline PRIOL⁴, William TRAVERS³,
Florence MÉNÉTRIER³, Julien BAUDAT-FRANCESCHI², Jérôme BRICHARD²

RÉSUMÉ

Entre 2019 et 2021, une étude réalisée sur le bassin versant médian du Calavon-Coulon a eu pour objectif d'établir une stratégie de préservation et de restauration des mares tout en améliorant leur connectivité. Espèce en danger d'extinction en Provence-Alpes-Côte d'Azur, le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes*) a été identifié comme l'espèce porte-drapeau de la communauté des amphibiens au sein de ce réseau de mares. Une évaluation de la distribution de cette espèce et de son succès de reproduction a été réalisée sur l'ensemble du territoire. La pertinence de rétablir la connectivité entre les mares a été évaluée en analysant le domaine vital et les déplacements du Pélobate cultripède. De plus, la « favorabilité » des mares a été évaluée à l'aide d'une approche par *scoring* appelée IECMA (Indicateur d'Etat de Conservation des Mares à Amphibiens). Les résultats de l'étude ont confirmé la présence du Pélobate cultripède dans 17 mares, dont 16 avec des indices de reproduction. L'analyse des déplacements a révélé une grande variabilité individuelle, avec des domaines vitaux pouvant atteindre plus de 4 hectares. L'analyse de la favorabilité globale des mares a montré que 69% des mares évaluées (136 au total) sont suboptimales pour les amphibiens, et 22% sont totalement défavorables. Les critères IECMA ont révélé que les mares présentent un faible recouvrement de la végétation hydrophyte, une mauvaise qualité de l'eau et sont situées à proximité d'un réseau routier, augmentant ainsi le risque de collision avec les amphibiens. Les caractéristiques écologiques des mares abritant le Pélobate cultripède sont peu optimales. Plus de 20% d'entre elles sont considérées comme défavorables.

Le bassin versant médian du Calavon-Coulon joue un rôle clé dans la conservation du Pélobate cultripède dans le Vaucluse et plus largement en Provence-Alpes-Côte d'Azur. Il apparaît essentiel et urgent d'établir un programme de conservation régional pour contrer les facteurs de déclin et assurer la survie de cette espèce patrimoniale.

Mots-clés : Pélobate cultripède, amphibien, pattern de déplacement, IECMA, mares, conservation, restauration, connectivité.

TITLE

The Calavon-Coulon valley (Vaucluse, Provence-Alpes-Côte d'Azur Region, France): A territory with a high conservation value for the Western Spadefoot Toad Pelobates cultripes.

ABSTRACT

*Between 2019 and 2021, a study conducted in the middle watershed of the Calavon-Coulon aimed to establish a strategy for the preservation and restoration of ponds while improving their connectivity. The Western Spadefoot Toad (*Pelobates cultripes*), an endangered species in the Provence-Alpes-Côte d'Azur, was identified as the flagship species for the amphibian community within this network of ponds. An assessment of the distribution of this species and its reproductive success was carried out across the entire territory. The relevance of restoring connectivity between the ponds was evaluated by analyzing the home range and movements of the Western Spadefoot Toad. Additionally, the « favorability » of the ponds was assessed using a scoring approach called IECMA (Indicateur d'Etat de Conservation des Mares à Amphibiens). The study results confirmed the presence of the Western Spadefoot Toad in 17 ponds, 16 of which showed signs of reproduction. The analysis of movements revealed significant individual variability, with home ranges reaching over 4 hectares. The overall favorability analysis of the ponds showed that 69% of the evaluated ponds (136 in total) are suboptimal for amphibians, and 22% are entirely unfavorable. IECMA criteria revealed that the ponds have low coverage of hydrophytic vegetation, poor water quality, and are located near a road network, increasing the risk of amphibian collisions. The ecological characteristics of ponds housing the Western Spadefoot Toad are suboptimal, with over 20% considered unfavorable. The middle Calavon-Coulon watershed plays a key role in the conservation of the Western Spadefoot Toad in Vaucluse and more broadly in the Provence-Alpes-Côte d'Azur region. It appears essential and urgent to establish a regional conservation program to counteract the factors contributing to the decline and ensure the survival of this heritage species.*

Keywords : *Western Spadefoot Toad, Amphibian, movement pattern, IECMA, ponds, conservation, restoration, connectivity.*

1. Fauna studium, consulting scientifique, F-04200 Sisteron

2. Parc naturel régional du Luberon, 60 place Jean Jaurès, F-84400 Apt – Auteur correspondant : Jérôme Brichard : jerome.brichard@parcduluberon.fr

3. Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, Pôle Vaucluse, 382 ZA Camp Bernard, F-84110 Sablet

4. StatiPop, consulting scientifique, F-34190 Cazilhac

INTRODUCTION

Les pressions humaines exercées sur la biodiversité sont aujourd'hui sans précédent. Cette érosion massive de la biodiversité a engendré en quelques décennies le déclin spectaculaire de nombreuses espèces de vertébrés à travers le monde (Ceballos *et al.*, 2017).

Les amphibiens font partie des vertébrés les plus touchés par cette « crise de la biodiversité » (Stuart *et al.*, 2004) avec un taux d'extinction plus de 200 fois supérieur à des phases classiques d'extinction (Mc Callum, 2007). L'approche multifactorielle est aujourd'hui privilégiée pour appréhender les processus généralisés de déclin des amphibiens (Storfer, 2003). Le développement, la survie, et la reproduction des amphibiens sont affectés par les effets combinés de différentes menaces comme la destruction et la fragmentation des zones humides, les pollutions chimiques, l'émergence d'agents pathogènes et les changements climatiques (Alford & Richards, 1999; Pounds, 2001; Beebe & Griffiths, 2005; Cushman, 2006).

Le Comité français de l'UICN estime qu'une espèce d'amphibiens sur cinq risque de disparaître de France métropolitaine (UICN France, MNHN *et al.*, 2015). Certaines espèces bénéficient aujourd'hui de programmes de conservation à portée nationale (Plans nationaux d'actions). C'est le cas pour trois espèces d'amphibiens, le Sonneur à ventre jaune *Bombina variegata*, le Pélobate brun *Pelobates fuscus* et le Crapaud vert *Bufo viridis*. En revanche, plusieurs espèces particulièrement menacées d'extinction ne bénéficient d'aucune mesure de conservation à large échelle. C'est notamment le cas du Pélobate cultripède *Pelobates cultripès* malgré son classement dans la catégorie des espèces « vulnérables » (cat. VU) au niveau national (UICN France, MNHN *et al.*, 2015) et « en danger d'extinction » (cat. EN) voire « en danger critique d'extinction » (cat. CR) dans toutes les régions où son occurrence est signalée (Le Moigne & Jailloux, 2013; Barthe, 2014; LPO Rhône-Alpes, 2015; Boissinot & Roques, 2016; Marchand *et al.*, 2017). Le Pélobate cultripède est un crapaud « fouisseur » d'origine ibérique (Fito *et al.*, 2011) présentant une aire de répartition mondiale restreinte qui s'étend de la Péninsule ibérique jusque sur les franges atlantiques et méditerranéennes françaises (Lescure & de Massary, 2012; Gasc *et al.*, 2004). Sa

limite Est de répartition mondiale est située en Provence-Alpes-Côte d'Azur, où cette espèce est présente uniquement dans les départements de Vaucluse, des Bouches-du-Rhône et du Var. Les populations sont considérées comme étant dans un état de conservation critique principalement en raison d'une forte artificialisation des sols qui réduit, voire élimine, la connectivité entre les sites de reproduction.

La disparition de plusieurs populations a d'ailleurs été constatée dans les Alpilles (Lac de Saint-Rémy-de-Provence et Sablières du Grand Vallon) (Peyre, 2000; Frachon-Dugas, 2008), dans les environs d'Aix-en-Provence, Gardanne, Martigues, Marseille (Réguis, 1882; Heron-Royer, 1886; Mourgue, 1910) et dans les marais des Estagnets (presqu'île de Giens, Var) (Knoepffler, 1960) où cette espèce était historiquement présente. D'autres populations doivent actuellement faire face à des impacts qui affectent à la fois les habitats aquatiques de reproduction (présence d'espèces allochtones, salinisation) et les habitats terrestres (artificialisation des sols) comme c'est le cas pour le principal noyau de populations camarguais situé dans la zone industrialoportuaire du grand port maritime de Marseille (Rivière *et al.*, 2019).

Dans le département de Vaucluse, il a été constaté en l'espace de 35 ans une perte de 50% des stations d'observation (Durand, 2015). Ce déclin a eu pour effet d'isoler les noyaux de populations, d'affecter probablement leur dynamique démographique et génétique et ainsi d'augmenter le risque d'extinction locale (Frankham, 2005; Selwood *et al.*, 2015). Malgré ce constat préoccupant, le Vaucluse est toujours considéré comme un bastion régional pour le Pélobate cultripède avec 33 mares de présence avérée (Silene Faune⁵). En revanche, la priorisation des entités géographiques départementales représentant un enjeu pour la conservation du Pélobate cultripède n'a pour le moment pas été réalisée.

Entre 2019 et 2021, le Parc naturel régional du Luberon (PNRL) et le Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CenPaca) ont porté un programme d'étude en faveur de la préservation/restauration des mares et réseaux de mares de la trame turquoise⁶ du bassin versant du Calavon.

5. Silene est la plateforme régionale en Provence-Alpes-Côte d'Azur du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP). Les données qu'elle contient sont consultables sur le site <https://silene.eu/>

6. La trame turquoise constitue un sous-ensemble opérationnel à l'interface des trames verte et bleue. Ce concept technique a été créé pour définir l'espace fonctionnel nécessaire au développement de la biodiversité aquatique et humide.

Le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*) a été choisi comme espèce porte-drapeau pour définir une stratégie de préservation/restauration des mares et le maintien/rétablissement de la circulation des espèces d'amphibiens au sein de ce réseau. L'élaboration de cette stratégie s'est appuyée sur une analyse préliminaire de l'état de conservation des mares à dire d'expert qui s'est basée sur les données descriptives de l'inventaire « mares » du PNR du Luberon.

Dans cette étude, nous avons en premier lieu évalué la présence et le succès de la reproduction du Pélobate cultripède au sein des mares historiques et nouvellement identifiées sur le territoire cible. Nous avons également estimé le domaine vital et les déplacements de cette espèce sur deux sites distincts afin d'évaluer la pertinence d'un rétablissement de la connectivité inter-sites. Concomitamment, la « favorabilité » des mares pour les amphibiens a été évaluée à partir d'une approche par « *scoring* » standardisée de manière à compléter et améliorer le niveau de fiabilité de l'évaluation initiale. Cette approche a permis la mise en relation des résultats de l'analyse de favorabilité des mares avec les sites de présence avérés (ultérieurement et durant cette étude) du Pélobate cultripède afin d'évaluer l'état de conservation et le contexte des mares occupées par cette espèce menacée.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

La vallée du Calavon draine un bassin versant de 1 000 km² qui concerne 40 communes réparties entre le département de Vaucluse et celui des Alpes-de-Haute-Provence. Le climat typiquement méditerranéen est caractérisé par une période de sécheresse estivale et des hivers plutôt secs et doux (5 °C en janvier à 25 °C en août de température moyenne annuelle). Les automnes et les printemps sont généralement humides (600 à 900 mm de précipitations moyennes par an) (PNRL, 2020).

Le réseau hydrographique du Calavon naît au pied de la montagne de Lure vers 1 370 m d'altitude pour finir sa course 100 km plus loin dans la Durance. Le réseau d'affluents est représenté par de nombreux cours d'eau intermittents qui descendent du versant nord du massif du Luberon et du contrefort sud des monts de Vaucluse pour rejoindre les principales plaines alluviales (Calavon,

Encreme, Doa, Urbane, Imergue, Riaille de Bonnieux). Outre l'action directe du climat, l'hydrologie est fortement influencée par la géologie du bassin versant. En effet, 40% de sa superficie est constitué d'un système karstique qui alimente Fontaine de Vaucluse, et ne participe donc pas aux écoulements de surface du bassin (sauf lorsque le karst est saturé d'eau ce qui génère souvent des crues).

L'occupation du sol est dominée à 62% par des espaces naturels et semi-naturels localisés principalement sur les reliefs (monts de Vaucluse et Luberon). La vallée du Calavon et ses abords sont à l'inverse marqués par l'empreinte humaine avec des territoires agricoles (vignes, vergers, prairies, céréales...) et des espaces artificialisés (tissus urbains et réseaux routiers) représentant respectivement 30% et 8% de la superficie du bassin versant. Les principales agglomérations sont Apt et Cavaillon qui concentrent 50% de la population totale du bassin estimée en 2020 à 75 038 habitants (INSEE, 2020).

Le référentiel « Espace Humide de Référence » (Chambaud & Bouscary, 2022), permettant d'identifier les zones de circulation et de stockage d'eau concourant à la présence d'une zone humide effective ou potentielle, met en évidence sur le bassin versant du Calavon que 10,6% de cet espace a subi entre 2019-2020 des pressions d'artificialisation et 25,6% des pressions agricoles.

Près de 350 zones humides effectives ont été identifiées sur le territoire à l'issue de différentes phases d'inventaire (Niel, 2005 ; Landru, 2010 ; Favre-Réguillon & Landru, 2019). Trois quarts d'entre elles sont des zones humides ponctuelles de type « mare », toutes d'origine anthropique (irrigation, abreuvoir, carrière), situées en bordure de cours d'eau, en plaine agricole ou sur les secteurs ocres du Pays d'Apt.

Évaluation de l'occurrence du Pélobate cultripède, de sa reproduction et de l'intérêt de la vallée du Calavon-Coulon pour la conservation de l'espèce

L'analyse de la distribution actuelle du Pélobate cultripède dans la vallée du Calavon a été réalisée à partir des données chorologiques centralisées au sein du Système d'information territorial (SIT) <https://geo.pnrsud.fr/>. Le SIT est un dispositif mutualisé des parcs naturels régio-

naux de Provence-Alpes-Côte d'Azur sous la forme d'un portail cartographique qui rassemble les données produites par les territoires et leurs partenaires. Cet outil inclut la connaissance la plus exhaustive actuellement disponible sur le territoire concerné, car il centralise à la fois les données publiées dans la littérature et s'alimente régulièrement par les observations des naturalistes locaux et des techniciens des PNR.

Seules les mares mentionnant la présence du Pélobate cultripède après 2000 ont été considérées (annexe 2). Une mare est considérée comme occupée par l'espèce lorsqu'au moins un individu ou une preuve de reproduction (ponte, larve) a été observée. Les observations antérieures étaient mal géoréférencées, peu fiables ou concernaient des stations disparues. Vingt mares de présence avérée ont donc été retenues.

Afin d'évaluer la présence effective et la reproduction du Pélobate cultripède sur les mares historiques sélectionnées, la recherche de larves et de pontes a été réalisée à raison d'un passage par mare durant les printemps (mai à juin) 2019 et 2020. Ces prospections ont nécessité l'utilisation de troubleaux et de nasses Ortmann (Drechsler *et al.*, 2010) sur les mares les moins accessibles. Concomitamment à ces prospections, des recherches ciblées sur 24 mares supplémentaires ont été engagées. Ces mares ont été sélectionnées à partir d'un « buffer » d'un kilomètre de rayon projeté autour des 20 mares de présence historique.

La compilation des mares de reproduction identifiées dans le Vaucluse a permis d'évaluer la contribution de la vallée du Calavon au regard de l'ensemble de sites vauclusiens. Les données collectées ont été obtenues à partir des travaux de Durand (2015) et de Silène Expert version 2.10.0.dev0 (<https://expert.silene.eu/#/>).

Évaluation des patterns spatiaux et du potentiel de déplacement du Pélobate cultripède

Le potentiel exploratoire et de déplacement du Pélobate cultripède a été évalué sur le site du Plan localisé sur la commune d'Oppède et le site des Tours sur la commune de Goult. Le premier, d'une superficie de 14,5 ha se caractérise par une ancienne gravière alimentée par des eaux de pluie et des remontées de la nappe phréatique. Le paysage environnant se compose de cultures de vignes

exploitées et en friches ainsi que de lavandes sur un sol meuble. Le second site couvre environ 21 ha en bordure du Calavon et se compose d'une ripisylve, d'un réseau de 6 mares d'origine artificielle, de pelouses sèches et de parcelles en maraîchage.

Entre 2019 et 2021, les populations établies sur ces deux sites ont fait l'objet d'un suivi par Capture-Marquage-Recapture (CMR). Les individus détectés ont tous été marqués et identifiés à l'aide de transpondeurs (PIT-tags RFID) de 1,4 × 9 mm (standard, 134,2 kHz; Biolog-ID SAS). Chaque PIT-tags comporte un code unique. Le poids des PIT-tags était de 0,03 g, représentant 0,09% (intervalle 0,04-0,60%) de la masse corporelle moyenne des individus. Les PIT-tags ont été insérés avec des aiguilles stériles à usage unique sous la peau de la face interne de la cuisse vers l'extérieur le long du fémur pour éviter les organes vitaux. Cette technique s'est avérée très fiable et sans incidence sur la condition corporelle des individus après le marquage (Renet *et al.*, 2021). Chaque individu capturé a été identifié systématiquement à l'aide d'un lecteur RFID RS100 V8 (Biolog-ID SAS, Bernay, France) puis géolocalisé à l'aide d'un GPS Garmin Etrex 20x (précision 5 m).

Les analyses spatiales ont été réalisées à partir du cumul des localisations GPS obtenues pour chaque individu sur toute la durée du suivi.

Les patterns spatiaux ont été calculés à l'aide de la méthode « Autocorrelated Kernel Density Estimation » (AKDE) (Fleming *et al.*, 2015). Cette méthode est basée sur la modélisation des mouvements en temps continu. Elle s'avère plus fiable que le polygone convexe minimum traditionnel (MCP) et l'estimation de la densité du noyau (KDE). En effet, les MCP et les KDE n'abordent pas correctement l'interdépendance des points contrairement aux AKDE (Fleming *et al.*, 2015). En outre, les AKDE sont robustes face à une faible standardisation des données (par exemple l'irrégularité de l'échantillonnage) et une faible taille d'échantillon (Fleming & Calabrese, 2019; Averill-Murray *et al.*, 2020). Il est nécessaire toutefois d'obtenir un nombre de géolocalisations par individu suffisamment élevé (≥ 15 localisations GPS) pour appliquer l'analyse. Ainsi, l'analyse a été possible pour un mâle et deux femelles adultes sur le site des Tours et quatre femelles adultes sur le site du Plan soit pour sept individus au total.

À l'aide du package *ctmm* (Fleming & Calabrese, 2019), les domaines vitaux à 95% et la zone centrale à 50% des individus ont été calculés. La zone centrale représente la partie du domaine vital la plus fréquemment occupée (c'est-à-dire un pattern de points groupés) (Powell *et al.*, 1997). Du fait du plan d'échantillonnage irrégulier et de la faible taille de l'échantillon, des corrections ont été effectuées à l'aide des méthodes *pHREML* (perturbative Hybrid Residual Maximum Likelihood estimation) et *wAKDEc* (weighted AKDE) en suivant les instructions proposées par Silva *et al.* (2021). La méthode *pHREML* vise à atténuer les biais liés à la faible taille d'échantillon tandis que la correction *wAKDEc* a été utilisée pour corriger les irrégularités dans la conception de l'échantillonnage (par exemple l'irrégularité dans la fréquence d'échantillonnage) (Fleming & Calabrese, 2019; Silva *et al.*, 2021).

Afin d'évaluer le déplacement du Pélobate cultripède, les distances maximales parcourues ont été calculées pour 201 individus recapturés au moins une fois soit 87 femelles et 58 mâles sur le site du Plan et 36 femelles et 20 mâles sur le site des Tours. En raison de la non-normalité des données, un test non paramétrique de Wilcoxon a été appliqué pour comparer les distances parcourues par les mâles et les femelles au sein de chaque site.

Les analyses ont été réalisées sur QGIS version 3.16.9 et R version 3.5.2 (R Core Team, 2019).

Évaluation de la favorabilité des mares pour les amphibiens dans la vallée du Calavon-Coulon

Cette évaluation a été établie à partir du protocole « Indicateur d'état de conservation des mares à amphibiens » (IECMA) élaboré dans le but d'évaluer la capacité d'une pièce d'eau à accueillir les amphibiens (Maillet *et al.*, 2017).

Ce protocole a été adapté au contexte méditerranéen des mares du bassin versant du Calavon. Il exploite les informations descriptives de la base de données « mares » du SIT ainsi que les jeux de données pertinents, homogènes et robustes pour les calculs par traitement SIG de certains critères. L'interface inclut des tables attributaires associées à des couches cartographiques qui font apparaître, pour la base de données « mares », l'ensemble des caractéristiques

des habitats aquatiques, terrestres et du cortège d'espèces d'amphibiens associées.

Les critères du protocole IECMA ont été choisis et définis en fonction de leur favorabilité pour l'ensemble des espèces d'amphibiens présentes sur le territoire du Calavon. L'évaluation a par ailleurs distingué deux indicateurs qui se complètent l'un l'autre (tableau 1) :

- L'indicateur de l'état de conservation de la mare (ECM) constitué de 9 critères (maximum de 45 points),
- L'indicateur de favorabilité du contexte local (FCL) de la mare constitué de 6 critères (maximum de 30 points).

En effet, une mare en bon état de conservation peut se situer dans un contexte dégradé lié à une forte pression agricole et/ou d'artificialisation des sols, laissant peu de place aux habitats terrestres pour les amphibiens (zone d'hivernage, d'alimentation, de déplacement). À l'inverse, une mare dégradée ou peu favorable à la reproduction des espèces (par ex. présence de poissons, substrat artificiel, absence de végétation aquatique) peut se situer dans un contexte optimal.

Chaque indicateur est constitué de critères (tableau 1, annexe 1) composés de seuils d'appréciation permettant une notation en trois paliers : favorable optimal = 5 points, favorable non optimal = 2 points et défavorable = zéro point. La prise en compte des deux indicateurs permet une évaluation de la favorabilité globale des mares pour les amphibiens (FGA). La formule de calcul s'établit comme suit : $FGA = \text{Score ECM} * 50/45 + \text{FC} * 50/30$

On obtient une note ramenée sur 100 où chacun des indicateurs pèse pour 50% de la note finale.

Seules les mares présentant des informations nécessaires au calcul des points de chaque critère IECMA (ECM + FCL) ont été évaluées pour obtenir le score final de la FGA. Cette évaluation concerne donc un total de 136 mares sur les 267 mares centralisées au sein du SIT.

Une analyse IECMA de l'ECM, de la FCL et de la FGA a également été ciblée sur les mares dans lesquelles la présence du Pélobate cultripède a été constatée après 2000 et dans le cadre de la présente étude.

Tableau 1 :
Caractéristiques des 15 critères IECMA retenus pour évaluer la favorabilité globale des mares pour les amphibiens
dans la vallée du Calavon-Coulon

Classes de favorabilité	Favorable optimal (5 pt)	Favorable non optimal (2 pt)	Défavorable (0 pt)
Indicateurs de l'état de conservation des mares			
1 - Amplitude des assecs	À sec exceptionnel / À sec tardif	Toujours en eau	À sec précoce
2 - Qualité de l'eau	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
3 - Profondeur (P en m)	1 à 1,5 m ou 1,5 à 2 m	0,5 à 1 m ou supérieur à 2 m	Inférieur à 0,5 m
4 - Éclairement	Bon (Zone ouverte)	Moyen (Peu ombragé)	Médiocre (Très ombragé)
5 - Nature du fond	Terrain naturel (argileux, sablo-argileux, sableux, alluvionnaire, graveleux, rocheux, vaseux)	-	Artificiel (béton, bâche plastique)
6 - Profil de berges	Bon (Douce - Progressive)	Moyen (Mixte)	Mauvais (Verticale - Abrupte)
7 - Recouvrement en héliophytes	Moyen (25 à 50%)	Abondante (50 à 75%) ou peu à absent (<25%)	Très abondante (>75%)
8 - Recouvrement en hydrophytes	Très abondante (>75%) ou abondante (50 à 75%)	Moyen (25 à 50%)	Peu à pas (<25%)
9 - Poissons	Absence	-	Avérée ou Probable
Indicateurs de la favorabilité du contexte local pour la communauté d'amphibiens			
10 - Contexte immédiat	Mare alluviale / Mare de prairie, lande ou friche / Mare de massif ocreux	Mare agricole / Mare de garrigue et maquis / Mare de forêt	Mare urbaine ou semi-urbaine
11 - Distance avec la mare la plus proche	≤ 250 m	entre 250 m et 500 m	> 500 m
12 - Nb de mares à moins de 500 m	≥ 2	1	0
13 - Distance avec un site d'hivernage potentiel	Site d'hivernage situé entre 0 et 500 m	Site d'hivernage situé entre 500 m et 1000 m	Site d'hivernage situé à plus de 1000 m
14 - Contiguïté d'un corridor linéaire	Corridor écologique linéaire à moins de 100 m	Corridor écologique linéaire situé à une distance comprise entre 100 m et 300 m	Corridor écologique linéaire situé à une distance supérieure à 300 m
15 - Zone potentielle d'écrasement d'amphibiens (à moins de 250 m)	Pas de route ou non bitumée	Route bitumée « communale »	Route départementale ou nationale

RÉSULTATS

Occurrence du Pélobate cultripède et évaluation de la reproduction entre 2019 et 2020 dans la vallée du Calavon-Coulon

Sur les 20 mares historiques retenues, le contrôle de la présence de l'espèce a été réalisé sur seulement 18 mares car l'accès à deux mares n'a pas été autorisé. Sur les 18 mares échantillonnées, la présence de l'espèce a été révélée sur 13 d'entre elles, toutes avec des indices de reproduction (observations de larves) (figure 1).

Sur les 24 mares identifiées dans un buffer d'un kilomètre autour des mares historiques, quatre se sont révélées positives. Il s'agit :

- d'une mare identifiée sous le code 84PNRL065 « Mare du ravin de la Coquillade n° 2 » (commune de Gargas) qui est en réalité une mare de présence historique découverte le 6 avril 1986 par Pierre Henry. Cette mare de présence n'était pas mentionnée comme telle dans le SIT,
- d'une mare identifiée sous le code 84PNRL115 « les Pèbres » (commune de Goult),
- d'une mare identifiée sous le code 84PNRL103 « Mare Les Tours 1 » (commune de Goult),
- d'une mare identifiée sous le code 84PNRL102 « Mare de Barasse » (commune de Goult).

La redécouverte d'une mare et la découverte de trois mares de présence avérée portent à 17 le nombre de mares abritant le Pélobate cultripède entre 2019 et 2020.

Sur un total de 44 mares échantillonnées entre 2019 et 2020, la reproduction du Pélobate cultripède a été confirmée sur seulement 16 d'entre elles (figure 1. annexe 2).

Sur les 33 mares de présence avérée dans le Vaucluse, la vallée du Calavon en abrite au moins 17 (avérée par la présente étude) soit 51,5% des mares connues. Si l'on considère l'ensemble des mares connues postérieures à 2000, soit 24 mares de présence, cette représentation de la vallée du Calavon par rapport au reste du département s'élève à 72,7%.

Évaluation des patterns spatiaux et des déplacements du Pélobate cultripède

Estimation des domaines vitaux sur les sites du Plan et des Tours

Sur le site du Plan, l'estimation des domaines vitaux indique une forte variabilité avec des AKDE à 95% allant de 500 m² à 15 654 m². Pour les quatre femelles retenues, le domaine vital moyen est de 6 185,57 m². Pour les AKDE à 95%, l'IC le plus bas est de 239 m² et le plus haut de 30 748 m² (tableau 2).

Comme sur le site du Plan, les AKDE estimés à 95% sur le site des Tours indiquent une forte variabilité avec des domaines vitaux allant de 860 m² pour un mâle à 46 194 m² pour une femelle. Le domaine vital moyen pour ce site est de 20 170,73 m².

La moyenne des domaines vitaux (AKDE à 95%) est de 12 779,21 m² pour l'ensemble des individus (tableau 2).

Distances maximales parcourues sur les sites du Plan et des Tours

Sur le site du Plan, les distances maximales effectuées par les femelles sont significativement plus importantes que celles des mâles avec une moyenne de 70 mètres ($W = 3020$, $p\text{-value} = 0,045097$). Néanmoins, la distance la plus élevée a été effectuée par un mâle avec un déplacement de 385 mètres (tableau 3).

Sur le site des Tours, les distances maximales parcourues ne sont pas significativement différentes entre les mâles et les femelles ($W = 366$, $p\text{-value} = 0,925$). Les distances maximales parcourues sont en moyenne de 74,37 m pour les femelles et 44,24 m pour les mâles. La distance maximale parcourue a été effectuée par une femelle avec 700,25 m (tableau 3).

7. W est la somme des rangs attribués aux différences absolues entre les données appariées.

p-value : La valeur p est une mesure de la force de la preuve contre l'hypothèse nulle. Si la valeur de p est supérieure à 0,05 alors il n'y a pas suffisamment de preuves pour rejeter l'hypothèse nulle.

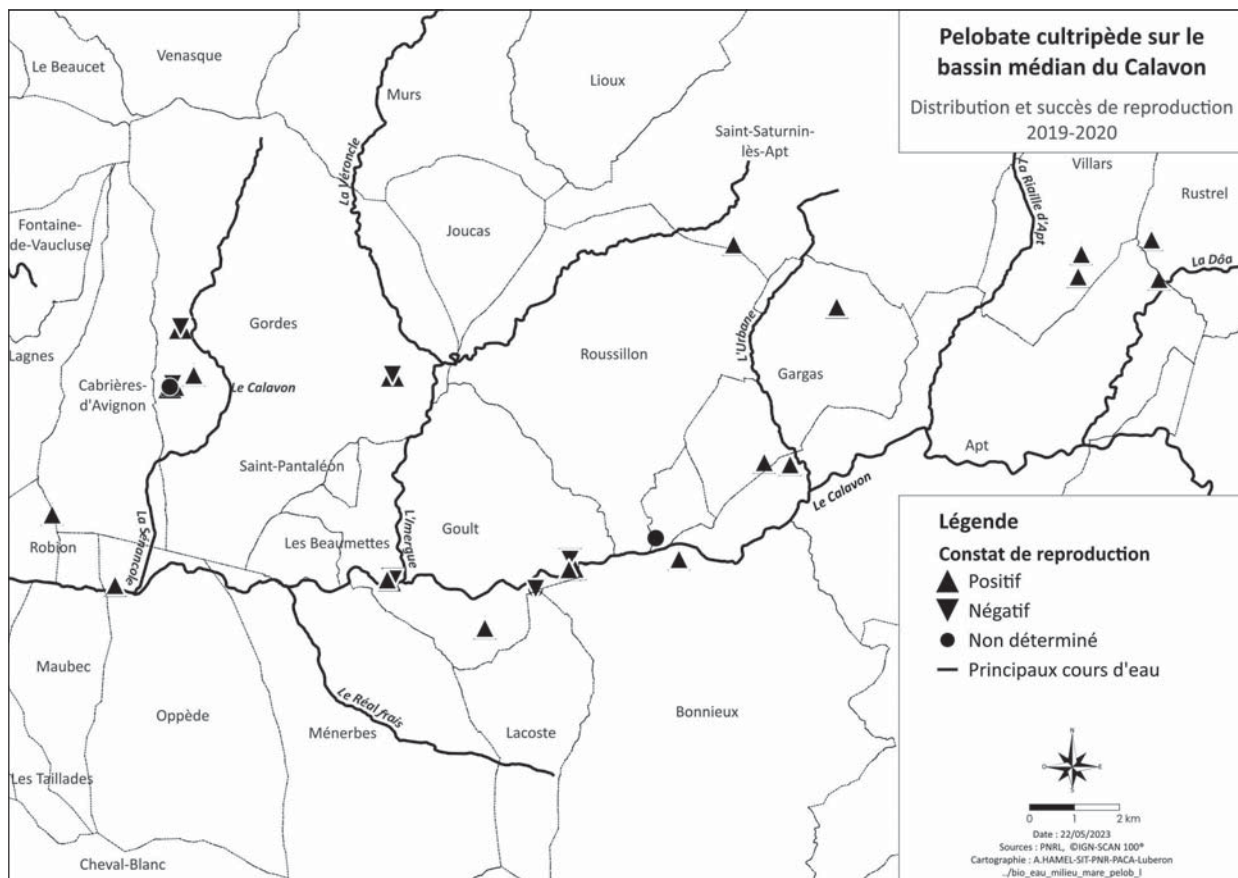


Fig. 1: Distribution et succès de la reproduction (2019-2020) du Pelobate cultripède sur le bassin médian du Calavon.

Tableau 2:

AKDE estimés pour sept individus adultes provenant des sites du Plan et des Tours. Les AKDE à 95% correspondent aux estimations du domaine vital tandis que les AKDE à 50% représentent les estimations de la zone centrale (core area). Les intervalles de confiance (IC) inférieurs et supérieurs pour les AKDE à 50% et 95% sont également indiqués. Les valeurs sont exprimées en m².

	ID	Sexe	95% AKDE	IC (95%) AKDE	50% AKDE	IC (50%) AKDE
Le Plan	4631445	Femelle	499,44	239,50 - 853,28	128,91	99,60 - 156,41
	4633209	Femelle	5493	3078,57 - 8594,98	1044,95	853 - 1226,56
	4637907	Femelle	15653,69	5614,79 - 30748,28	3243,88	2262,90 - 4153,34
	4881175	Femelle	3096,17	1403,91 - 5446,22	688,89	521,82 - 845,16
Les Tours	4633541	Mâle	860,97	300,24 - 1711,82	213,26	147,30 - 274,35
	4633504	Femelle	46194,13	8225,43 - 111626,62	11840,95	6483,80 - 16755,14
	4880524	Femelle	13457,09	5684,40 - 24521,28	3233,382	2388,88 - 42020,92

Tableau 3 :
Récapitulatif des distances maximales parcourues en mètres par des individus adultes de Pélobate cultripède sur le site du Plan et des Tours

	Le Plan		Les Tours	
	Femelles (n=87)	Mâles (n=58)	Femelles (n=36)	Mâles (n=20)
Moyenne	70,21	54,31	74,37	44,24
Écart-Type	69,65	70,59	143,90	55,79
Minimum	3,91	1,37	5,05	3,40
Maximum	297,48	385,15	700,25	243,60

Analyse IECMA de l'état de conservation des mares pour les amphibiens (ECM)

Sur les 267 mares centralisées dans le SIT, l'état de conservation a été évalué pour 138 d'entre elles. En effet, 103 mares ne présentent pas suffisamment d'informations pour être soumises à l'analyse IECMA et 26 sont considérées comme ayant disparues ou dont l'existence n'a pas été vérifiée. Sur les 138 mares analysées, 22 (15,9%) présentent un bon état de conservation, 69 (50%) un état de conservation moyen et 47 (34,1%) un état de conservation mauvais.

Analyse IECMA de la favorabilité du contexte local pour les amphibiens (FCL)

La favorabilité du contexte local pour les amphibiens a été évaluée pour 187 mares. En revanche, 80 mares ne présentent pas suffisamment d'informations pour être soumise à l'analyse IECMA. Sur les 187 mares, 59 (31,6%) sont en contexte favorable optimal, 68 (36,4%) en contexte favorable non optimal et 60 (32,1%) en contexte défavorable.

Analyse IECMA de la favorabilité globale des mares pour les amphibiens (FGA)

L'analyse finale de la favorabilité globale des mares a été réalisée pour 136 mares, 131 mares ne présentent pas suffisamment d'informations pour être évaluées. Sur les 136

mares prises en compte 12 (8,8%) mares présentent une FGA optimale, 94 (69,1%) une FGA non optimale et 30 (22%) sont totalement défavorables pour les amphibiens.

Contribution des critères IECMA pour l'évaluation de la FGA

Le critère 5 « nature du fond » de l'ECM correspond à la plus forte contribution avec un cumul de 675 points. La contribution la plus faible a été attribuée au critère 8 « recouvrement par la végétation des hydrophytes » avec un cumul de 145 points. En seconde position des plus faibles contributions, le critère 2 « qualité de l'eau » affiche un total de 257 points (figure 2a).

Le critère 13 « distance avec un site d'hivernage potentiel » de la FCL correspond à la plus forte contribution avec un cumul de 884 points. La contribution la plus faible a été attribuée au critère 15 « zone potentielle d'écrasement d'amphibiens (à moins de 250 m) » avec 192 points. Le critère 10 « contexte immédiat », 11 « distance avec la mare la plus proche » et 12 « nombre de mares à moins de 500 m » présentent des contributions relativement similaires avec respectivement 539, 481 et 505 points (figure 2b).

Analyse IECMA de l'ECM, de la FCL et de la FGA des mares à Pélobate cultripède

Sur les 24 mares prises en compte dans l'analyse, 3 (12,5%) mares présentent un ECM jugé bon, 13 (54,1%) un ECM moyen, 7 (29,2%) un ECM mauvais et 1 (4,2%)

un ECM indéterminé par manque d'informations. 11 (45,8%) mares présentent une FCL optimale, 7 (29,2%) une FCL non optimale et 6 (25%) une FCL défavorable. La FGA est indéterminée pour 1 (4,2%) mare (Peyroarde n°1). Aucune mare évaluée ne présente de FGA optimale. 20 (83,3%) d'entre elles présentent une FGA non optimale et 3 (12,5%) une FGA défavorable (le Grand Camp, la mare du Pont Julien et la mare de la gare de Bonnieux).

Les trois mares découvertes et celle redécouverte dans le cadre de cette étude présentent une FGA non optimale. La « mare de Barasse » et la « mare des Tours » sont en mauvais état de conservation tandis que le contexte local est défavorable pour la mare « les Pèbres ».

Contribution des critères IECMA pour l'évaluation de la FGA des mares à Pélobate cultripède

Comme pour l'analyse globale, le critère 5 « nature du fond » de l'ECM présente la plus forte contribution avec un cumul de 105 points. De la même manière, le critère 2 « qualité de l'eau » correspond à la plus faible contribution (35 points) précédée de très près par le critère 8 « recouvrement en hydrophytes » (36 points) (figure 2c).

L'analyse de la FCL centrée sur les mares à Pélobate cultripède expose un schéma similaire à l'analyse globale avec le critère 13 « distance avec un site d'hivernage potentiel » qui correspond à la plus forte contribution (114 points) et le critère 15 « zone potentielle d'écrasement d'amphibiens (à moins de 250 m) » comme contribution la plus faible (22 points).

Le critère 14, « contiguïté d'un corridor linéaire », est toutefois placé en avant dernière position avec un total de 63 points (figure 2d).

DISCUSSION

Occurrence et évaluation du succès de la reproduction du Pélobate cultripède sur le bassin médian du Calavon

Les prospections ciblées menées entre 2019 et 2020 sur les mares historiques et les mares adjacentes dans un rayon d'un kilomètre n'ont révélé la reproduction que sur 16 d'entre elles. Néanmoins, cette valeur doit être

considérée avec prudence car l'échantillonnage n'a pas été prévu pour estimer l'imperfection de la détection des indices de reproduction (larves et pontes). Plusieurs passages par mare à différentes saisons (notamment à l'automne) auraient été nécessaires pour estimer le degré d'incertitude des absences d'indices constatées. C'est le cas pour 5 mares historiques dont les dernières données de présence de l'espèce ont été réalisées entre 2015 et 2017. C'est également le cas pour une des nouvelles mares découvertes (« La Barasse ») où seul des individus adultes ont été observés, sans preuve de reproduction. La reproduction du Pélobate cultripède est également potentiellement effective sur deux mares qui n'ont pas pu être échantillonnées en raison de leur inaccessibilité (propriété clôturée et accès refusé). Ainsi, 24 mares seraient occupées par le Pélobate cultripède (dont 17 avérées par la présente étude) sur le bassin médian du Calavon, soit près de 73% des mares connues dans le département de Vaucluse.

La résurgence d'un site historique (mare du ravin de La Coquillade) passé inaperçu durant plus de trois décennies est un point positif qui témoigne des capacités de l'espèce à se maintenir si les habitats aquatiques présents permettent à la population de se renouveler, et cela même lorsque l'isolement est marqué. En effet, le site s'inscrit dans le réseau de mares « Le Chêne – La Coquillade » (communes Apt et Gargas) qui a connu une artificialisation des sols depuis les années 80 (développement de zones pavillonnaires et commerciales, réaménagement de la RD900) conduisant à impacter les déplacements du pélobate entre les sites de reproduction et compromettant probablement à terme les chances de survie de la population. En outre, la découverte d'une nouvelle mare de reproduction (Les Pèbres) sur la commune de Goult en 2020 montre que cette espèce peut facilement passer inaperçue et que des prospections sont encore nécessaires pour obtenir une image précise de la distribution des mares de reproduction.

Estimation des déplacements et des patterns spatiaux

L'analyse des distances maximales parcourues ne semble pas clairement identifier d'effet du sexe. Bien que les femelles du site du Plan effectuent des distances significativement plus importantes que les mâles, ce résultat n'a pas été confirmé sur le site des Tours. Notons également que

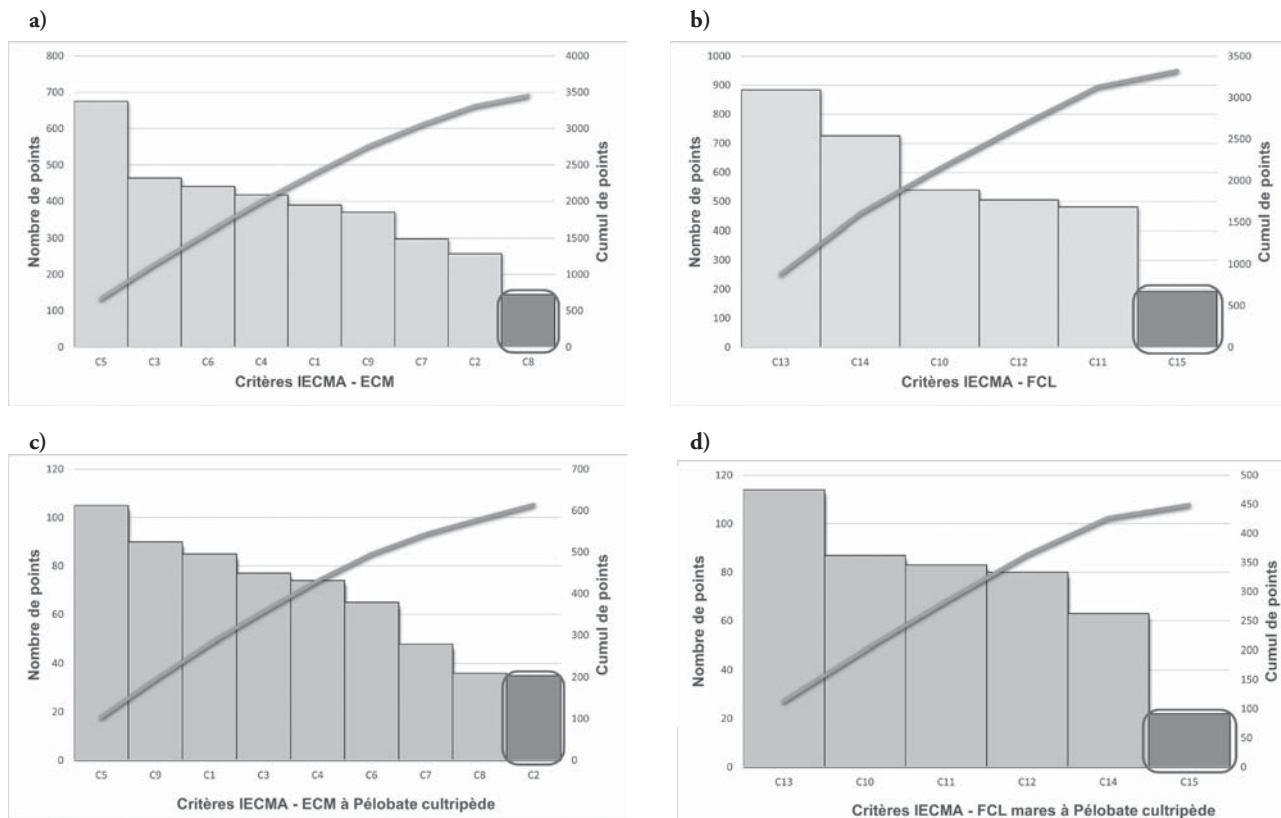


Fig. 2: a) contribution décroissante des critères IECMA – « État de conservation des mares » (ECM) pour l'évaluation de la favorabilité globale des mares pour les amphibiens; b) contribution décroissante des critères IECMA – « Favorabilité du contexte local » (FCL) pour l'évaluation de la favorabilité globale des mares pour les amphibiens; c) contribution décroissante des critères IECMA – État de conservation (ECM) des 24 mares à Pélobate cultripède; d) contribution décroissante des critères IECMA – « Favorabilité du contexte local » (FCL) pour les 24 mares à Pélobate cultripède. Les blocs foncés identifient le critère ayant la plus faible contribution pour chaque analyse.

la distance maximale parcourue a été effectuée par une femelle (700 m).

Les analyses spatiales AKDE réalisées pour 7 individus révèlent des tailles de domaines vitaux jusqu'à présent insoupçonnées chez cette espèce même si l'on observe une variabilité élevée entre les estimations individuelles (moyenne: 12 179 m², min: 500 m², max: 46 194 m²). Pour les deux sites confondus (Le Plan et les Tours), la moyenne des domaines vitaux est plus de trois fois plus grande que la moyenne obtenue au sein d'une population établie dans un système dunaire de la frange atlantique (moyenne: 3 200 m²; Priol, 2015). La différence entre ces deux moyennes est probablement due à l'inter-annualité des données collectées durant cette étude qui est temporellement plus étendue. En effet, la plupart des

études spatiales menées chez les amphibiens emploient des émetteurs VHF qui présentent une faible autonomie. Ces études sont alors réalisées sur des périodes relativement courtes qui excluent de fait une partie de la gamme d'habitats occupés par les espèces suivies.

En revanche, les estimations de la présente étude sont accompagnées d'intervalles de confiance présentant d'importants écarts ce qui nous incite à rester prudents sur l'interprétation des résultats, car la moyenne des valeurs inférieures de ces intervalles est comparable à celle obtenue par Priol (2015).

Il est également possible que ces différences soient liées aux contextes dans lesquels s'inscrivent les populations étudiées. En effet, Fizesan (2019) a observé chez le Pélobate brun (*Pelobates fuscus*, une espèce parente) des distances de dispersion autour des zones de reproduction

plus élevée dans les milieux agricoles comparativement à d'autres matrices paysagères (prairies, forêts). Un habitat suboptimal et en évolution constante peut en effet générer davantage de déplacement pour trouver de la nourriture et des zones refuges. Davantage d'études sont nécessaires pour mieux comprendre l'effet de la structure des habitats et de leur dynamique sur l'écologie spatiale du Pélobate cultripède.

Évaluation de la favorabilité du réseau de mares pour les amphibiens et le Pélobate cultripède sur le bassin médian du Calavon-Coulon

Les indicateurs IECMA (ECM et FCL) ont révélé que seulement 9% des mares (12 mares) sur les 136 prises en compte présentent une FGA optimale pour les amphibiens. Les mares qui obtiennent les scores les plus élevés sont exemptes de poissons (critère 9) avec une profondeur qui n'excède pas 2 m (critère 3). Elles bénéficient également d'une bonne exposition (critère 4), de berges aux pentes douces et progressives (critère 6) et abritent des plantes hydrophytes (critère 8). Pour ces mares, le contexte local se caractérise par une situation en réseau de mares proches les unes des autres (critère 12) (\geq à 2 mares à moins de 500 m pour 92% des mares) et d'un corridor écologique linéaire (critère 14) à moins de 100 m (92% des mares).

En revanche, 69% des mares présentent une FGA non optimale et 22% d'entre elles sont totalement défavorables. L'analyse de la contribution des critères ECM et FCL a permis d'identifier les critères ayant un faible cumul de points pour chaque catégorie d'indicateur. L'état de conservation des mares est particulièrement affecté par un faible recouvrement ou l'absence totale de végétation hydrophyte (critère 8). Ce résultat est à mettre en relation avec le critère 2 « qualité de l'eau » qui arrive en seconde position des critères les plus défavorables. En effet, la qualité de l'eau des milieux lenticules situés en contexte agricole dans 74% des cas est probablement affectée par l'apport régulier de nutriments (par exemple phosphore, nitrate, azote) qui augmentent le niveau trophique par une prolifération de la végétation (algues, plantes aquatiques) et engendrent à terme l'anoxie du milieu aquatique et la disparition des plantes hydrophytes immergées (Levy, 2014). Or, il existe une relation positive significative entre la présence de végétation aquatique et l'occupation des mares par les amphibiens (Hartel *et al.*, 2007). La faible

représentation de la végétation aquatique apparaît donc clairement comme un facteur suboptimal pour la plupart des espèces d'amphibiens qui utilisent les peuplements d'hydrophytes pour se réfugier et y déposer leurs œufs. En outre, la présence avérée ou probable de poissons dans 46% des mares (critère 9) est un paramètre non négligeable qui impacte négativement les populations d'amphibiens soit par prédation directe des larves, soit par les perturbations engendrées sur l'habitat (par exemple une réduction de la phytomasse aquatique engendrée par sa consommation par les poissons) (Smith *et al.*, 1999; Tepitsky *et al.*, 2003; Pilliod *et al.*, 2010). L'évaluation de la FCL fait apparaître le critère 15 comme ayant le score le plus bas. Ce résultat correspond à la présence d'une route bitumée à moins de 250 m des mares dans 100% des cas. La différenciation entre « route communale » et « route départementale/nationale » révèle pour cette dernière catégorie, qui implique la plus forte fréquentation routière, une représentation de l'ordre de 49%. La présence d'un tel réseau routier composé de voies de circulation à forte fréquentation à proximité des mares est susceptible d'augmenter le risque d'écrasement des amphibiens, notamment durant les périodes où ils sont les plus mobiles (au printemps et à l'automne) (Glista *et al.*, 2008). Cette situation est d'autant plus préoccupante lorsque l'on sait que 33% des mares sont situées à plus de 500 m de la mare la plus proche, et présentent donc une situation d'isolement.

L'analyse IECMA centrée sur les 24 mares de présence avérée du Pélobate cultripède fait apparaître une situation très préoccupante car aucune d'elles ne présente une FGA optimale (plus de 12% d'entre elles ont une FGA défavorable). L'analyse de la contribution des critères IECMA est similaire à l'analyse globale. Il en ressort un problème d'eutrophisation des mares (critère 2) et une faible représentation de la végétation hydrophyte (critère 8). En effet, 42% des mares à Pélobate cultripède sont dans un état d'eutrophisation avancé et 58% d'entre elles présentent un recouvrement de la végétation hydrophyte inférieur à 25%. L'absence ou la faible densité de végétation est problématique à la fois pour la fixation des pontes durant la période de reproduction mais également pour la survie des têtards émergents qui consomment principalement des végétaux (Arribas *et al.*, 2014).

Il est à noter que la présence de la faune ichthyologique (critère 9) est avérée ou probable sur un quart des mares.

L'analyse de la favorabilité du contexte locale fait apparaître la fragmentation des habitats naturels par la présence d'au moins une route potentiellement très fréquentée à moins de 250 m des mares dans 54% des cas. Cumulé au risque de collision routière, l'absence de corridors écologiques linéaires (critère 14) à moins de 300 m des mares dans 25% des cas et l'absence de mares dans un rayon de 500 m (critère 12) autour des mares à pélobate dans 21% des cas ne constituent pas un contexte favorable à la dispersion de l'espèce, ni à des échanges entre mares.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'addition des scores obtenus à partir des critères des deux indicateurs IECMA révèle que les mares étudiées dans la vallée du Calavon sont globalement peu favorables pour la communauté des amphibiens dont fait partie le Pélobate cultripède. L'eutrophisation des mares, la faible représentation de la végétation hydrophyte, la fréquente présence de poissons et d'axes routiers potentiellement très fréquentés, et la faible connectivité entre les mares, sont autant de menaces susceptibles de remettre en question la viabilité des populations d'amphibiens. Une amélioration des connaissances sur les 131 mares non évaluées permettrait d'avoir un diagnostic global à l'échelle du bassin versant du Calavon et ainsi d'affiner la stratégie de préservation et de restauration des mares de ce territoire.

Dans le Vaucluse, plus des deux tiers des mares à Pélobate cultripède sont localisées dans le bassin médian du Calavon. Par conséquent, cette entité géographique représente un intérêt majeur pour la conservation de cette espèce au niveau départemental, mais aussi régional. Au regard de l'état de conservation du Pélobate cultripède en Provence-Alpes-Côte d'Azur, la restauration des mares pour cette espèce et l'amélioration de la connectivité entre elles apparaissent comme des mesures prioritaires à mettre en œuvre rapidement. Si l'amélioration de la connectivité entre les sites n'est pas réalisable (par exemple pour une mare isolée très éloignée des autres), il pourrait être intéressant localement de densifier ou de créer un réseau de mares en périphérie immédiate des mares de reproduction identifiées. Les capacités de déplacement du Pélobate cultripède révélées par cette étude laissent à penser qu'un réseau de mares nouvellement créé peut rapidement être occupé pour la reproduction. Ceci s'est confirmé en 2006 avec la restauration d'une mare sur le site de la Virginière

(à Goulte) où d'anciennes données d'observation (1986 et 2004) signalaient l'espèce alors que le site de reproduction avait disparu suite à la crue de 1994 du Calavon. Deux ans après sa restauration par le PNR du Luberon, la reproduction de l'espèce a été constatée. Plus récemment, à l'automne 2021, deux mares ont été créées par le Syndicat de Rivière du Calavon-Coulon sur le site de la Pérussière (à Bonnieux) situé à environ 1,5 km d'une mare à Pélobate cultripède. Au printemps 2022, la reproduction de l'espèce a également été constatée sur l'une d'entre elles. De telles actions de conservation permettent *in fine* d'accroître la résilience des populations les plus isolées qui s'exposent aux pressions de la stochasticité environnementale (incidences aléatoires des variables environnementales) et démographique (variation aléatoire des paramètres démographiques) susceptibles d'engendrer des extinctions locales. Moor *et al.*, (2022) ont notamment mis en évidence que l'augmentation de la disponibilité de l'habitat aquatique profite aux espèces d'amphibiens menacées malgré la présence continue de facteurs de stress connus pour affecter négativement les populations.

Les techniques et méthodologies appliquées dans le cadre de cette étude à la fois pour évaluer l'état de conservation des mares et pour améliorer les connaissances sur l'écologie du Pélobate cultripède mériteraient de s'inscrire au sein d'un programme de conservation en faveur du Pélobate cultripède et d'être déployées à l'échelle du territoire régional. Un tel programme permettrait d'évaluer le potentiel d'habitats favorables encore disponibles en Provence-Alpes-Côte d'Azur et d'établir une hiérarchisation pertinente des priorités d'actions conservatoires en faveur de cette espèce menacée.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tout particulièrement les bénévoles, stagiaires et services civiques pour leur implication dans cette étude: Arthur Brichard, Stéphanie Cappellano, Sébastien Centanni, Chloé Deyna, Théo Dokhelar, Clément Duret, Mathilde Dussac, Sophie Favre-Reguillon, Nicolas Fuento, Laura Granato, Fanny Guillaud, Vincent Hallot, Arthur Hay, Robin Lhuillier, Vincent Marty, Cindy Monnet, Florian Patouillard, Florian Plault, Mathilde Poissenot, Audrey Ratié, Giacomo Rosa, Aline Salvaudon, Lucie Schaad, David Tatin, Félix Thirion, Coline Verot, Amanda Xeres, Camille Zaratiegui. Nous remercions également Grégory Deso pour ses remarques per-

tinentes et constructives ainsi qu'un relecteur anonyme.

Cette étude a bénéficié du soutien financier de l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, de la Région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur, du Conseil départemental de Vaucluse et de la société Réseau de transport électrique (RTE).

Bibliographie

ALFORD R.A. & RICHARDS S.J., 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual review of Ecology and Systematics*. Vol. 30, fasc. 1, pp. 133-165.

ANGOT D., 2015. *Étude des Amphibiens: Atlas de la Biodiversité Chalonaise*. Rapport de stage de licence. 71 p.

ARRIBAS R., DIAZ-PANIAGUA C. & GOMEZ-MESTRE I., 2014. Ecological consequences of amphibian larvae and their native and alien predators on the community structure of temporary ponds. *Freshwater Biology*, Vol. 59, fasc. 9, pp. 1996-2008.

AVERILL-MURRAY R., FLEMING C.H. & RIEDLE J., 2020. Reptile home ranges revisited: a case study of space use of Sonoran Desert tortoises (*Gopherus morafkai*). *Herpetological Conservation and Biology*. Vol. 15, fasc. 2, pp. 253-271.

BARTHE L. (Coord.), 2014. *Liste rouge des amphibiens et des reptiles de Midi-Pyrénées*. Nature Midi-Pyrénées. 12 p.

BEEBEE T.J. & GRIFFITHS R.A., 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological conservation*. Vol. 125, fasc. 3, pp. 271-285.

BOISSINOT A. & ROQUES O., 2016. *Liste rouge du Poitou-Charentes: chapitre Amphibiens et Reptiles*. Fontaine-le-Comte. LPO. 14 p.

CEBALLOS G., EHRlich P.R. & DIRZO R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the national academy of sciences*. Vol. 114, fasc. 30, pp. E6089-E6096.

CHAMBAUD F. & BOUSCARY P., 2022. *L'espace humide de référence: un nouveau référentiel en appui à la gestion des zones humides. Concept, méthode, résultats, utilisation*. Collection Eau & Connaissance. Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 63 p. + annexes.

CUSHMAN S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*. Vol. 128, fasc. 2, pp. 231-240.

DRECHSLER A., BOCK D., ORTMANN D & STEINFARTZ S., 2010. Ortmann's funnel trap—a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology notes*. Vol. 3, fasc. 1, pp. 13-21.

DUGUET R. & MELKI F. (Dir.), 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Acemav Association, Parthénope Collection, 480 p.

DURAND E., 2015. Etat des connaissances sur le Pélobate cultripède *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) dans le Vaucluse. *Nature de Provence*. Octobre 2015, 12 p.

- FAVRE-REGUILLON S. & LANDRU G., 2019. *Plan de gestion stratégique des zones humides des bassins versants de la Réserve de biosphère Unesco Luberon-Lure*. CEN PACA. Rapport de hiérarchisation. 111 p.
- FITO F., RIVERA X., ROCA J., DONAIRE D., GONZALO DE LA VEGA J.P., BARNSTEIN A.M., MALUQUER-MARGALEF J., & CARRANZA, S., 2011. Extremely low level of genetic variability in Iberian *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) (Amphibia, Anura, Pelobatidae). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*. Vol. 19, pp. 21-28.
- FIZESAN A., 2019. Etude des déplacements terrestres du Pélobate brun *Pelobates fuscus* dans le Bas-Rhin. *Ciconia*. Vol. 43, fasc. 1-2, pp. 29-43.
- FLEMING C.H. & CALABRESE J.M., 2019. ctmm: continuous-time movement modeling. R package version 0.5.5. <https://CRAN.R-project.org/package=ctmm>. Accessed 16 September 2021.
- FLEMING C.H., FAGAN W.F., MUELLER T., OLSON K.A., LEIMGRUBER P. & CALABRESE J.M., 2015. Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology*. Vol. 96, pp. 1182-1188.
- FRACHON-DUGAS C., 2008. *Répartition géographique et caractérisation écologique des sites de reproduction du Pélobate cultripède dans le sud de la France*. Rapport de Master, Université Paul Cézanne Aix-Marseille III, 50 p.
- FRANKHAM, R., 2005. Genetics and extinction. *Biological conservation*. Vol. 126, fasc. 2, pp 131-140.
- GASC J.P., CABELA A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC 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. (ed.), 2004. *Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe*. Collection Patrimoines naturels (Volume 29), Éditions du Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 520 p.
- GLISTA D.J., DEVAULT T.L. & DEWOODY J. A. (2008). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological conservation and Biology*. Vol. 3, fac.1, pp. 77-87.
- GOMEZ-MESTRE I., KULKARNI S. & BUCHHOLZ D.R. 2013. Mechanisms and consequences of developmental acceleration in tadpoles responding to pond drying. *PlosOne*. Vol. 8, fasc. 12, 12 p. e84266.
- GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C., 2004. *Les mares temporaires méditerranéennes. Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion*. Station biologique de la Tour du Valat, Arles, 121 p.
- HARTEL T., NEMES S., COGALNICEANU D., ÖLLERER K., SCHWEIGER O., MOGA C.I. & DEMETER L., 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia*. N° 583, pp. 173-182.
- HERON-ROYER L.F., 1886. Notice sur les mœurs des Batraciens. *Bulletin de la Société d'études scientifiques d'Angers*. Vol. 15. pp. 61-111.
- INSEE, 2020. *Recensement de la population 2011*. Consulté le 17/11/2020 à l'adresse: http://www.insee.fr/fr/themes/theme.asp?theme=2&sous_theme=1
- JOHNSON P., CHASE J., DOSCH K., HARTSON R., GROSS J., LARSON D., SUTHERLAND D. & CARPENTER S., 2007. Aquatic eutrophication promotes pathogenic infection in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 104, Fasc. 40, pp. 15781-15786.
- KNOEPFFLER L-P., 1960. Notes sur la distribution du Pélobate cultripède en France. *Vie et Milieu*. Vol. 11, Fasc. 2, pp. 329-330.
- LANDRU G., 2010. *Inventaire complémentaire des zones humides dans le cadre du SAGE Calavon-Coulon*. CEN PACA, 151 p.

- LE MOIGNE C. & JAILLOUX A., 2013. *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine*. Observatoire aquitain de la faune sauvage, Talence, 48 p.
- LESCURE J. & DE MASSARY J.-C. (Eds.), 2012. *Atlas des amphibiens et reptiles de France*. Mèze, Biotope, Mèze, 272 p.
- LEVY W., 2014. *Les végétations de l'estuaire de la Seine*. GIP Seine-Aval. Fasc. 2. 99 p.
- LIZANA M., MARQUEZ R. & MARTIN-SANCHEZ R., 1994. Reproductive biology of *Pelobates cultripis* in Central Spain. *Journal of Herpetology*. Vol. 28, pp. 19-27.
- LPO Rhône Alpes, 2015. *Liste rouge des amphibiens menacés en Rhône-Alpes*. Lyon, France. 2 p.
- MAILLET G., LE CABEC T. & BONNET-RAGEADE C., 2017. *Protocole IECMA – Indicateur d'état de conservation des mares à amphibiens*. CEN Isère, 28 p.
- MARCHAND M.A., ROY C., RENET J., DELAUGE J., MEYER D. & HAYOT C., 2017. *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. Conservatoire d'espaces naturels Provence-Alpes-Côte d'Azur. Aix-en-Provence, France, 14 p.
- MC CALLUM M.L., 2007. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology*. Vol. 41, fasc. 3, pp. 483-491.
- MOOR H., BERGAMINI A., VORBURGER C., HOLDEREGGER R., BÜHLER C., EGGER S. & SCHMIDT B.R., 2022. Bending the curve: Simple but massive conservation action leads to landscape-scale recovery of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Vol. 119, fasc. 42, e2123070119.
- MOURGUE M., 1910. Observations biologiques sur le *Pelobates cultripis*. *Compte-rendu de séance de la Société Linnéenne de Provence* du 25 janv. 1910, p. 60
- NIEL F. 2005. *Inventaire des zones humides du bassin versant du Calavon-Coulon*. Base de données. Parc naturel régional du Luberon.
- OERTLIB. & FROSSARD P.A., 2013. *Mares et étangs: Écologie, gestion, aménagement et valorisation*. Presses polytechniques et universitaires romandes. 480 p.
- PELTZER P.M., LAJMANOVICH R.C., SANCHEZ-HERNANDEZ J.-C., CABAGNA M.C., ATTADEMO A.M., & BASSO, A., 2008. Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 70, fasc. 1, pp. 185-197.
- PEYRE O., 2000. *Inventaire de l'herpétofaune des Alpilles, Diagnostic, propositions de gestion et cartographie*. Rapport d'étude CEEP, Agence publique du massif des Alpilles. 30 p.
- PILLIOD D.S., HOSSACK B.R., BAHLS P.F., BULL E.L., CORN P.-S., HOKIT G., MAXELL B.A., MUNGER J.-C. & WYRICK A. 2010. Non-native salmonids affect amphibian occupancy at multiple spatial scales. *Diversity and Distributions*. Vol. 16, fasc. 6, pp. 959-974.
- PNRL, 2020. *Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD) du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) du Calavon-Coulon*. 317 p.
- POUNDS J.A., 2001. Climate and amphibian declines. *Nature*. N° 410, pp. 639-640.
- POWELL R.A., ZIMMERMAN J.W. & SEAMAN D.E. 1997. *Ecology and behaviour of North American black bear: home range, habitat, and social organization*. Springer Science & Business Media.

- PRIOL P., 2015. *Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation: dynamique spatiale et temporelle de populations de Pélobate cultripède (Pelobates cultripipes) en Aquitaine*. Mémoire de Diplôme de l'École pratique des hautes études, Montpellier. 92 p.
- R CORE TEAM, 2019. R: *a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available from: <https://www.r-project.org/>.
- REGUIS J.M.F., 1882. *Essai sur l'histoire naturelle des vertébrés de la Provence et des départements circonvoisins. Vertébrés anallantoidiens (poissons et batraciens)*. Marius Lepon, Marseille, 425 p.
- RENET J., GUILLAUD F., XERES A., BRICHARD J., BAUDAT-FRANCESCHI J. & ROSA G., 2021. Assessing reliability of PIT-tagging in an endangered fossorial toad (*Pelobates cultripipes*) and its effect on individual body mass. *Herpetological Conservation and Biology*. Vol. 16 fasc. 3, pp. 584-593.
- RIVIERE V., OLIVIER A. & DURAND E., 2019. Le Pélobate cultripède *Pelobates cultripipes* (Cuvier, 1829) sur le pourtour du golfe de Fos (Bouches-du-Rhône) : Distribution actuelle, caractérisation des habitats et menaces. *Nature de Provence*. Juin 2019, pp. 1-14.
- RODRIGUEZ-JIMENEZ A. J., & PRADOS, A., 1985. Sobre productividad anfibia larvaria en cursos fluviales temporales. *Alytes*. Vol. 3. pp. 177-178.
- SCHER O., 2010. Conserver des réseaux de mares. *Espaces naturels*. N° 30, pp. 37-38.
- SELWOOD K.E., MCGEOCH M.A. & MAC NALLY R., 2015. The effects of climate change and land-use change on demographic rates and population viability. *Biological Reviews*. Vol. 90, fasc. 3, pp. 837-853.
- SEMLITSCH R.D., PETERMAN W.E., ANDERSON T.L., DRAKE D.L. & OUSTERHOUT B.H., 2015. Intermediate Pond Sizes Contain the Highest Density, Richness, and Diversity of Pond-Breeding Amphibians. *Plos One*. Vol. 10, fasc. 4, e0123055.
- SILVA I., FLEMING C.H., NOONAN M.J., ALSTON J., FOLTA C., FAGAN W.F., CALABRESE J.M., 2022. Autocorrelation-informed home range estimation: A review and practical guide. *Methods in Ecology and Evolution*. Vol. 13, fasc. 3, pp. 534-544.
- SMITH G.R., RETTIG J.E., MITTELBAACH G.G., VALIULIS J.L. & SCHAACK S.R., 1999. The effects of fish on assemblages of amphibians in ponds: a field experiment. *Freshwater biology*. Vol. 41, fasc. 4, pp. 829-837.
- STORFER A., 2003. Amphibian declines: future directions. *Diversity and distributions*. Vol 9, fasc. 2, pp. 151-163.
- STUART S.N., CHANSON J.S., COX N.A., YOUNG B.E., RODRIGUES A.S., FISCHMAN D.L. & WALLER R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. Vol. 306, fasc. 5702, pp. 1783-1786.
- TATIN D., 2010. Les mares et amphibiens de la Vallée du Calavon et du Pays d'Apt: Étude et premières mesures de gestion conservatoire. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon et de la Réserve de biosphère Luberon-Lure*. N° 9, pp. 88-100.
- TEPLITSKY C., PLENET S. & JOLY P., 2003. Tadpoles' responses to risk of fish introduction. *Oecologia*. N° 134, pp. 270-277.
- UICN France, MNHN & SHF, 2015. *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, 12 p.
- WATT P. & OLDHAM R., 1995. The effect of ammonium-nitrate on the feeding and development of larvae of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and on the behavior of its food source, *Daphnia*. *Freshwater Biology*. Vol. 33, fasc. 2, pp. 319-324.

ANNEXE 1 :

JUSTIFICATION ET DÉTAILS DES CRITÈRES AYANT PERMIS L'ANALYSE IECMA :

Indicateurs de l'état de conservation des mares

Critère 1 : Amplitude des assecs

En contexte méditerranéen, deux types de mares sont présentes : les mares temporaires et les mares permanentes. Les mares temporaires méditerranéennes sont favorables à la plupart des espèces d'amphibiens (absence de poissons, température élevée de l'eau au printemps...) (Grillas *et al.*, 2004). Cependant, l'assec des mares temporaires ne doit pas être trop précoce, au risque de mettre en péril le succès de reproduction des amphibiens ayant un long développement larvaire (Semlitsch *et al.*, 2015), comme le Pélobate cultripède présent sur le bassin du Calavon. La durée de sa métamorphose larvaire est habituellement admise à 90 jours minimum (Lizana *et al.*, 1994 ; Gómez-Mestre *et al.*, 2013).

Un assec tardif (fin juin – mi-juillet) ou exceptionnel est donc préférable car cela permet la survie des têtards, et limite également l'empoisonnement de la mare (la présence de poissons étant défavorable voire rédhibitoire aux amphibiens). Les mares permanentes peuvent être favorables s'il n'y a pas de poissons, ou s'il y a peu de poissons et de nombreux herbiers aquatiques, permettant aux têtards de se cacher de leurs prédateurs (Grillas *et al.*, 2004).

Ainsi :

- Si « Amplitude d'assec » = « À sec tardif » ou « À sec exceptionnel », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Amplitude d'assec » = « Toujours en eau », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Amplitude d'assec » = « À sec précoce », alors Défavorable (0 pt)

Critère 2 : Qualité de l'eau

Le niveau d'eutrophisation de l'eau de la mare est lié à la survie des larves d'amphibiens. En effet, les larves sont sensibles aux concentrations de nutriments dans l'eau (Watt & Oldham, 1995). L'eutrophisation liée à l'enrichissement en azote et en phosphore de l'eau, est également corrélée à l'émergence de malformations, de pathogènes et de parasites qui affectent la survie des amphibiens (Johnson *et al.*, 2007 ; Peltzer *et al.*, 2008) et conduit à l'appauvrisse-

ment du milieu aquatique avec la disparition à terme de la végétation aquatique (situation d'anoxie).

Ainsi :

- Si « Qualité de l'eau » = « Oligotrophe », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Qualité de l'eau » = « Mésotrophe », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Qualité de l'eau » = « Eutrophe », alors Défavorable (0 pt)

Critère 3 : Profondeur moyenne (P en m)

La profondeur d'une mare influence fortement sur sa durée de mise en eau. En effet, une mare peu profonde est liée à des assecs plus précoces, et à l'inverse une mare profonde est liée à une durée de mise en eau plus importante, voire une absence d'assecs avec un risque d'empoisonnement. De plus, la faible profondeur d'une mare permet l'élévation de la température de l'eau au printemps, ce qui favorise la reproduction des amphibiens (Grillas *et al.*, 2004).

Ainsi :

- Si « Profondeur moyenne » = « 1 à 1,5 m » ou « 1,5 à 2 m », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Profondeur moyenne » = « 0,5 à 1 m » ou « supérieur à 2 m », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Profondeur moyenne » = « inférieure à 0,5 m », alors Défavorable (0 pt)

Critère 4 : Condition d'éclairement

La présence d'un couvert arboré dense autour d'une mare entraîne la disparition des héliophytes, hydrophytes et herbiers aquatiques, une baisse de production d'oxygène, un enrichissement en matière organique (eutrophisation) et une accélération de son comblement naturel par dépôt de feuilles mortes. Selon les essences, les feuilles des arbres peuvent libérer des composés toxiques (Oertli & Frossard, 2013 ; Grillas *et al.*, 2004). À noter toutefois que l'ombrage des mares est favorable aux espèces de tritons (Grillas *et al.*, 2004).

À l'inverse, les mares situées en milieux ouverts et peu ombragées ont une forte production primaire permettant le développement d'une végétation aquatique favorable aux amphibiens (support de ponte, cache).

Ainsi :

- Si « Condition d'éclairement » = « Bon (Zone ouverte) », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Condition d'éclairement » = « Moyen (Peu ombragé) », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Condition d'éclairement » = « Médiocre (Très ombragé) », alors Défavorable (0 pt)

Critère 5 : Substrat dominant / Nature du fond

Un substrat naturel dans une mare favorisera l'ancrage des végétaux qui serviront à la reproduction des amphibiens, à la différence d'un substrat artificiel. Une mare avec une bâche plastique entraînera au fil du temps une pollution en se dégradant et perdra de son étanchéité. Elle constitue par ailleurs un piège pour de nombreuses espèces (risque de noyade) en l'absence d'un dispositif échappatoire.

Ainsi :

- Si « Substrat dominant » = naturel (alluvionnaire, argileux,...), alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Substrat dominant » = artificiel (béton ou bâche plastique), alors Défavorable (0 pt)

Critère 6 : Profil de berges

La présence de berges en pente douce est corrélée à la présence de nombreux amphibiens (Péloïde ponctué, tritons...) (Angot, 2015). Elles permettent un meilleur accès aux amphibiens à la mare, facilitent la sortie des amphibiens juvéniles et permettent l'ancrage des hélophytes (typhas, phragmites) et des herbiers aquatiques (characées...), servant de zone de refuge et d'alimentation pour les têtards qui peuvent être présents en forte densité durant la période des émergences (Rodríguez-Jiménez & Prados, 1985). Elles limitent également la destruction des berges par les ragondins.

Ainsi :

- Si « Profil des berges » = « Bon (Douce - Progressive) », alors Favorable optimal (5 pt)

- Si « Profil des berges » = « Moyen (Mixte) », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Profil des berges » = « Mauvais (Verticale - Abrupte) », alors Défavorable (0 pt)

Critère 7 : Recouvrement en hélophytes

Les hélophytes désignent les plantes aquatiques à feuilles émergées. Dans la base de données du S.I.T. « Mares », c'est le champ « végétation de surface » qui a été exploité. Les hélophytes y sont désignées comme les plantes présentes à la surface de l'eau et en hauteur (typhas, phragmites, joncs). La partie immergée de ces plantes peut servir de lieux de pontes, de zones de refuge et de nourrissage pour les amphibiens (Grillas *et al.*, 2004). Néanmoins, ces espèces peuvent coloniser rapidement la mare, notamment les typhas, et provoquer une réduction importante de la surface en eau avec une accélération de son comblement.

Ainsi :

- Si « Végétation de surface » = « Moyen (25 à 50%) », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Végétation de surface » = « Abondant (50 à 75%) » ou « Peu à pas (<25%) » alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Végétation de surface » = « Très abondant (>75%) » alors Défavorable (0 pt)

Critère 8 : Recouvrement en hydrophytes

Les hydrophytes désignent les plantes à feuilles submergées ou flottantes. Dans la base de données utilisée, c'est le champ « végétation aquatique » qui a été exploité. Les hydrophytes y sont désignées comme les plantes présentes sous et à la surface de l'eau (characées, renoncules, potamots, myriophylle indigène). Elles servent de lieux de pontes et de zones de refuge pour les amphibiens. Leur présence est notamment déterminante pour certaines espèces comme la Rainette méridionale et les tritons pour la fixation des pontes (Grillas *et al.*, 2004). Elles représentent également une ressource trophique non négligeable pour les têtards émergents de Pélobate cultripède (Arribas *et al.*, 2014). Ces herbiers permettent également l'oxygénation de la mare.

Ainsi :

- Si « Végétation aquatique » = « Très abondant (>75%) » ou « Abondant (50 à 75%) », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Végétation aquatique » = « Moyen (25 à 50%) », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Végétation aquatique » = « Peu à pas (<25%) » alors Défavorable (0 pt)

Critère 9 : Présence de poissons

La présence de poissons dans une mare est défavorable voire rédhibitoire aux amphibiens. Les poissons carnivores prédatent les œufs, les têtards, les larves voire les adultes, tandis que les poissons herbivores se nourrissent des herbiers aquatiques servant d'habitat aux amphibiens. Pour les amphibiens, cela se traduit selon les espèces, soit par leur l'absence, soit par des modifications morphologiques des larves, ce qui impacte leurs ressources vitales (Teplitsky *et al.*, 2003).

Ainsi :

- Si absence de poissons, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si présence avérée ou probable de poissons, alors Défavorable (0 pt)

Indicateurs de la favorabilité du contexte local pour la communauté d'amphibiens

Critère 10 : Contexte immédiat

Différentes typologies de mare, liées au contexte environnant, ont été identifiées dans la base de données du SIT « Mare ». La plupart des espèces d'amphibiens présentes sur le territoire colonisent préférentiellement les mares alluviales ou en milieux ouverts. À l'inverse, les milieux fermés sont peu utilisés, même par des espèces plutôt ubiquistes (Crapaud calamite, Rainette méridionale). Les mares agricoles peuvent être favorables aux amphibiens selon leurs usages (prélèvement d'eau abandonné ou pas) et les pratiques culturales à proximité (utilisation ou non de produits phytosanitaires, labour profond ou pas, présence de bandes enherbées, maintien des haies et murets, pâturage...). Les mares en contexte urbain sont plutôt défavorables aux amphibiens (risque accru d'écrasement et d'apport d'espèces exotiques comme les poissons rouges). Néanmoins certaines espèces peuvent

s'y reproduire (Crapaud commun, Rainette méridionale, Alyte accoucheur) (Tatin, 2010).

Ainsi :

- Si « Typologie de mare » = « mare alluviale » ou « mare de massif ocreux » ou « mare de prairie, lande ou friche », alors Favorable optimal (5 pt)
- Si « Typologie de mare » = « mare agricole » ou « mare de forêt » ou « mare de garrigue et maquis », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si « Typologie de mare » = « mare urbaine ou semi-urbaine », alors Défavorable (0 pt)

Critère 11 : Distance avec la mare la plus proche

La présence d'une mare à proximité de celle étudiée permet aux amphibiens d'avoir une zone de repli en cas de perturbation du milieu et de se disperser plus facilement. L'étude démographique de la population de Pélobate cultripède sur deux zones humides du bassin versant du Calavon a permis d'observer que les plus grandes distances parcourues se situaient entre 250 et 700 m (Renet comm. pers). Ainsi, une distance optimale de 0 à 250 m a été choisie pour ce critère dont les résultats ont été obtenus par croisement SIG.

Méthodologie de calcul par croisement des données sous SIG :

Calcul de distance automatique entre les mares. Les mares sont croisées entre elles pour calculer la distance. Une mare ne peut pas être croisée avec elle-même.

Ainsi :

- Si la mare la plus proche se trouve dans les 250 m autour, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si la mare la plus proche se trouve entre 250 m et 500 m, alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si la mare la plus proche se trouve au-delà de 500 m, alors Défavorable (0 pt)

Critère 12 : Nombre de mares à moins de 500 m

Les réseaux de mares permettent de connecter les populations d'amphibiens entre-elles, de faciliter le déplacement et la dispersion des individus. Il a été choisi ici de retenir la valeur minimale conseillée pour un réseau

fonctionnel optimal de mares de 4 par km², soit 3 mares dans un rayon de 500 m (Scher, 2010).

Méthodologie de calcul par croisement des données sous SIG :

Calcul de distance automatique entre les mares. Les mares sont croisées entre elles pour calculer la distance. Une mare ne peut pas être croisée avec elle-même.

Ainsi :

- Si le nombre de mares dans les 500 m est supérieur ou égal à 2, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si le nombre de mares dans les 500 m est égal à 1, alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si absence de mare dans les 500 m, alors Défavorable (0 pt)

Critère 13 : Distance avec un site terrestre d'hivernage potentiel

Plus la distance est importante entre la mare et le site terrestre d'hivernage des amphibiens, plus les risques de prédation et d'écrasements sont importants. Ainsi, il a été choisi une distance maximale de 1 000 m, car les amphibiens parcourent rarement plus d'un 1 km pour atteindre le site d'hivernage (Duguet *et al.*, 2003).

Méthodologie de calcul par croisement des données sous SIG :

Il a été considéré comme site d'hivernage un boisement de feuillus supérieur ou égal à 1 ha

Une couche des boisements de feuillus a été créée par compilation :

- Du MOS⁸ 2015 de la Communauté de communes du Pays d'Apt Luberon
- Du MOS 2014 de Luberon Monts de Vaucluse (LMV)
- De la couche de l'IFN (Inventaire forestier national) pour les zones non couvertes par un MOS

Pour chaque couche les postes suivants ont été retenus :

Cette couche a été croisée ensuite avec les différents buffers de distance pour attribuer les notes.

Ainsi :

- Si site d'hivernage situé à une distance comprise entre 0 et 500 m de la mare, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si site d'hivernage situé à une distance comprise entre 500 m et 1 000 m, alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si site d'hivernage situé à plus de 1 000 m, alors Défavorable (0 pt)

MOS 2015 CCPAL	MOS 2014 LMV	IFN V2
3212 <i>Formations semi-ouvertes arbustives et/ou arborées</i>	3223 <i>Garrigues fermées</i>	<i>Forêt de feuillus</i> <i>Forêt mixte feuillus-conifères</i>
3111 <i>Forêts de feuillus</i>	3232 <i>Jeunes peuplements</i>	
3214 <i>Formations principalement arborées</i>	3231 <i>Forêts ouvertes</i>	
3113 <i>Forêts mélangées</i>	3222 <i>Garrigues en cours de fermeture</i>	
3213 <i>Formations arbustives fermées</i>	3111 <i>Forêts de feuillus</i>	
	3113 <i>Forêts mélangées</i>	

Critère 14 : Contiguïté d'un corridor linéaire

La présence de corridors écologiques linéaires à proximité des mares permet aux amphibiens de se déplacer plus facilement. Ces corridors les protègent notamment des risques de prédation et d'écrasement sur les routes. Ils permettent une plus grande connexion entre les populations et facilitent la colonisation de nouveaux sites de reproduction.

L'étude démographique de deux populations de Pélouate cultripède sur le bassin du Calavon a identifié que les distances maximales moyennes parcourues par les individus variaient de 44 à 74 m, tandis que les distances extrêmes identifiées se situaient autour de 300 m (Renet comm. pers.).

8. Le Mode d'occupation des sols (MOS) est un outil d'observation permettant de suivre l'évolution de l'occupation des sols d'un territoire. Il est réalisé par photo-interprétation (analyse de photographies aériennes) à partir de campagnes de prises de vues à plusieurs dates différentes.

Méthodologie de calcul par croisement des données sous SIG :

On entend par corridor linéaire, une haie, un ruisseau ou un fossé. Le référentiel hydrographique de la BD Topo a été utilisé car il s'agit du seul fichier de données viables recensant le réseau hydrographique. On y retrouve également les haies en plus des ruisseaux, fossés et rivières.

Tous les tronçons de cours d'eau de la BD Topo sont considérés pour le croisement avec les buffers de distance des mares.

Ainsi :

- Si présence d'un corridor écologique linéaire à moins de 100 m de la mare, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si présence d'un corridor écologique linéaire situé à une distance comprise entre 100 m et 300 m, alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si présence d'un corridor écologique linéaire situé à une distance supérieure à 300 m, alors Défavorable (0 pt)

Critère 15 : Zone d'écrasement potentiel

La présence d'infrastructures routières à proximité de la mare entraîne un risque d'écrasement des amphibiens, particulièrement lors de la migration pré-nuptiale. Ce risque varie selon l'importance de la route (autoroutes, routes départementales, chemins...) qui est proportionnelle à la densité du trafic sur ces routes. Un rayon de 250 m autour de la mare a été choisi, représentant la superficie où sont dénombrés le plus de déplacements d'amphibiens.

Méthodologie de calcul par croisement des données sous SIG :

Une couche de routes a été créée à partir de la couche des tronçons routiers de la BD Topo. Une classification à partir du champ « importance » a été réalisée comme suit :

- Importance = 1 OU 2 OU 3 route reclassée « Départementale/Nationale »
- Importance = 4 OU 5 route reclassée « Communale »
- Importance = 6 route reclassée « Non bitumée »

Cette couche a ensuite été croisée avec un buffer de 250 m autour des mares.

Ainsi :

- Si le buffer ne croise que des routes « Non bitumées » ou ne croise aucune route, alors Favorable optimal (5 pt)
- Si le buffer ne croise que des routes « Communales », alors Favorable non optimal (2 pt)
- Si le buffer croise au moins une route « Départementale/Nationale », alors Défavorable (0 pt)

**ANNEXE 2 : LISTE DES MARES AVEC PRÉSENCE AVÉRÉE DU PÉLOBATE CULTRIPÈDE
(CONFIRMÉE APRÈS 2000) ET ÉVALUATION DU SUCCÈS DE LA REPRODUCTION
ENTRE 2019 et 2020.**

Code	Nom	Commune	Année observation (avant le début de la présente étude)	Année(s) du contrôle de la reproduction	Succès de la reproduction
84PNRL089	Mare du Chêne n° 3	Apt	2017	2019	Positif
84PNRL246	La Bruyère - Mare du Bouvre (Sud)	Apt	2009	2019	Positif
84PNRL254	Mare du Pont Julien	Bonnieux	2009	2019	Positif
84PNRL098	Peyroarde n° 1	Bonnieux	2001	2019	Non déterminé
84PNRL0318	Les Devens Longs - Bassin d'Ocre n° 11	Gargas	2014	2019	Positif
84PNRL065	Mare du ravin de la Coquillade n° 2	Gargas	1986*	2020	Positif
84PNRL0278	Mare Les Ratiars n° 1	Gordes	2017	2019-2020	Négatif
84PNRL0281	Mare Les Hauts Rescalets	Gordes	2015	2019-2020	Négatif
84PNRL0295	Mare La Croix des Baux 1	Gordes	2015	2019-2020	Positif
84PNRL0297	Mare Les Moliards 1	Gordes	2015	2019	Non déterminé
84PNRL0298	Mare Les Moliards 2	Gordes	2017	2019-2020	Négatif
84PNRL0291	Les Tours 3	Goult	2018	2019-2020	Positif
84PNRL105	Gare de Bonnieux	Goult	2017	2019-2020	Négatif
84PNRL102	La Barasse	Goult	-	2019	Négatif
84PNRL103	Les Tours n° 1	Goult	-	2019	Positif
84PNRL115	Les Pèbres	Goult	-	2020	Positif
84PNRL125_1	Mare de la Virginie 1	Goult	2016	2019	Négatif
84PNRL125_2	Mare de la Virginie 2	Goult	2016	2019	Positif
84PNRL179	Mare du Plan	Oppède	2018	2019-2020	Positif
84PNRL127	Le Grand Camp	Robion	2015	2019-2020	Positif
84PNRL047	La Bruyère - Mare Les Tapets	Rustrel	2012	2019-2020	Positif
84PNRL188	La Bruyère - Mare du Canyon	Villars	2007	2019	Positif
84PNRL189	La Bruyère - Mare des Américains	Villars	2016	2019-2020	Positif
84PNRL0280	Mare des Grès n° 2	Saint-Saturnin- lès-Apt	2016	2019-2020	Positif

* Mare redécouverte au cours de l'étude.



Mare Ponty : mare permanente en contexte agricole, proche de réseaux routiers, en état de conservation moyen selon l'analyse IECMA - Photo David Tatin



Mare des Américains : mare temporaire en contexte naturel de massif ocreux, en bon état de conservation selon l'analyse IECMA. Site de reproduction du Pélobate cultripède. - Photo CENPACA-Florence Ménétrier

Glossaire

Anoxie (du milieu)

Diminution drastique ou disparition de l'oxygène dans un milieu.

Chorologie

Étude de la répartition géographique des organismes vivants.

Connectivité

En écologie, possibilité pour les espèces de se déplacer dans le paysage pour passer d'un milieu favorable à un autre. Les trames vertes et bleues visent à obtenir une connectivité optimale pour les espèces vivantes.

Écologie

- 1) Science qui étudie les relations entre les êtres vivants et leur milieu
- 2) Pour une espèce donnée, caractéristiques de son milieu de vie.

Espèce porte-drapeau

Espèce emblématique dont la représentation positive de la part du grand public permet de renforcer la mobilisation pour la protection de son habitat et par conséquent des autres organismes qui l'occupent.

Eutrophisation

Augmentation des matières organiques dans l'eau, pouvant conduire à l'anoxie du milieu. (L'oligotrophie désigne la pauvreté en matières organiques, la mésotrophie, un état intermédiaire avec l'eutrophie).

Hélophyte

Plante aquatique à feuilles émergées.

Hydrophyte

Plante aquatique à feuilles submergées ou flottantes.

Ichtyologique (adj.)

Relatif aux poissons.

Lentique (adj.)

Qui se rapporte aux eaux douces stagnantes ou à mouvement lent.

Niveau trophique

Place occupée par un organisme dans un réseau trophique.

Trame verte / Trame bleue

Maillage écologique, local ou régional, dont la conception est issue d'une approche scientifique et cartographique. Il est traduit en France sous la forme de la « TVB » qui identifie sur le terrain un réseau d'espaces dédiés à la préservation de la biodiversité terrestre (partie « verte ») et aquatique (partie bleue »).