



Université d'Angers  
Faculté des sciences  
2-11 Boulevard Lavoisier  
49045 Angers

Parc Naturel Régional de Camargue  
Mas du Pont de Rousty, RD 570  
13200 Arles

**Actualisation des données de présence du Triton crêté,  
*Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), en Basse Vallée du Rhône,  
à l'extrémité sud de son aire de répartition mondiale, et suivi  
de la population la plus méridionale connue, à Arles (13)**



Rapport de stage de master 2  
Mention BEE - Parcours Ecologie Éco-ingénierie des Zones Humides

**Julie Pédrone**

Encadrement : Célia Grillas et Julien Renet

Soutenu publiquement le 9 septembre 2019

Année Universitaire : 2018-2019

<b>Master 2 Ecologie Eco-ingénierie des zones humides</b> Mention Biodiversité Ecologie Evolution	
Année universitaire : 2018-2019	Date de soutenance <b>9 septembre 2019</b>
<b>Julie Pédrono</b>	Parc Naturel Régional de Camargue Mas du Pont de Rousty, RD 570- 13200 Arles
Responsable du parcours du Master 2 : <b>Aurélie Davranche</b>	Maîtres de stage : <b>Célia Grillas</b> - Chargée de mission Natura 2000 <b>Julien Renet</b> - Chargé de mission Vertébrés
<b>Actualisation des données de présence au Sud de l'aire de répartition du triton crêté <i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768) en Basse Vallée du Rhône, à l'extrémité sud de son aire de répartition mondiale, et suivi de la population la plus méridionale connue à Arles (13)".</b>	
<p><b>Résumé :</b></p> <p>La crise de la biodiversité actuelle touche particulièrement les amphibiens, dont 30% des espèces sont menacées d'extinction. De nombreux facteurs sont responsables du déclin de ces populations à travers le monde. Le triton crêté <i>Triturus cristatus</i> est classé « Least Concern » par l'IUCN. Cette espèce, protégée au niveau national, est considérée comme « En Danger Critique » au sud de son aire de répartition mondiale. Les prospections effectuées en 2019 sur 15 sites (dont 5 sites historiques), dans le sud de la basse vallée du Rhône n'ont pas permis de détecter la présence du triton crêté. Ces résultats viennent confirmer ceux obtenus en 2017, et appuient l'hypothèse d'un processus d'extinction ayant cours à échelle régionale. Les causes de déclin pourraient être liées aux conséquences de l'anthropisation (disparition et altération des habitats, fragmentation), et à l'arrivée d'une espèce exotique envahissante, l'écrevisse de Louisiane (<i>Procambarus clarkii</i>). Le suivi de la population de Trinquetaille par Capture Marquage Recapture a permis d'estimer la taille de la population de reproducteurs à 258 individus [IC 95% : 213-303], avec un sexe-ratio à 1.71 biaisé en faveur des mâles. Une partie de la population pourrait ne pas avoir participé à la reproduction du fait des conditions d'hydropériodes suboptimales. Aucun juvéniles, ni aucunes larves n'ont été observés sur le site au cours du suivi, appuyant l'hypothèse d'un déficit de recrutement au sein de cette population certaines années dont les causes possibles sont discutées dans le présent rapport.</p> <p>Mots clés : Amphibien, Triton crêté, Capture-Marquage-Recapture, extinction, population</p>	
<p><b>Abstract :</b></p> <p>Amphibian are affected by the biodiversity crisis, among them, 30% of the species are threatened of extinction. Numerous parameters are involved in the observed populations decline all around the world. The great crested newt <i>Triturus cristatus</i> is classified at « Least concern » by IUCN. This species is protected in France and is classified as « Critically endangered » in the South of his distribution area. No great crested newts were encountered during the searches undergone in 2019 on 15 sites (comprising 5 historic sites) in the South of the Lower Valley of the Rhône. Those results supports those obtained in 2017, and strengthen the suspicion that the specie undergoes an extinction process in this area. Main causes could have been the consequences of anthropogenic factors (habitats disappearance and degradation, fragmentation) and the arrival of an invasive species, the red swamp crayfish (<i>Procambarus clarkii</i>). The Trinquetaille's reproductive population estimation was about 258 newts [IC 95% : 213-303], with a sex ratio of 1.71 biased toward males. A part of the population could have skipped the reproduction in 2019 because of suboptimal hydroperiod conditions. Neither juvenile, nor larvae were observed during the survey. This pointed out a possible failure of the recruitment some years in this population. Possible causes are discussed in this report.</p> <p>Key words : Amphibian, Great crested newt, Capture-Mark-Recapture, extinction, population</p>	

ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je, soussigné (e) ..... *Jake Pedone - le Nézet* .....,  
déclare être pleinement conscient(e) que le plagiat de documents ou d'une partie d'un  
document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet, constitue une violation  
des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée. En conséquence, je m'engage à citer  
toutes les sources que j'ai utilisées pour écrire ce rapport ou mémoire.

Signature :



Cet engagement de non plagiat doit être inséré en première page de tous les rapports, dossiers, mémoires.

## **Remerciements :**

Un grand merci à Célia Grillas du PNR Camargue et Julien Renet du CEN PACA, mes maitres de stages, pour leurs conseils, et pour avoir su me recentrer sur le sujet lorsque je m'éparpillais. Merci également à Célia pour tous les moments partagés sur le terrain, et pour m'avoir permis de découvrir les différents aspects des missions portés par un chargé de mission Natura 2000.

Un grand merci à Pauline Priol, consultante scientifique en dynamique des populations, et Hugo Cayuela de l'université de Laval, pour leur grande disponibilité et leur aide concernant les modèles de dynamique des populations. Merci également à Pauline Priol et Pauline Bernard de m'avoir permis de participer à une séance de capture sur l'étang de Valliguières.

Merci à, Sylvie Giret de la DREAL PACA, Richard Marc, Julien Serrat et Jimmy Mariatte de l'AFB, Léa Lafournière et Tatiana Fuentes-Rodriguez du Syndicat Mixte de la Camargue Gardoise, Pauline Bernard du CEN LR, Thibaut Favier, service civique au CEN PACA, et à Stephan Arnassant, Claire Tetrel, Delphine Marobin, Cécile Moncourtois, Sylvain Ceyte, Laetitia Poulet, Lucie Schaeffer et Xabi Darthayette du PNR Camargue pour leur participation lors de la relève des pièges et la prise de photos des tritons à Trinquetaille.

Merci à Cyrille Sabran du COGard, Thomas Gendre de l'AFB, Léa Lafournière et aux services civiques des marais du Vigueirat de m'avoir accompagné lors des prospections nocturnes sur Beaucaire et en Camargue. Merci à Vincent Marty de l'AFB pour le prêt des nasses à vairon.

Enfin je tiens à remercier toute l'équipe présente au quotidien au centre administratif du Parc naturel régional pour leur accueil et pour les différents échanges que nous avons pu avoir. Merci aux membres du pôle Biodiversité et Patrimoine Naturel, Célia, Cécile, Stephan, et Gaëtan, de m'avoir accueilli au sein de leur bureau. Merci pour les gâteaux (les réserves vont durer plus longtemps après mon départ).

Également merci à tous les bénévoles d'avoir participer à la restauration partielle de la mare de Trinquetaille. Il ne reste plus qu'à faire la danse de la pluie.

## Table des matières

I-INTRODUCTION .....	1
II MATERIEL ET METHODE.....	3
2.1- Présentation de la zone d'étude .....	3
2.1.1- Prospection triton crêté en basse vallée du Rhône.....	3
2.1.2 la mare de Trinquetaille .....	5
2.2-Présentation du modèle biologique : le triton crêté .....	8
2.2.1- Aire de répartition.....	9
2.2.2-Cycle de vie .....	9
2.2.3- Régime alimentaire.....	10
2.2.4- Reproduction .....	10
2.2.5-Habitats .....	11
2.2.6- Menaces .....	11
2.3- Recherche du triton crêté en basse vallée du Rhône. ....	12
2.4- Suivi démographique de la population de Trinquetaille (Arles).....	13
2.5- Analyses statistiques .....	15
III- RESULTATS .....	16
3.1 – Recherche de la présence du triton crêté en basse vallée du Rhône .....	16
3.2- Estimation des paramètres démographiques de la population de Trinquetaille.....	17
IV- DISCUSSION.....	19
4.1 -Suivi du triton crêté en basse vallée du Rhône.....	19
4.1.1- Une extinction pressentie.....	19
4.1.2- Causes potentielles du déclin.....	21
4.2- Suivi de la population de Trinquetaille .....	23
4.2.1- Effet des conditions environnementales sur la présence sur la mare.....	23
4.2.2- Diminution des effectifs au sein de la population .....	25
V-CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	29
VI- BIBLIOGRAPHIE.....	31
ANNEXES.....	

## Liste des Figures et tableaux :

### Liste des Tables :

*Tableau I : Cinq premiers modèles selon le modèle POPAN classés par ordre de grandeur d'AIC. En gras, les meilleurs modèles avec les paramètres démographiques de survie (S), probabilité de capture (p), pente (pent) et effectifs (N) en considérant un effet du sexe (sex) ou un effet constant dans le temps (.). 18*

*Tableau II : Estimation des paramètres démographiques  $\pm$  SE, avec intervalles de confiance 95% entre crochet, de la population en 2019 d'après le modèle averaging des quatre meilleurs modèles. 18*

### Liste des Figures :

*Figure 1 : Localisation des sites prospectés en 2019 (cercle jaune) et des sites de présence actuelle avérée (cercle rouge) et historique (cercle blanc et rouge) du triton crêté dans la moitié Sud de la Basse Vallée du Rhône. 4*

*Figure 2: Présentation du site de Trinquetaille où réside la population de tritons crêtés - Arles (13).... 6*

*Figure 3 : Variation de la hauteur d'eau (en cm) de la mare de Trinquetaille entre 2016 et 2019..... 7*

*Figure 4 : a) vu ventrale des motifs ventraux d'une femelle reconnaissable par la ligne orange sous la queue b) mâle avec crête à gauche et femelle à droite. .... 8*

*Figure 5 : a) Installation des pièges Ortmann et des nasses à Vairon sur une mare lors des prospections b) Relève des nasses Ortmann dans la mare de Trinquetaille..... 43*

*Figure 6 : Détail de l'intérieur d'une nasse Ortmann avec des tritons piégés ..... 43*

*Figure 7 : Planche identification des pattern ventraux de tritons crêtés mâles pris en 2019, avec dans le coin supérieur droit le numéro unique de chaque individu. .... 44*

## **Liste des Annexes :**

<i>Annexe I : Caractéristique des sites prospectés.....</i>	<i>42</i>
<i>Annexe II : Mise en place des pièges et détail d'une nasse Ortmann.....</i>	<i>43</i>
<i>Annexe III : Exemple de planche de photoidentification des pattern ventraux des tritons crêtés établis pour le suivi 2019.....</i>	<i>44</i>
<i>Annexe IV : Abondance maximale d'amphibiens et d'écrevisses détectés (observation ou chants) par session pour chaque site et pour chaque espèce.....</i>	<i>45</i>
<i>Annexe V : Présentation de la structure d'accueil.....</i>	<i>46</i>

## I-INTRODUCTION

Considérée comme la sixième grande extinction de masse, la perte de biodiversité observée à l'heure actuelle touche tous les taxons (Mc Callum, 2007, Avise *et al.*, 2008 ; Fonseca, 2009 ; Butchart *et al.*, 2010). Chez les vertébrés, la vitesse de disparition actuelle des espèces serait similaire voir supérieure à celle des 5 précédentes grandes extinctions (Ceballos *et al.*, 2015 et 2017 ; Mc Callum, 2015). Le processus de déclin d'une espèce pouvant mener à l'extinction agit à trois échelles : individu, population, métapopulation (Semlitch *et al.*, 2017).

La Classe des amphibiens est particulièrement impactée par les processus de déclin : 32.5% des espèces sont menacées d'extinction (Wake et Vedrenburg, 2006), dont 47% des Urodèles (tritons et salamandres) (Stuart *et al.*, 2008 in Denoël, 2012). Les populations de nombreuses espèces d'amphibiens sont considérées en déclin général à travers le monde (Blaustein et Wake, 1990 ; Blaustein *et al.*, 2011). Les causes sont multiples : destruction et fragmentation des habitats, en particulier des zones humides, pollutions, changement climatique, propagation de maladies (notamment chytridiomycose et ranavirus) ; introduction d'espèces invasives, et exploitation commerciale (Collin et Storfer, 2003 ; Beebee et Griffiths, 2005 ; Bishop *et al.*, 2012).

En Europe, de nombreuses populations d'Urodèles sont en déclin sur une partie de leur aire de répartition (Denoël, 2012). Le Triton crêté *Triturus cristatus* ne fait pas exception à cette règle. Au niveau mondial, cette espèce est classée dans la catégorie « préoccupation mineure » (Least Concern) par l'IUCN. Au niveau européen, elle est protégée au titre de l'annexe II de la convention de « la vie sauvage et du milieu naturel » (convention de Berne, 1979), et des annexes II (espèce d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèce d'intérêt communautaire nécessitant une protection stricte) de la directive européenne 92/43/CEE « Habitats, faune et flore » en date du 21 mai 1992.

En France, le Triton crêté est inscrit sur la liste des reptiles et amphibiens protégés (arrêté du 22 juin 1993- version consolidée le 12 juillet 2019). L'espèce est considérée comme « quasi-menacée » au niveau national (UICN, MNHN et SHF, 2015) mais l'état de conservation est variable selon les régions et son statut peut varier localement. Ainsi si les populations de tritons crêtés sont considérées comme stables et dans un état de conservation satisfaisant dans l'aire biogéographique « Atlantique » (Bensettiti et Puissauve, 2015), les populations dans les régions « Alpine » et « Méditerranéenne » sont dans un état défavorable.

L'espèce est dans ce sens, classée « en danger critique d'extinction » sur la liste rouge des amphibiens et reptiles de la région PACA (Marchand *et al.*, 2017).

Sur le territoire national, les populations les plus méridionales sont localisées le long du Rhône en Basse vallée du Rhône, et sont particulièrement menacées. L'espèce n'y est actuellement représentée que par quelques noyaux de populations épars et isolés : dans la Drôme (Parrain, 2005 ; Parrain, 2010 ; Grossi, 2015), l'Ardèche (Parrain, 2005 ; Grossi, 2015), le Gard (étang de Valliguières , réseau de mares de la Capelle, plaine de Beaucaire), (Gendre et Rufroy, 2005 ; Gendre *et al.*, 2006 ; Geniez et Cheylan, 2012), le Nord du Vaucluse (Sérignat-du-Comtat) (Mourgues *in prep*), et les Bouches-du- Rhône (Arles, Camargue) (Renet et Olivier, 2012 ; Renet *et al.*, 2016). Dans le secteur le plus aval, entre Beaucaire et Arles, plusieurs données attestent de la présence de l'espèce. Toutefois, les plus récentes remontent à 2006, à l'exception d'un site connu sur l'agglomération arlésienne (Gendre *et al.*, 2006 ; Sabran, comm. pers.). En 2017, une campagne de prospections a été menée conjointement par le Parc naturel régional de Camargue (PNRC) et le Conservatoire d'espaces naturels de PACA afin de détecter la présence du triton crêté sur 32 sites (incluant les sites de présence historique), situés entre Beaucaire et la Camargue. La campagne a mobilisé trois méthodes de prospections (piégeage, prospection de jour au troubleau, ADN environnemental) dont les résultats se sont révélés négatifs (Grillas *et al.*, 2018).

La population de triton crêté la plus méridionale connue à ce jour en France est située sur la commune d'Arles (secteur de Trinquetaille) dans les Bouches-du-Rhône (13) sur une friche industrielle très isolée en zone péri-urbaine. Sur cette commune, la découverte du premier Triton crêté remonte aux années 1960. A cette époque, une introduction accidentelle fut suspectée par un stock de bois en provenance de Scandinavie. Cependant la présence avérée de noyaux de populations isolées sur d'autres sites de la basse vallée du Rhône, tendent à indiquer que la population arlésienne est d'origine naturelle. Par la suite, des individus ont été observés dans les années 80 par des naturalistes suisses (Brogard *et al.*, 1996). Cette population a été re-découverte en 1998 par Anthony Olivier et Laurent Tatin (Renet et Olivier, 2012 ; Renet *et al.*, 2016).

En 2000, la première estimation de la taille de la population par capture-marquage-recapture (CMR) a évalué le nombre de tritons crétés à  $361 \pm 82$  individus (Olivier et Lombardini *in* Gendre *et al.*, 2006). En 2010, une nouvelle campagne de suivi par CMR, n'a pas permis d'estimer les effectifs du fait d'un trop faible nombre de recaptures, malgré l'identification de 91 individus différents (Renet et Olivier, 2012). Par la suite, le suivi de

2014 a évalué la taille de la population arlésienne à 2900 tritons crêtés adultes [IC 95% : 2283-3739] (Renet *et al.*, 2016). L'effet combiné de l'atterrissement et de la diminution de la pluviométrie ces dernières années a conduit à des mises en eau tardives et peu importantes de la mare entre 2017 et 2018 qui n'ont pas permis de conduire de nouvelles études sur les effectifs de la population. Une nouvelle estimation a été possible en 2019 grâce à la mise en eau de la mare suite aux importantes pluies automnales de 2018.

Les travaux réalisés dans le cadre de ce stage visent à (i) maintenir une pression d'échantillonnage sur certains des sites déjà prospectés en 2017 afin de détecter la présence de populations de triton crêté en basse vallée du Rhône, (ii) estimer les paramètres démographiques de la population de Trinquetaille afin d'évaluer son état de conservation, en mettant en relation les résultats obtenus avec ceux des années précédentes.

## **II MATERIEL ET METHODE**

### **2.1- Présentation de la zone d'étude**

#### 2.1.1- Prospection triton crêté en basse vallée du Rhône

Les prospections ont été effectuées en basse vallée du Rhône sur des zones humides comprenant des données de présence historique du triton crêté, et sur des sites où l'espèce n'est pas connue mais dont l'habitat a été jugé favorable vis-à-vis des exigences écologiques de l'espèce (Figure 1).

Au total, 15 sites ont été prospectés afin de détecter la présence de l'espèce. Ils sont localisés entre Beaucaire (30) au Nord, et la Camargue au Sud (Figure 1). Les zones humides prospectées dans la zone de Beaucaire sont situées en rive droite du Rhône. En Camargue, elles sont situées le long du petit Rhône dans les départements du Gard (30) et des Bouches du Rhône (13) (à Fourques, et entre Saint Gilles et Albaron), et en rive gauche du grand Rhône aux alentours de Mas Thibert (13).

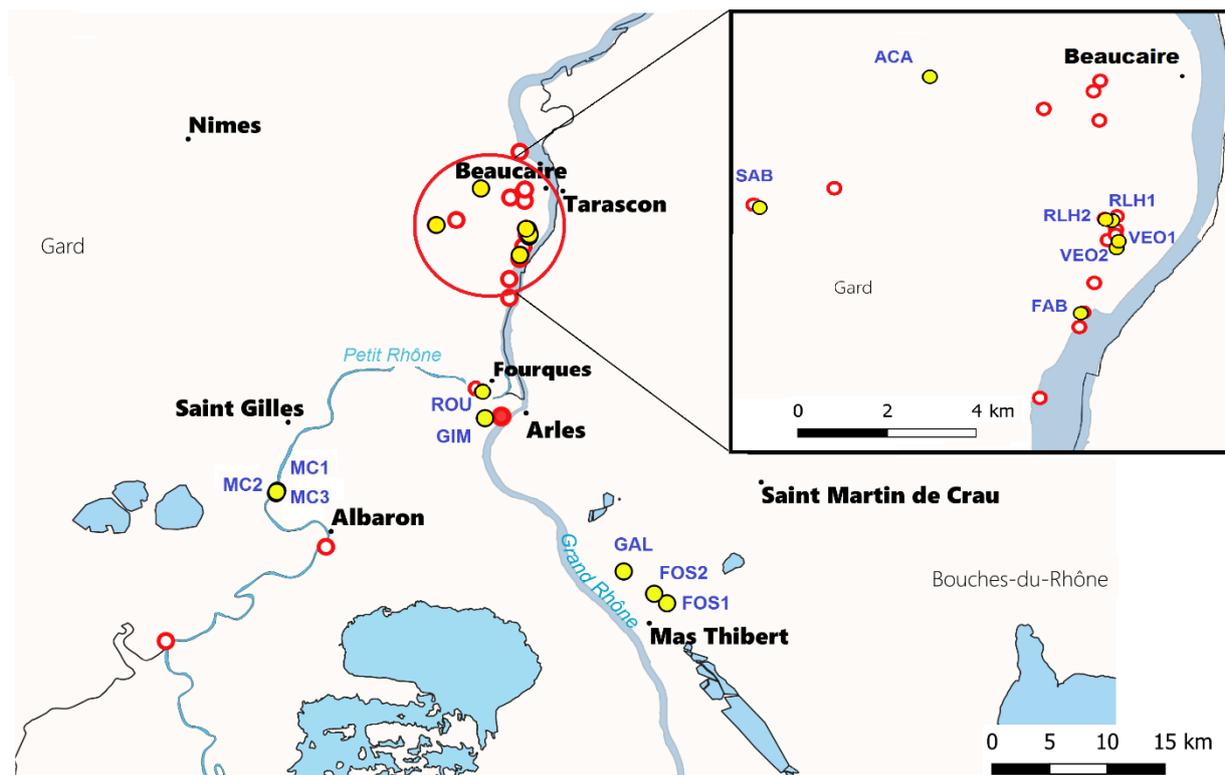


Figure 1 : Localisation des sites prospectés en 2019 (cercle jaune) et des sites de présence actuelle avérée (cercle rouge) et historique (cercle blanc et rouge) du triton crêté dans la moitié Sud de la Basse Vallée du Rhône.

Les milieux prospectés sont variés et comprennent (voir détails en Annexe I) :

- Des mares localisées en milieux agricoles (prairies ou cultures) (RLH1, RLH2, RLH3, FAB, ROU, GAL) ou « boisés » (ACA, VEO2).
- Un bassin de rétention, dont l'imperméabilité est assurée par une bâche à Beaucaire (VEO1).
- Un bassin d'évacuation des eaux de pluies en zone péri-urbaine, situé à 1 km de la mare de reproduction de la population de triton arlésienne (GIM).
- Des anciens décaissements de digues (MC1, MC2 et MC3) non loin d'Albaron.
- Des fossés en milieu agricole pastoraux (prairies) près de Mas Thibert (FOS1 et FOS2).

Seulement cinq sites de présence historique ont été prospectés en 2019 car certains sites historiques étaient asséchés cette année, notamment en Camargue. Parmi ces cinq sites, quatre ont fait l'objet de travaux de restauration en 2018, dans le cadre de mesures compensatoires portées par le Syndicat Mixte interrégional d'Aménagement des Dignes du delta du Rhône Et

de la Mer (SYMADREM). Il s'agit de la mare du Rouinet près de Fourques (ROU), et des mares situées au Sud de Beaucaire (RLH1, RLH2 et FAB). Le 5<sup>ème</sup> site de présence historique se situe à l'Ouest de Beaucaire (SAB).

Par ailleurs, huit sites prospectés en 2019, dont les cinq sites de présence historique, ont déjà fait l'objet d'un suivi en 2017. La procédure utilisée en 2017 n'avait pas détecté la présence du triton crêté sur ces sites. L'absence avérée d'une espèce étant difficile à mettre en évidence, ces mares ont été à nouveau étudiées afin de consolider les résultats obtenus en 2017.

### 2.1.2 la mare de Trinquetaille

#### *2.1.2.a- Description du site*

La zone d'étude se situe en zone péri-urbaine de la ville d'Arles, dans le département des Bouches du Rhône (13), à l'extrémité nord du delta de la Camargue. Il s'agit d'une friche de 6.25 Ha, traversée par une petite route. Elle est située sur une ancienne zone industrielle du quartier de Trinquetaille, au Nord-Est de la ville d'Arles (Figure 2). Le site est enclavé, bordé par la RN113 au Nord, les anciens sites industriels des papeteries Etienne et le Rhône au Sud, des logements à l'Est, et, par la D570 et des logements à l'Ouest. Le site de Trinquetaille semble totalement isolé. Une seule « zone humide » est connue à proximité. Il s'agit d'un bassin d'évacuation des eaux pluviales situé à 1 km, aménagé en 2009 (GIM). Cet isolement était déjà effectif il y a près d'un siècle d'après les photos aériennes des années 30.

Le site de reproduction des tritons crêtés est une mare temporaire localisée au Sud-Ouest de la zone. Sa surface totale est d'environ 2680 m<sup>2</sup> pour une profondeur maximum de 1.50 m. La mare est en phase de comblement avancé du fait de la présence d'une Phragmitaie à *Phragmites australis* très dense. Le milieu terrestre à proximité de la mare se compose d'une strate arbustive dominée par des peupliers blancs *Populus alba*, des ormes *Ulmus minor*, et des lauriers *Laurus nobilis*. De l'aubépine *Crataegus sp* et des ronces *Rubus spp* sont retrouvées dans les sous-bois. Des tas de gravats sont présents en bordure de route. La partie Nord du site est en partie occupée par une strate herbacée poussant sur des remblais, ponctuée par quelques îlots d'arbres et arbustes comprenant des tamaris *Tamarix gallica*, du robinier faux acacias *Robinia pseudoacacia* et des peupliers. Des canniers de canne de Provence *Arundo donax* sont observables sur une grande partie du site.

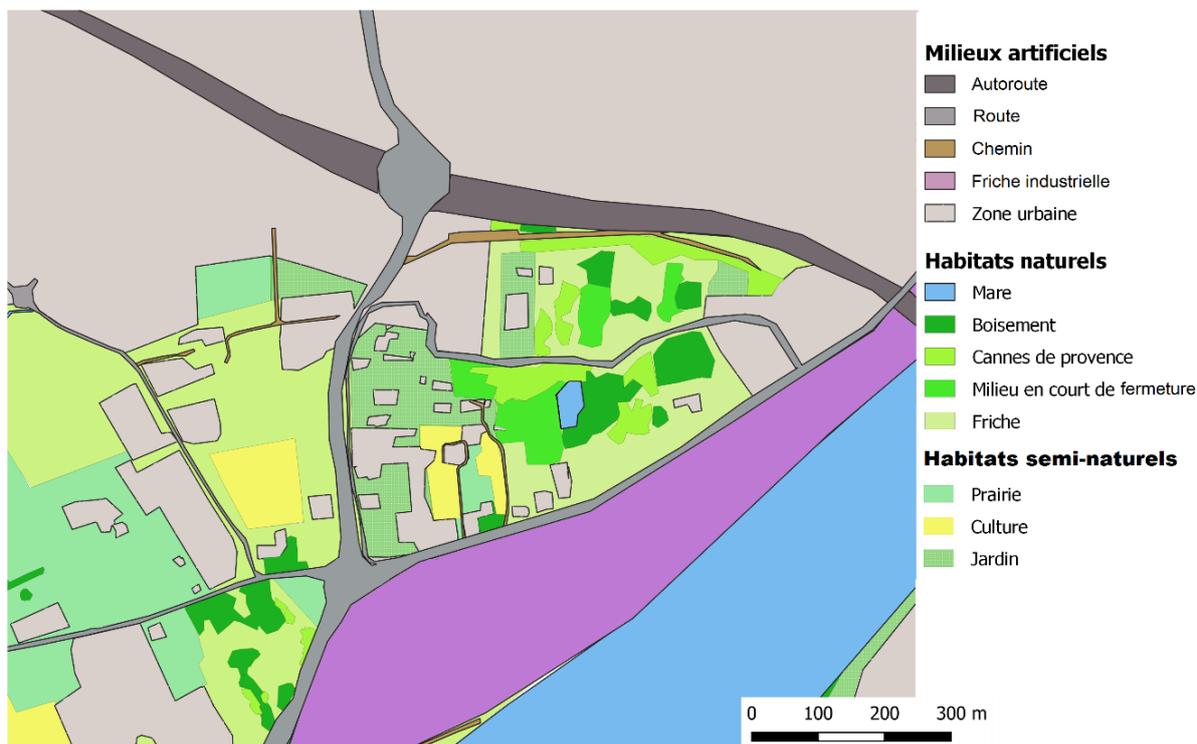


Figure 2: Présentation du site de Trinquette où réside la population de tritons crêtés - Arles (13)

### 2.1.2.b- Historique du site

Une portion de la partie Sud du site, localisé à proximité de la mare a en partie servi de parking pour les papeteries Etienne (1911-2011). La parcelle au Nord du site a abrité l'usine d'engrais Schloesing de 1911 à 1980. A l'origine, la production de l'usine était centrée sur la fabrication de phosphates et d'acide sulfurique. Suite à l'augmentation de la viticulture et de l'élevage en Camargue dans les années 1920, la production a été orientée sur les antiparasitaires et la bouillie bordelaise (sulfate de cuivre). Dans les années 1960, l'usine produisait principalement des engrais pour la riziculture et la vigne, ainsi que des engrais composés et du superphosphate de chaux. (Noïque,1991 ; Courtet, 2008).

L'agglomération Arles Camargue Crau Montagnette est propriétaire du site depuis 2017. Il y a quelques années, la ville a souhaité revaloriser cette friche dans le cadre d'un projet d'aménagement urbain, qui n'est plus d'actualité aujourd'hui. Des analyses de sols effectuées en 2010 dans le cadre de l'étude d'impact ont montré l'existence d'une pollution multiple (cuivre, PCB, phosphore...) dont l'origine concorde avec le passé industriel du site (Soberco environnement, 2017). Des relevés effectués à l'aide d'une sonde en 2018 et 2019 ont révélé des taux de salinité dans l'eau oscillant entre  $4\text{g.L}^{-1}$  et  $8.5\text{g.L}^{-1}$ . La salinité enregistrée sur le site de Trinquette ne semble pas être attribuable à une remontée du biseau

salé qui à court sur une partie de la Camargue, car la zone est éloignée de l'aire d'influence de ce dernier. La nature du (des) contaminant(s) de l'eau de la mare n'a fait l'objet d'aucune analyse et est donc inconnue à ce jour. En 2019, la diminution des niveaux d'eau a induit un effet de concentration de la salinité mesurée sur le site, passant de 6.52 g/L en janvier 2019 à 8.5g/L fin mai.

### 2.1.2.c- Fonctionnement hydrologique

La zone humide est soumise à un climat méditerranéen qui se caractérise par l'occurrence de précipitations intenses et irrégulières en automne, et par une période de sécheresse longue en été. La mare de Trinquetaille ne semble pas connectée à la nappe du Rhône. Son remplissage dépend essentiellement de la pluviométrie. La mise en eau de la mare s'effectue à partir de l'automne avec l'arrivée de fortes pluies. Les pluies printanières, contribuent ensuite au maintien plus ou moins long du milieu en eau. C'est une mare temporaire. La période d'assec va de juin à mi-octobre mais cette durée peut varier selon les années (Figure 3).

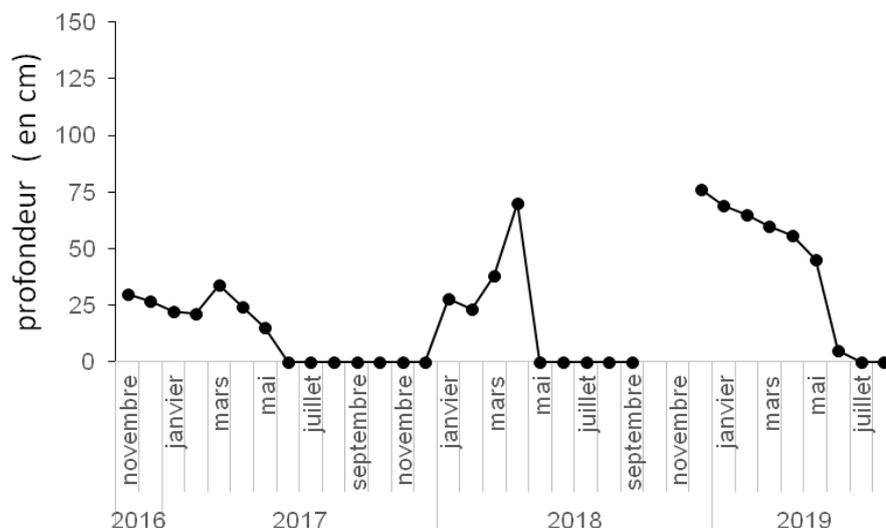


Figure 3 : Variation de la hauteur d'eau (en cm) de la mare de Trinquetaille entre 2016 et 2019

La diminution de la pluviométrie dans la région ces dernières années conduit à une diminution des surface inondées et de la durée de mise en eau. Ceci entraine des assecs de plus en plus prononcés et intervenant de plus en plus tôt dans l'année, ne permettant pas des conditions optimales pour la reproduction des tritons. Ce phénomène est accentué par la fermeture du milieu par la végétation qui puise dans la réserve d'eau. Le niveau d'eau de la mare est suivi depuis 2016. Au début du suivi, en mars 2019, la superficie en eau était d'environ 30 m<sup>2</sup> pour une profondeur maximum de 60 cm. A noter que lors du suivi de 2014,

les niveaux d'eau étaient très supérieurs (150 cm), et toute la surface de la mare était inondée (2680 m<sup>2</sup>).

## 2.2-Présentation du modèle biologique : le triton crêté

Le triton crêté, *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) est un des plus gros tritons observables en France métropolitaine. Sa taille varie de 10 à 18 cm en moyenne (Speybroeck *et al.*, 2018). Il existe un dimorphisme sexuel chez cette espèce, les femelles étant plus grosses que les mâles. La longévité serait d'une dizaine d'années en moyenne voir plus. L'âge de certains individus ayant été estimé à 18 ans par squeletochronologie (Miaud, *et al.*, 1993).

Le triton crêté se caractérise par sa livrée sombre allant de gris à noir, parsemée de taches noires plus ou moins visibles. Des taches blanches granuleuses sont présentes sur les flancs, et remontent parfois sur la base du cou. La face ventrale est de couleur jaune à orangée, et tachetée de motifs noirs (Figure 4a). En phase terrestre, la peau est sombre et granuleuse, les caractères sexuels secondaires ne sont pas apparents. En période de reproduction, le mâle possède une crête « dentelée » sur la ligne dorsale du corps, partant de la base de la tête, et sur la queue (Figure 4b). Une bande blanche horizontale plus ou moins marquée, le « miroir », s'étend de la pointe de la queue vers la base en s'estompant. Les femelles et les juvéniles sont dépourvus de crêtes et de miroir, mais possèdent une ligne orange sous la queue (Figure 4a) (Speybroeck *et al.*, 2018).



Figure 4 : a) vu ventrale des motifs ventraux d'une femelle reconnaissable par la ligne orange sous la queue b) mâle avec crête à gauche et femelle à droite.

### 2.2.1- Aire de répartition

Le triton crêté, *Triturus cristatus* fait partie d'un ensemble de six espèces apparentées de tritons crêtés présentes sur le continent Eurasien (Speybroeck *et al.*, 2018). C'est une espèce paléarctique dont l'aire de répartition s'étend du Sud de la Scandinavie à la Méditerranée, et de l'Ouest de la France jusqu'à l'Oural en Russie. L'espèce est également présente au Royaume-Uni, jusque dans la partie Sud de l'Ecosse (Griffiths, 1996).

En France, le triton crêté est principalement présent sur la moitié nord du territoire métropolitain. Dans la moitié sud, son aire de répartition s'étend sur le massif central, une partie des Alpes et le long de la vallée du Rhône. Il est présent en plaine et jusqu'à 1090 m d'altitude (Speybroeck *et al.*, 2018). En région méditerranéenne, des foyers de populations épars et isolés ont été répertoriés en basse vallée du Rhône. Des données historiques attestent de sa présence dans le Vaucluse (Mourgues, 1908) et dans le Gard où l'espèce était considérée comme commune à la fin du XIXe siècle (Crespon, 1844, in Brogard *et al.*, 1996).

### 2.2.2-Cycle de vie

Comme la majorité des amphibiens, le triton crêté est une espèce essentiellement nocturne dont le cycle de vie se divise en deux phases : phase terrestre et phase aquatique.

A la sortie de l'hiver, les tritons sortent d'hibernation et migrent vers le milieu aquatique pour se reproduire. Le triton crêté présente une forte philopatrie à son site de reproduction (Jarvi, 2010 et 2012). La mise à l'eau a lieu en février, parfois plus tôt dans l'année pour les populations les plus au sud (Borner, 2012 ; Geniez et Cheylan, 2012). Les attributs sexuels « secondaires » apparaissent (crête, miroir chez les mâles). En général, les mâles arrivent les premiers sur les sites de reproduction (Hedlund et Robertson, 1989). En France, les individus quittent le milieu aquatique entre fin mai et mi-juin. Les populations plus au Nord de l'aire de répartition tendent à quitter le milieu entre fin août et le mois de septembre (Duff, 1989). Les femelles quitteraient les sites de reproduction peu après les mâles, après la ponte. Des juvéniles peuvent également retourner à l'eau pour se nourrir (Priol, 2016 ; Verrel, 1985).

Il existe peu d'information sur le cycle de vie du triton crêté en milieu terrestre. Comme d'autres amphibiens, l'espèce est difficile à observer au cours de cette phase. Elle se cache sous différents abris en journée, et pour hiberner (souches, pierres, gravas, galeries...) (Jehle, 2000). L'espèce hiverne, et peu estiver lors des mois chauds.

### 2.2.3- Régime alimentaire

Le triton crêté est un prédateur au régime alimentaire opportuniste, variant en fonction de la saison. Ce prédateur vorace a la capacité d'ingérer des proies mesurant presque sa taille. En milieu terrestre les tritons consomment divers invertébrés, tels que insectes, mollusques, araignées, cloportes, mille-pattes... (Speybroeck *et al.*, 2018).

En milieu aquatique, il consomme des macro-invertébrés (larves d'insectes, sangsues, vers...), du zooplancton (cladocères, copépodes, ...), des insectes tombés à l'eau, des têtards (grenouilles et crapauds), et des larves de tritons (incluant celle de son espèce) (Cicort - Lucaciu *et al.*, 2005 ; David *et al.*, 2009 ; Griffiths et Mylotte, 1987). Des adultes d'autres espèces de tritons plus petites peuvent également être prédatées (Kinne, 2006). L'espèce est oophage et consomme aussi bien les œufs d'autres espèces d'amphibiens (anoures et urodèles) que ceux de sa propre espèce (Miaud, 1994). Iftime et Iftime (2011) rapportent un cas de nécrophagie sur un poisson mort.

Les larves consomment du zooplancton au cours des premiers stades de développement. A partir d'une certaine taille, elles sont capables d'ingérer des têtards et d'autres larves de triton de taille inférieure (Braz et Joly, 1994).

### 2.2.4- Reproduction

La maturité sexuelle est atteinte aux alentours de 2 à 3 ans (Francillon -Vieillot *et al.*, 1990, Miaud *et al.*, 1993). La période de reproduction a lieu en milieu aquatique, et s'étale de février à mai sous nos latitudes. Les mâles et les femelles ont la possibilité de s'accoupler plusieurs fois avec différents partenaires au cours d'une même saison. Les mâles forment des leks temporaires où ils attendent les femelles pour parader (Hedlund et Robertson, 1989). A la fin de la parade nuptiale, le mâle dépose un spermatophore contenant ses spermatozoïdes sur le substrat que la femelle récupère (Denoël, 1999). Plusieurs spermatophores peuvent être déposés au cours d'une même session (Hedlund, 1990).

La femelle pond de 150 à 380 œufs (Kinne, 2006) qu'elle enroule un par un dans une feuille. La durée du développement embryonnaire et larvaire est dépendante de la température (D'Amen *et al.*, 2007). Un phénomène de mortalité lié au chromosome I induit la mortalité de 50 % des œufs au cours du développement (Wallace, 1987). En France, les larves métamorphosées émergent vers fin juin -début juillet (Van Buskirk, 2007), tandis que l'émergence a lieu fin de l'été - début de l'automne au nord de l'aire de répartition (Duff, 1989).

### 2.2.5-Habitats

Le triton crêté se retrouve principalement dans des milieux semi-ouverts, bocagers comportant une ou plusieurs mares situées à proximité de boisement. La proximité de forêt de feuillus et de zones plus ouvertes de pâture, ou broussailles par rapport au site de reproduction semble être des facteurs favorisant la présence de l'espèce (Duff, 1989 ; Gustafson, 2011 ; Rannap *et al.*, 2012).

Les milieux de reproduction sont de manière générale des mares et des étangs de tailles variables, comportant des zones de profondeur moyenne (50 cm à 1 m) (Griffiths et Mylotte, 1987 ; Braz et joly, 1994). Les fossés peuvent également être utilisés. Les sites peu ombragés, avec une végétation aquatique variée (macrophytes, algues) dont le recouvrement n'excède pas 50 à 70% semblent être préférentiellement sélectionnés (Gustafson, 2006 ; Harper, 2018). Les milieux occupés par certaines espèces de poissons tendent à être évités car ceux-ci sont de potentiels prédateurs pour les œufs et les larves (Miro *et al.*, 2016, Rannap *et al.*, 2012).

Les capacités de dispersion du triton crêté sont plutôt faibles. La plupart des individus résident dans les 250 m autour de la mare (Duff, 1989 ; Kovar *et al.*, 2009) parfois moins (Jehle, 2000). Cependant, certains individus peuvent disperser sur de plus grandes distances (supérieure à 1 km). Haubrock et Altricher (2016) rapportent des distances parcourues de 1.52 à 1.61 km au cours de 2 mois de suivi dans la réserve naturel de Dönche (Allemagne).

### 2.2.6- Menaces

La disparition et la dégradation de son habitat représente l'une des principales menaces pour le triton crêté. L'intensification de l'agriculture et l'urbanisation croissante ont conduit à la disparition de nombreux sites de reproduction et de bosquets associés (Arntzen *et al.*, 2017 ; Blaustein *et al.*, 2011). Le changement dans les pratiques agricoles et notamment l'abandon de l'élevage ont conduit à l'arrêt de l'entretien de nombreuses mares et/ou à leur comblement. Par ailleurs le développement croissant du tissu urbain et du réseau routier représente une entrave à la dispersion des individus donc au flux génétique (Lehtinen *et al.*, 1999). Ces différents facteurs conduisent à l'isolement croissant des populations.

L'espèce, et notamment lors du stade larvaire, est sensible à la contamination des eaux par une grande variété de polluants d'origine diverses (rejets industriels, effluents urbains, routes...) (Carey et Briandt, 1995 ; White *et al.*, 2017), et notamment par les intrants agricoles (Ortiz-Santaliestra *et al.*, 2006 et 2007).

L'introduction de poissons carnassiers sur les sites de reproduction, et la propagation de différentes espèces exotiques envahissantes d'écrevisses, qui consomment les larves et les œufs des tritons, conduisent à l'extinction locales de population (Axelsson *et al.*, 1997 ; Ficetola *et al.*, 2011 ; Kats et Ferrer, 2003).

De plus, une maladie fongique, la chytridiomycose *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bates *et al.*, 2018) cause la mortalité de *T.cristatus*. Cette maladie est responsable de cas de mortalité chez de nombreuses espèces d'amphibiens et peut conduire localement à des mortalités de 100% (Dejean *et al.*, 2010).

### **2.3- Recherche du triton crêté en basse vallée du Rhône.**

Au total, 15 sites ont été prospectés entre le 5 mars et le 23 mai 2019 pour détecter la présence du Triton crêté. Entre deux et quatre passages ont été effectués par site. Certains sites apparaissant suboptimaux pour les tritons du fait d'un très grand nombre d'écrevisses et du manque de végétation ont arrêté d'être prospectés après deux passages (Annexe 1).

La probabilité de détection d'une espèce augmente avec le nombre de passages effectués sur site et la diversité des méthodes utilisées. Le protocole utilisé est adapté de la méthodologie POPtriton (Barrioz et Miaud, 2016). Cette méthode préconise trois sessions de prospection par site, composés de trois passages chacune. Du fait du manque de temps disponible à sa mise en œuvre intégrale, le protocole a été adapté en réduisant le nombre de passages à un passage par session. Chaque session a lieu à une période distincte : en mars, avril et mai. Les deux premières périodes sont axées sur la détection des adultes, tandis que la dernière inclus également la recherche de larves. A noter que les prospections n'ont lieu que lorsque les conditions météorologiques permettent une bonne visibilité, c'est à dire lorsqu'il n'y a ni pluie, ni vent. Le protocole mobilise deux méthodes de détection : les prospections nocturnes à la lampe torche, et le piégeage.

#### 2.3.1- les prospections nocturnes

Les prospections commencent une fois la nuit tombée. Chaque milieu est prospecté à la torche par deux observateurs. Le troubleau est utilisé dans les milieux avec une faible visibilité (turbidité ou végétation épaisse). Pour les milieux fermés de type mare ou bassin de rétention, les différents habitats sont prospectés de manière exhaustive. L'objectif principal de ce suivi étant de confirmer la présence ou l'absence du triton crêté, le protocole n'est pas standardisé sur la durée de prospection. La durée d'une prospection peut donc varier en

fonction de la surface à explorer, et de la difficulté de progression dans le milieu (ex : roselière). Les fossés sont prospectés en longeant leurs bordures. Toutes les autres espèces d'amphibiens observées ou entendues sont répertoriées.

### 2.3.2- Le piégeage

Des pièges sont placés sur chaque site en fin de journée. Leur nombre varie de 3 à 12 en fonction de la surface du milieu à prospecter. Le piégeage s'effectue à l'aide de nasses à vairons (22.5 cm x 22.5 cm x 46 cm) (Madden & Jehle, 2013) et de nasses Ortmann circulaires (H :25.5, diam : 27.5 cm) et ovales (H :27 cm, grd axe : 37.5 cm, petit axe : 28.5cm) (Drechsler *et al.*, 2010) (Annexe II). Les dispositifs sont relevés le lendemain matin et retirés du site. Les espèces présentes et leur stade de développement sont notés. Les individus capturés sont relâchés dans le milieu une fois identifiés.

Après chaque passage, les pièges et le matériel de terrain sont soigneusement nettoyés et mis à sécher au soleil afin d'éviter la propagation d'éventuels pathogènes et de larves d'écrevisses entre les sites.

## **2.4- Suivi démographique de la population de Trinquetaille (Arles)**

La population de tritons crêtés de Trinquetaille a été étudiée par capture-marquage-recapture (CMR) du 13 mars au 23 mai 2019, pendant la période de reproduction. Au total, 23 sessions de piégeage ont été effectuées à raison de 2 sessions par semaine. La capture de cette espèce dans le cadre scientifique a été soumise à autorisations préfectorales (arrêtés du 1<sup>er</sup> mars 2019 et du 5 mars 2019).

De manière générale, les suivis de population d'amphibiens s'effectuent au cours de la période de reproduction car ces organismes se rassemblent dans les milieux aquatiques et sont ainsi plus facilement détectable qu'au cours de leur phase terrestre.

Chez le triton crêté, les CMR permettent d'estimer la fraction des adultes reproducteurs de la population car les juvéniles ne reviennent en général pas à l'eau avant d'avoir atteint la maturité sexuelle (Smith, 1961 in Verrel 1985). Dans certaines populations, la présence de juvéniles d'un ou deux ans en milieu aquatique est récurrente (Borner, 2012 ; Verrel, 1985 ; Arntzen et Teunis, 1993). Pour autant, il semblerait que même au sein de ces populations, seule une partie des juvéniles retourneraient dans l'eau, et que les juvéniles resteraient majoritairement en phase terrestre (Hedlund 1990 in Artzen et Teunis,1993). Il est

donc difficile d'estimer les effectifs de la tranche d'âge juvénile d'une population à partir des individus capturés dans l'eau.

### 2.3.1- Protocole de piégeage

Au début du suivi en mars 2019, la superficie de la mare de Trinquetaille est d'environ 30 m<sup>2</sup>, la profondeur mesurée au plus profond est de 65 cm. Au total, six pièges Ortmann ont été utilisés pour effectuer le suivi. Les pièges sont disposés en fin d'après-midi sur la mare, et relevé le lendemain matin (Annexe II). Ils sont ensuite retirés du milieu jusqu'à la prochaine session.

### 2.3.2- Procédure lors de la capture

L'identification individuelle est réalisée par comparaison visuelle des motifs (ou pattern) ventraux (Drechsler, 2015). Chez le triton crêté, les motifs ventraux sont propres à chaque individu, comme les empreintes digitales chez les humains. A noter que les taches peuvent se modifier plus ou moins avec l'âge, cette variation étant plus marquée chez les juvéniles (Arntzen et Teunis, 1993). Il est donc possible de suivre l'animal dans le temps, à condition de mettre en place un suivi régulier. Ceci permet de suivre les modifications du pattern avec l'âge. L'identification par les motifs de l'individu à plusieurs avantages :

- C'est une méthode non invasive, qui ne nécessite pas d'amputation de tout ou partie d'un membre (doigt, queue) ou la pose chirurgicale d'un transpondeur
- Pas de mortalité lors de la pose du marquage ou des suites d'une infection dû à la pose
- Pas de perte du marquage
- C'est une méthode efficace sur le long terme et pour les petites populations (Arntzen *et al.*, 2004 in Plàiașu)
- La technique est facile à mettre en place, peu couteuse, et offre un gain de temps sur le terrain (Plàiașu *et al.*, 2005).

Le principal désavantage de la méthode est qu'elle requiert un fort investissement en temps pour la recherche visuelle par photoidentification des individus déjà capturés. Cette méthode devient très vite laborieuse et source d'erreurs avec l'augmentation du nombre d'individus à contrôler et le changement de gestionnaire de la base photos (Cruickshank & Schmidt, 2017). Cependant, de nombreux logiciels de reconnaissance individuelle permettent une gestion plus efficace et plus fiable des photos.

### 2.3.2.a-Manipulation des individus et recueil des données

Lors de la relève des pièges, les individus capturés sont placés ensemble dans un bac contenant de l'eau. Lors de la première capture, chaque individu se voit attribuer un numéro pour la session, il est ensuite sexé et son motif ventral photographié. Il n'existe pas de méthode standardisée pour la prise de photos. Chaque triton est placé sur une vitre et immobilisé, si besoin, à l'aide d'une éponge ou avec les mains humides. La photo du pattern ventral est prise par le dessous de la vitre. Une fois photographié, l'animal est placé dans un deuxième bac afin de ne pas être mélangé avec les animaux non-photographié. A la fin de la session, les tritons sont tous remis en liberté dans la mare.

### 2.3.2.b-Procédure d'identification

A la fin de chaque session, les photos sont analysées au bureau afin d'identifier les individus déjà capturés au cours des sessions précédentes. Un numéro d'identification unique est attribué à chaque animal après comparaison des photographies incluses dans la base de données. Ce numéro lui sera à nouveau attribué en cas de recapture.

Chaque individu observé pour la première fois est intégré à la base de données. En 2019, une base de données papier, constituée de planches de photos portant le numéro de l'animal, et une base de données numérique ont été créées (Annexe III). Lorsqu'il y a peu d'individus à identifier, l'identification via l'utilisation de la banque de photos s'avère plus rapide que l'utilisation d'un logiciel de reconnaissance.

Le logiciel I3S pattern<sup>+</sup> version 4.1 a été utilisé pour comparer les données de 2019 à la base de données de 2014 répertoriant 560 individus. L'efficacité de ce logiciel a déjà été testée sur différents modèles biologique avec succès, comme les tortues marines (Calmanovici *et al.*, 2018), les lézards *Liopholis slateri* (Treilibs *et al.*, 2016) ou encore les tritons crétés italiens *Triturus carnifex* (Sannolo *et al.*, 2016).

## 2.5- Analyses statistiques

L'ouverture de la population a été testée d'après la méthode de Stanley et Burnham (1999) à l'aide du logiciel Closetest. L'existence d'individus transient et de phénomènes de trap-dépendance ont été testé avec le logiciel U-care version 2.2 (Choquet *et al.*, 2005).

L'estimation de la taille de la population a été effectuée selon la méthode POPAN, adapté du modèle Jolly-Seber pour populations ouvertes par Schwarz et Arnason (1996) à l'aide du logiciel Mark version 9.0 (Cooch et White, 2018). Cette méthode permet d'estimer

les valeurs des paramètres de survie, de probabilité de capture, d'entrée de nouveaux individus dans la population (la pente), et de taille de la population au cours du suivi. Différents modèles ont été construits en faisant varier les modalités de ces 5 paramètres. Chaque paramètre pouvant être constant (.), dépendant du sexe (Sex) ou du temps (t). Les modèles ont ensuite été comparés selon le Critère d'Information d'Akaike corrigé (AICc). Le modèle ayant le plus petit AICc est considéré comme le meilleur modèle. A noter que la valeur du  $\Delta AICc$  exprime la différence entre la valeur de l'AICc du meilleur modèle et du modèle qui lui est comparé. Les modèles dont les  $\Delta AICc$  sont inférieurs à 2 sont considérés comme identiques aux meilleurs modèles, et ne peuvent donc pas être exclus. De plus, le poids d'AIC (AIC weight) indique la probabilité qu'un modèle proposé ajuste bien les données. Il varie de 0 à 1. Lorsque l'AIC weight est faible, l'estimation des paramètres est obtenue par « model averaging » c'est à dire par la moyenne pondérée des estimations des modèles sélectionnés.

### III- RESULTATS

#### 3.1 – Recherche de la présence du triton crêté en basse vallée du Rhône

Au total, 15 sites ont été inventoriés, dont cinq sites. Les trois mois de prospections n'ont pas permis de détecter la présence du triton crêté sur aucunsites prospectés, même sur les sites historiques.

D'autres espèces d'amphibiens ont été contactées sur les sites au cours du suivi : un urodèle, le triton palmé *Lissotriton helveticus*, et quatre espèces d'anoures : la rainette méridionale *Hyla meridionalis*, le complexe des grenouilles vertes *Pelophylax spp*, le crapaud calamite *Epidalea calamita* et le pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* (Annexe IV).

Le triton palmé a été observé sur quatre sites, dont le site de Trinquetaille. Le site de Gimeaux (GIM) semble abriter une très forte population de triton palmé. Jusqu'à 71 individus ont été dénombrés sur les bords malgré la faible visibilité due à la présence d'une roselière dense. A Beaucaire, cette espèce est présente sur deux sites, VEO2 et RLH1. En revanche, aucun triton palmé n'a été détecté dans le bassin de rétention de Véolia (VEO1) situé à seulement 120 m de VEO2. Le triton palmé n'a pas non plus été retrouvé dans l'ancienne carrière (ACA) ni au niveau des décaissements entre Albaron et le mas Case Brune (CB1, CB2, CB3), alors que des données attestaient de sa présence sur ces sites.

La rainette méridionale, au stade adulte, est l'espèce la plus fréquemment rencontrée lors des prospections avec 15 occurrences sur les 16 sites suivis. Dans une moindre mesure, le complexe des grenouilles vertes *Pelophylax spp.* est également commun avec 11 occurrences. Leur densité semble toutefois plus faible que celle des rainettes.

L'écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* a été observée sur 9 des 15 sites prospectés. Les quantités importantes dénombrées au niveau des décaissements le long du petits Rhône (MC1, MC2, MC3), et de la mare d'Albon (FAB) au Sud de Beaucaire, ont conduit à l'abandon de la prospection sur ces sites. Il est à noter qu'aucun œuf ni têtard d'amphibiens n'ont été observés sur les mares occupées par cette espèce, à l'exception du mas Galère, situé aux alentours de Mas Thibert.

### **3.2- Estimation des paramètres démographiques de la population de Trinquetteille.**

Au total 160 individus différents, soit 110 mâles et 50 femelles, ont été capturés au cours de la campagne de piégeage pour un total de 352 captures. Aucun juvénile ou sub-adulte n'a été capturé, ni observé sur la mare au cours de la période de suivi.

Le taux de recapture augmente tout au long du suivi, oscillant entre 20.83% et 88.57% en fonction des sessions de piégeage. 89 individus, soit 55.63% des individus capturés, ont été recapturés au moins une fois au cours du suivi 2019. Les tests préliminaires ont révélé que la population de 2019 était ouverte ( $X^2=150.92$ ,  $df=36$ ,  $p<0.0001$ ) et qu'il n'existait pas de phénomène de transience, ni de trap-dépendance ( $X^2=65.37$ ,  $df=81$ ,  $p=0.91$ ).

Les modèles POPAN prenant en considération l'effet du temps dans l'estimation des paramètres démographique : survie, pente et probabilité de capture n'ont pas pu converger, et ont donc été exclus de l'analyse.

16 modèles ont été analysés. Le delta AIC qui sépare le meilleur modèle des trois modèles suivants étant inférieur à 2, ces trois modèles ne sont pas exclus (Table I). Les quatre modèles prennent tous en compte un taux de survie dépendant du sexe. La probabilité de capture, les entrées d'individus (la pente) et l'abondance sont dépendantes du sexe ou non. Le poids d'AIC (AICc Weight) indique cependant que ces modèles sont imparfaits. Une procédure de « model averaging » a donc été effectuée afin d'estimer les valeurs des différents paramètres à partir des quatre meilleurs modèles.

Tableau I : Cinq premiers modèles selon le modèle POPAN classés par ordre de grandeur d'AIC. En gras, les meilleurs modèles avec les paramètres démographiques de survie (S), probabilité de capture (p), pente (pent) et effectifs (N) en considérant un effet du sexe (sex) ou un effet constant dans le temps (.).

Modèle	N.par	AICc	$\Delta$ AICc	Model likelihood	AICc Weight	Dev.
<b>S(sex) p(.) pent(sex) N(sex)</b>	<b>7</b>	<b>1449.31</b>	<b>0</b>	<b>1.0</b>	<b>0.280</b>	<b>155.46</b>
<b>S(sex) p(.) pent(.) N(.)</b>	<b>5</b>	<b>1449.35</b>	<b>0.03</b>	<b>0.99</b>	<b>0.276</b>	<b>159.64</b>
<b>S(sex) p(sex) pent(.) N(.)</b>	<b>6</b>	<b>1451.18</b>	<b>1.87</b>	<b>0.39</b>	<b>0.110</b>	<b>159.41</b>
<b>S(sex) p(sex) pent(sex) N(.)</b>	<b>7</b>	<b>1451.31</b>	<b>2.00</b>	<b>0.37</b>	<b>0.103</b>	<b>157.46</b>
S(.) p(.) pent(sex) N(sex)	6	1451.42	2.11	0.35	0.099	159.65

### 3.2.1 – Estimation de la taille de la population

L'estimation de la taille de la population de tritons crêtés de Trinquetaille est d'environ 258 individus [IC 95% : 213-303], soit  $163 \pm 10$  mâles [IC 95% : 140 -186] et  $95 \pm 9.46$  femelles [IC 95% : 73 - 117]. (Table II).

### 3.2.2- Estimation de la survie et du sexe-ratio

Le taux de survie de la population au cours du suivi est estimé à  $0.99 \pm 0.003$  pour les mâles, et à  $0.97 \pm 0.006$  pour les femelles. La probabilité de capture est d'environ 0.15. La probabilité d'entrée de nouveaux individus dans le système est quasi nulle. (Table II).

Le sexe-ratio estimé à 1.71 est biaisé en faveur des mâles.

Tableau II : Estimation des paramètres démographiques  $\pm$  SE, avec intervalles de confiance à 95% entre crochet, de la population en 2019, d'après le modèle averaging des quatre meilleurs modèles.

	Survie	Probabilité capture	Pente	Effectifs
<i>Males</i>	$0.99 \pm 0.003$ [0.98 - 0.99]	$0.15 \pm 0.01$ [0.13 – 0.18]	$0.03 \pm 0.003$ [0.02 – 0.04]	$163.18 \pm 10.0$ [140 -186]
<i>Femelles</i>	$0.97 \pm 0.006$ [0.96 - 0.98]	$0.15 \pm 0.02$ [0.13 – 0.18]	$0.02 \pm 0.004$ [0.02 – 0.04]	$95.26 \pm 9.46$ [73 - 117]

A noter que cinq mâles capturés en 2019 avaient déjà été capturés en 2010. De même, 42 individus (27 mâles et 15 femelles), soit 26.25 % des individus capturés en 2019, avaient déjà été capturés en 2014. Il n'a pas été possible d'utiliser des méthodes satisfaisantes d'estimation des paramètres démographiques pour pouvoir estimer des taux de survie ou de recrutement en combinant les données de 2019 et celles issues des suivis de 2010 et de 2014.

## IV- DISCUSSION

### 4.1 -Suivi du triton crêté en basse vallée du Rhône

#### 4.1.1- Une extinction pressentie

A l'exception du site de Trinquetaille, aucune autre population de triton crêté, ni aucun individu n'ont été détectés au cours de la campagne de prospection de 2019. Ces résultats corroborent les résultats négatifs obtenus sur les différents sites déjà suivis en 2017 (Ugnon, 2017), et sur les quatre sites historiques ayant également fait l'objet d'un suivi naturaliste en 2009 et 2010 par le bureau d'étude Naturalia avant travaux de restauration (Huet *et al.*, 2015). Malgré l'effort de prospection engagé ces dernières années, la présence de l'espèce sur les sites historiques n'a pas pu être confirmée. Ce résultat laisse peu d'espoir quant au maintien de foyers de populations relictuels sur les sites connus.

#### *4.1.1.a- Site Camargue*

Au Sud-ouest de la Camargue, les seules données sur l'espèce ne sont pas datées précisément (entre 1994 et 2002). A l'époque, quelques rares individus avaient été observés par M. Calleguari dans un fossé d'irrigation au sud d'Albaron et dans un bassin de pisciculture à Sylvéal, à proximité du petit Rhône (Gendre *et al.*, 2006). En 2008, les prospections effectuées par la Tour du Valat dans des décaissements localisés le long du petit Rhône au Nord d'Albaron, à quelques kilomètres des sites identifiés par M. Calleguari n'avaient pas été concluantes (Olivier *et al.*, 2008). En 2017, la recherche du triton crêté a été effectuée sans succès sur les sites identifié par M. Calleguari et sur les milieux prospectés par la Tour du Valat. Le manque de précipitation en 2019 n'a pas permis la mise en eau d'une partie de ces sites. Ils n'ont donc pas pu être échantillonnés. Les prospections des habitats potentiellement favorables le long du petit Rhône (MC1, MC2, MC3) n'ont pas permis d'identifier de nouvelles populations. A noter que du triton palmé avait été observé dans les décaissements le long du petit Rhône en 2008 (Olivier *et al.*, 2008 ; bureau étude Eco med, non daté). Cependant aucunes des deux espèces de tritons n'a pu être détecté sur ces sites en

2019. Les différentes prospections menées en rive droite du grand Rhône et à Gimeaux n'ont pas permis de mettre à jour de nouveaux sites d'occupation par le triton crêté en Camargue.

#### 4.1.1.b- Sites de Beaucaire

A Beaucaire, les dernières données de *T. cristatus* aux alentours de l'île de Tourniaire (Beaucaire Sud) remontent à 2006 (Gendre *et al.*, 2006). A l'époque, les prospections à la torche et au troubleau avaient permis de détecter quelques individus et quelques pontes sur les différentes zones humides, dont une mare forestière aujourd'hui disparue. Des tritons palmés étaient également présents en « faible effectifs » sur tous les sites prospectés. Cette zone, constituée d'un réseau de mare relativement proches les unes des autres, laissait espérer la persistance d'une ou plusieurs population(s) de triton crêté. Aucune prospection n'avait été effectuée par la suite sur la zone Beaucaire Sud jusqu'en 2017. Elle constituait l'un des points les plus importants des suivis effectués en 2017 et en 2019 mais aucun triton crêté n'a été détecté lors de ces suivis, même avec l'ADNe (Ugnon, 2017). A noter que l'ancien propriétaire de la roselière (RLH) attestait de la présence de nombreux tritons dans cette mare lorsqu'il était enfant, dont la description correspond au triton crêté, indiquant également qu'ils avaient « disparus » depuis lors (De Souza, comm.pers). Ce témoignage vient appuyer l'hypothèse que la zone ait pu abriter une importante population de triton crêté jusqu'à une époque « récente », et qu'elle se soit éteinte.

La présence de *T. cristatus* dans la zone humide au Sud -Ouest de Beaucaire, a été avérée jusqu'en 2010. Les suivis réalisés en 2017 et 2019 avec une pression de prospection importante n'ont pas permis de détecter un seul individu. La disparition de cette population semble correspondre avec l'arrivée de l'écrevisse de Louisiane sur ce site (Sabran, com.pers.).

Les observations réalisées dans la première moitié des années 2000 dans la basse vallée du Rhône semblaient indiquer une présence très ponctuelle et en faible densité du triton crêté. Elles peuvent donc être révélatrices d'un processus d'extinction local déjà en cours depuis plusieurs décennies. Toutefois, le manque d'informations relatives à la pression de prospection, et l'absence de données antérieures qui indiqueraient la présence de populations importantes dans la région ne permet pas d'aller plus loin dans l'émission des hypothèses.

#### 4.1.2- Causes potentielles du déclin

Les modifications environnementales survenues au cours des dernières décennies semblent dessiner un schéma classique de déclin au Sud de l'aire de répartition du triton crêté, ayant touché l'espèce à tous les échelons (individus, population, métapopulation). Plusieurs facteurs pourraient être à l'origine de la disparition des populations de tritons crétés dans la partie Sud de la Basse Vallée du Rhône, dont : la destruction et la détérioration des habitats, les pollutions et l'arrivée d'espèces exotiques envahissantes (Denoël et Lehmann, 2006)

##### *4.1.2.a- Disparition des habitats*

Le changement de l'occupation des sols a conduit à la disparition de nombreux habitats favorables au triton crêté sur le territoire. L'effet combiné de la disparition des sites de reproduction d'une part, et des habitats terrestres d'autre part, et ce aussi bien en Camargue qu'aux alentours de Beaucaire, ont certainement profondément affectés les populations de tritons crétés. La présence de quelques individus dans la lône du Pilet le long du Rhône dans les années 2000, ainsi que la répartition actuelle des populations encore existantes (la Capelle, Valliguière) tendent à montrer que le Rhône et ces annexes ont longtemps pu jouer le rôle de corridor entre les différentes populations de triton crêté (Gendre *et al.*, 2006). Le recalibrage du Rhône et l'érection de nombreuses digues, dès le milieu du XIXe siècle, ont conduit à la disparition de nombreuses zones humides (lônes, îles, ripisylves) où l'espèce trouvait refuge. De plus, ces aménagements ont profondément modifié le fonctionnement hydrologique des zones humides annexes. Ne bénéficiant plus des crues du Rhône, elles ont périclité (Wasson *et al.*, 1998). Ainsi de nombreux marais et marécages présents au XVIIIe siècle sur les cartes de Cassini, et sur les cartes de l'état-major (1820-1866) ont depuis lors disparus. Ce phénomène a sans doute été accentué par les modifications des pratiques agricoles survenues au cours de la seconde moitié du XIXe siècle (Blondel *et al.*, 2013 ; Mouret et Leclerc, 2018). Ces modifications ont induit des transformations paysagères rapides et profondes, conduisant au drainage des zones humides, et/ou leur comblement, que ce soit de manière naturelle (via le phénomène d'atterrissement), ou à des fins d'aménagement pour l'implantation de bâtis ou de cultures (Blondel *et al.*, 2013). Par ailleurs, l'urbanisation croissante a empiété sur de nombreuses zones humides, impactant négativement les habitats terrestres et aquatiques des tritons crétés jusqu'à récemment. Ainsi, la destruction à l'échelle régionale des habitats favorables, dès le milieu du XIXe siècle, a des lors, contribué à la disparition de certaines populations et à la fragmentation du paysage. Ce morcèlement associé aux faibles capacités de dispersion de l'espèce (Duff, 1989 ; Kovar *et al.*, 2009) a contribué à la perte de

connectivité entre les différentes populations restantes, et a par conséquent, profondément affecté le fonctionnement de la (les) métapopulations(s). Or les populations isolées sont moins résilientes face aux perturbations, et plus susceptible de s'éteindre (Griffiths et Williams, 2001).

#### *4.1.2.b- Altération des habitats*

Outre la destruction directe des sites de reproduction et des habitats terrestres, l'altération de ces milieux a certainement contribué au déclin de l'espèce sur la zone d'étude. Certaines mares de présence historique du triton crêté étaient en mauvais état de conservation voir totalement comblées avant leur restauration en 2018, en particulier au niveau du noyau de Beaucaire. Malgré cela, des observations de M. Calleguari tendent à faire penser que certaines populations auraient pu se maintenir quelques temps dans des canaux et des fossés adjacents.

Par ailleurs, la pollution de l'eau liée à l'usage de produits phytosanitaires a certainement affecté le recrutement des populations situées en milieu agricole. Ces polluants sont connus pour leurs effets délétères sur les amphibiens. Ils affectent directement la survie des individus, ou peuvent avoir des effets sub-léthaux en altérant le développement embryonnaire, la croissance ou encore la réponse comportementale des larves de nombreux amphibiens (Carey et Byant, 1995 ; Ortiz-Santaliestra *et al.*, 2006 et 2010 ; Egea-Serrano *et al.*, 2012). Or une grande partie des sites visités en 2017 et 2019 se situent en contexte agricole. C'est le cas notamment de la roselière de l'île de Tournière, situé au milieu des vignes depuis de nombreuses années. L'utilisation de désherbants chimiques et de pesticides est importante dans le secteur viticole, et de l'épandage d'herbicides a été observé sur la parcelle lors des prospections.

A ces facteurs, s'ajoute la présence de l'écrevisse de Louisiane en abondance sur 9 des 15 sites visités. Cette espèce modifie la structure physique et le réseau trophique des milieux aquatiques en diminuant la présence de macrophytes et de macroinvertébrés (Guerardi, 2001 et 2006 ; Rodríguez *et al.*, 2003 ; Rodriguez-Perez *et al.*, 2015). Elle consomme les œufs et larves d'amphibiens (Guerardi *et al.*, 2001), et serait responsable du déclin de plusieurs populations d'amphibiens en Espagne (Cruz *et al.*, 2008). La première observation de *P. clarkii* en Camargue date de 1995. Elle n'est pas documentée précisément sur le secteur de Beaucaire, bien que les données rapportent la présence de quelques individus en 2006 sur le secteur Beaucaire sud. Ces capacités de dispersion sont importantes, lui permettant de coloniser rapidement de nouveaux milieux. A l'heure actuelle, elle est abondante sur la majorité des milieux prospectés (fossés, mares temporaires et permanentes, canaux). Elle a pu

affecter considérablement les populations d'amphibiens, incluant le triton crêté. A noter que la rainette méridionale serait moins affectée que les autres espèces par sa présence (Rodriguez-Perez *et al.*, 2013). C'est le seul amphibien retrouvé en abondance dans les milieux où l'écrevisse était abondante lors du suivi 2019.

Le Triton crêté semble avoir disparu de la basse vallée du Rhône entre le début des années 2000 et 2017. Considérant le manque de données concernant les effectifs de triton crêté ainsi que l'occupation du sol sur ce pas de temps, et sur les années antérieures, il est difficile de connaître quelles sont les raisons de ce déclin. Il semble probable que les grandes modifications liées à l'anthropisation (urbanisation et agriculture) qui ont eu lieu au XXème siècle soient une des causes principales à privilégier (Denoël *et al.*, 2013). L'arrivée de l'écrevisse de Louisiane, dans les années 2000, a certainement eu un effet délétère, et contribué à achever des populations déjà exsangues, notamment au niveau de Beaucaire. La population isolée de Trinquetaille reste donc à ce jour, la seule population connue encore existante au Sud de Beaucaire.

#### **4.2- Suivi de la population de Trinquetaille**

La population de triton crêté de Trinquetaille est estimée à 258 individus [IC 95% : 213-303] en 2019. Cette estimation est bien inférieure à celle de 2014 (2900 individus [IC 95% : 2283-3729]). Il est difficile de tirer des conclusions sur les tendances démographiques au sein de cette population à partir de seulement deux années de suivi exploitables effectuées à cinq ans d'intervalle. Deux hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ces écarts de valeurs : (i) Le déplacement des adultes sur le site de reproduction est conditionné par les paramètres environnementaux, et par conséquent, de nombreux adultes ne se seraient pas déplacés en 2019 (ii) une diminution des effectifs de la population.

##### 4.2.1- Effet des conditions environnementales sur la présence sur la mare

De nombreux suivi pluriannuels montrent une grande variabilité des effectifs présents sur les sites de reproduction d'une année à l'autre (Arntzen et Teunis, 1993 ; Miaud *et al.*, 1993 ; Borner, 2011 ; Jarvi, 2012). Ces variations seraient en partie liées au fait qu'une fraction des adultes ne se reproduirait pas chaque année (Hagstrom 1979 in Duff 1989 ; Jarvi, 2012). La part de non-reproducteurs pourrait être importante selon les années. Elle a par

exemple, été évaluée à plus de 50% dans une population de triton crêté suisse (Schwizer, 2017). De plus, au sein des populations d'amphibiens soumises à des conditions hydrologiques très variables d'une année à l'autre, la probabilité de ne pas se déplacer vers les sites de reproduction serait plus élevée que dans les populations soumises à des conditions stables. (Cayuela *et al.*, 2019 ; Dodds, 1993 in Semlitch et Bodie, 2003). En effet, dans un environnement stochastique où les conditions d'hydropériodes ne permettent pas la survie des larves plus d'une année sur deux, il y a un intérêt pour les individus adultes à investir davantage dans la survie en attendant une année favorable pour se reproduire afin d'améliorer leur fitness. La mare de Trinquetaille, correspond à un environnement où les conditions de remplissage et de durée de mise en eau sont stochastiques. D'un point de vue hydrologique, les conditions en 2014 étaient bien plus favorables à la reproduction qu'en 2019, ce qui a pu influencer sur le nombre de reproducteurs présents sur la mare. La surface inondée en 2014 (2680 m<sup>2</sup>) était 89 fois supérieure à celle de 2019 (31 m<sup>2</sup>). Or le niveau et la durée de l'hydropériode de la mare ont des répercussions sur la possibilité des larves à aller jusqu'à la métamorphose, et donc sur le succès reproducteur. Les amphibiens semblent capables de sélectionner le site de reproduction en fonction de l'hydropériode, qui pourrait servir d'indicateur de la qualité du milieu pour ces espèces (Hartel *et al.*, 2011). A cela s'ajoute des conditions climatiques particulières en début de saison de reproduction 2019 avec un épisode de sécheresse prolongée entre janvier et mi-avril, sans aucunes pluies. Or la pluviométrie favoriserait en partie les migrations des tritons vers les sites de reproduction (Dervos *et al.*, 2016 ; Stoefer et Schneeweiß, 2001). En 2019, le nombre d'individus capturés a doublé après le premier épisode de pluie survenu mi-avril. La sécheresse a donc pu affecter le nombre d'individus décidant de migrer. De plus, la salinité mesurée sur le site en 2019 est passée de 6.52 g/L (11.46mS) en janvier à 8.5g/L (14.8 mS) fin mai 2019. Or, à ces concentrations, elle affecte la balance osmotique et la condition physique des adultes (Hopkins *et al.*, 2016). Dans ces conditions certains individus auraient pu éviter de se rendre à la mare. Au cours d'un suivi pluriannuel effectué dans un milieu soumis à des variations de salinité (mare alcaline) en Hongrie, Mester *et al.* (2013) ont observés une absence d'occupation des sites par le triton crêté du Danube (*Triturus dobrogicus*) lorsque la conductivité était supérieure ou égale à 5.9 mS. Les conditions abiotiques suboptimales du site de reproduction en 2019 auraient pu ne pas favoriser le déplacement des tritons crêtés vers la mare.

Enfin, chez de nombreuses espèces d'amphibiens, la participation à une reproduction aurait des conséquences sur la possibilité de se reproduire les années suivantes (Cayuela *et al.*, 2014). Ainsi la reproduction dépendrait en partie du statut de l'année précédente

(reproducteur/non-reproducteur). Le coût de la reproduction serait notamment plus élevé chez les femelles (Ryser, 1989 ; Hayward et Gillooly, 2011) ce qui ne leur permettrait pas d'avoir systématiquement accès à la reproduction chaque année (Cayuela *et al.*, 2014 et 2019). Elles auraient donc un intérêt supérieur au mâle à évaluer le coût d'une reproduction afin d'optimiser leur fitness. Cela pourrait expliquer que le sexe-ratio de la population était biaisé en faveur des mâles en 2019. Des variations interannuelles de sexe-ratio sont observées dans d'autres populations de triton crêté (Priol, 2016 ; Jarvi, 2002). Elles reflèteraient le biais de capturabilité des individus, dépendant de leur présence ou non sur le site de reproduction, plutôt que le vrai sexe-ratio au sein de la population (Jarvi, 2002). C'est à dire que le sexe-ratio exprimé ne prend pas en compte la part d'individus non-reproducteur, qui peut varier d'une année à l'autre. Il est donc possible qu'une partie des femelles ne se soit pas déplacée vers le site de reproduction en 2019 au regard des conditions sub-optimales de 2019.

#### 4.2.2- Diminution des effectifs au sein de la population

L'hypothèse d'une chute des effectifs entre les années 2014 et 2019 ne peut pas être écartée. La capacité d'une population à persister dans le temps s'exprime à travers la survie des individus et le taux de recrutement (Besnard *et al.*, 2002 ; Borner, 2012).

La survie apparente est très élevée sur les trois mois de suivi. Elle indique qu'il n'y a pas eu de « sortie » des individus au cours du suivi. Les tritons observés dans la mare ont donc été présent tout au long du suivi, et il n'y a pas eu d'impact négatif de la phase aquatique sur la survie des individus. Ainsi, les conditions de la mare en 2019 (pollution et compétition pour la ressource alimentaire) n'ont pas eu d'impact significatif sur la survie des adultes présents. Néanmoins, il a été constaté que certains individus étaient très maigres en fin de saison de reproduction, dont des femelles avec les os de la ceinture pelvienne apparents. La survie élevée des individus lors de la phase aquatique pourrait également s'expliquer par l'absence de prédateurs sur cette petite mare isolée (ni poisson, ni écrevisse, ni échassiers observés depuis 20 ans).

La survie interannuelle n'a pas pu être évaluée sur notre site par manque de données, et par le manque de puissance du logiciel Mark. Il est à noter cependant que certains individus observés en 2019, avaient déjà été observés au stade adulte en 2010. En considérant que la maturité sexuelle est atteinte vers 2-3 ans chez cette espèce (Miaud et Joly, 1993 ; Orchard *et al.*, 2019), ces individus ont au moins 11 ans. Suivant le même raisonnement, un quart des individus capturés en 2019 ont au moins sept ans (déjà capturé en 2014). La durée de vie

moyenne des tritons a été évaluée à 4.5-10 ans dans des contextes climatiques plus favorables aux tritons crêtés (Orchard *et al.*, 2019). Sur le site de Valliguières, localisé en contexte méditerranéen, la longévité moyenne serait de trois à cinq ans. Le record de longévité sur cette station, suivie annuellement depuis 22 ans, est détenu par un individu de 12 ans. La longévité de la population de Trinquetaille semble se situer entre Valliguières et les autres sites. Au vu de ces données, il est possible que la survie des adultes soit relativement bonne à Trinquetaille. Toutefois, seul un suivi annuel ou bi-annuel permettrait de vérifier ces assertions.

Le recrutement sur le site de Trinquetaille semble être faible depuis quelques années, voir quasi-inexistant certaines années. Aucune larve n'a été observé et/ou capturé en 2019, et ce malgré un effort de prospection conséquent. Une seule larve avait été capturée en 2015, et seulement trois en 2018 malgré de nombreux passages de troubleau. Il est cependant possible qu'en 2015, la recherche de larves soit intervenue trop tard dans la saison (mi-juin) car l'unique larve trouvée était à un stade de développement avancé. Par ailleurs, si les immatures représentaient 46.7% des captures en 2000, plus aucun n'a jamais été observé lors des suivis 2010, 2014 et 2019. Plusieurs facteurs agissant de manière concomitante, pourraient être responsables de l'échec du recrutement certaines années :

1° - une mauvaise hydropériode : depuis 2014, les conditions hydrologiques ne permettent pas une mise en eau suffisante et assez longue pour assurer le développement complet des larves chaque année. A cela s'ajoute un atterrissement prononcé de la mare, qui ne favorise pas son remplissage. Or, la réduction de l'hydropériode peut avoir un effet négatif sur le recrutement et peut conduire au déclin d'une population (Cayela *et al.*, 2016 ; Salice, 2012). Par exemple, les assecs survenus trop tôt en 2016 et 2017 ont sans doute conduit à l'échec de la reproduction ces années-là. Un effet négatif de nombreuses années de sécheresses sur les effectifs a été démontré chez des populations d'autres espèces d'amphibiens régulièrement soumises à ces conditions (Dodd, 1993 in Semlitch et Bodie ; Cayuela *et al.*, 2016 ; Griffiths et Williams, 2010 ; Besnard *et al.*, 2002). La succession de mauvaises années hydrologiques entraîne par conséquent un problème de renouvellement de la population.

2°-. La qualité du site de reproduction, en phase d'atterrissement prononcée, a été évaluée comme très mauvaise pour le triton crêté (Ugnon, 2017) selon les critères de l'Habitat Suitability Index développé par Oldham *et al.*, (2000). Cet indice utilise différents critères pour classifier un habitat aquatique (superficie, ombrage, recouvrement en macrophytes,

qualité des habitats terrestres...) en fonction de sa valeur écologique pour le triton crêté. A noter que l'analyse de 2017, ne prenait pas en compte le paramètre de qualité de l'eau. Les conditions ne sont donc pas optimales pour assurer le développement du stade embryonnaire et du stade larvaire :

- Aucune plante aquatique ne se développe dans la mare à l'exception du roseau *Phragmites australis*. Or les femelles utilisent les macrophytes comme support de ponte. Le nombre de sites de pontes s'avère donc limitant sur la mare de Trinquetaille. Or l'enveloppement des œufs dans les feuilles de macrophytes augmenterait leur survie en les protégeant de la prédation (Miaud, 1994 ; Orizaola *et al.*, 2003), et des radiations UV (Marco *et al.*, 2001). L'absence de végétation aquatique rendrait donc les œufs de tritons crêtés plus vulnérables à ces facteurs sur le site de Trinquetaille. Toutefois, il est possible que les femelles utilisent les feuilles de roseaux morts par défaut pour protéger les œufs comme cela a été observé chez *Laotrition laoensis* au Laos (Phimmachak *et al.*, 2012).

- Le site est situé sur une zone industrielle dont les sols sont pollués. Les analyses de sols effectuées dans la partie nord du site en 2010 indiquent une forte pollution au cuivre, au PCB et en divers éléments présents dans les engrais (potassium, phosphore...). Ces contaminants ont des effets léthaux et sub-léthaux sur le développement embryonnaire et larvaire des amphibiens, et ces effets sont accentués lorsque leur concentration dans le milieu augmente (Blaustein *et al.*, 2011, Carey et Bryant, 1995). De plus, ils peuvent altérer le comportement anti-prédateurs ou la capacité de nage des larves, les rendant plus vulnérables (Ortiz-Santaliestra *et al.*, 2010). Le cuivre en particulier induit une diminution du succès à l'éclosion, et, affecte la survie et la croissance des larves (Haywood *et al.*, 2004 in Tripathi, 2014). Il a des effets génotoxiques et induit le dysfonctionnement du foie et des reins chez les adultes (Jayawardena *et al.*, 2013 in Tripathi, 2014, Tripathi, 2014). La salinité mesurée sur le site pourrait être également dû à des sources de contamination plus récentes. En effet, les valeurs de salinité étaient deux fois supérieures en juin 2019 (8.2 g/L) par rapport à juin 2018 (4.0 g/L) pour des niveaux d'eau équivalents. Le site est localisé en zone péri-urbaine, et est donc susceptible d'être exposé à divers contaminants (Croteau *et al.*, 2008). En 2019, la salinité mesurée sur le site oscillait entre 6.52 g/L en janvier 2019 et 8.5g/L fin mai. Or à ses concentrations la survie des stades embryonnaires et des larves est significativement réduite (Chinathamby *et al.*, 2006 in Mester *et al.*,

2013 ; Hopkins *et al.*, 2012 et 2014). Quel que soit l'origine de la pollution et sa nature, elle pourrait avoir un impact négatif sur le recrutement des jeunes. Cet effet est accru lorsque les niveaux d'eau baissent, car la concentration du (des) polluant(s) augmente dans le milieu, et par conséquent accroît les effets délétères. Par conséquent, l'effet croisé d'une mauvaise hydropériode et de la pollution à un impact négatif sur le recrutement.

3° Outre la qualité de l'habitat, une densité importante de tritons crêtés adultes a pu avoir une incidence négative sur le succès reproducteur de 2019 et les années précédentes :

- Les tritons crêtés consomment leurs œufs et leurs larves (Miaud, 1994). Le manque d'espace, l'absence de végétation protégeant les œufs et les larves, associé au nombre important de tritons présents dans la mare a pu accroître la prédation sur les œufs et les larves.

- Un sexe-ratio biaisé sur le site de reproduction a pour conséquence une augmentation de la compétition intrasexuelle pour le sexe limitant. Les tritons crêtés sont territoriaux en période de reproduction, chaque mâle défend un territoire contre les autres mâles dans une zone ouverte, de préférence sans végétation (Hedlund, 1990 ; Zuiderwijk et Sparreboom, 1996). Or la surface en eau libre sur la mare de Trinquetaille était réduite cette année (30m<sup>2</sup>), et les mâles étaient très nombreux. Ceci a sans doute accentué la compétition entre mâles pour les zones libres. De plus, il arrive fréquemment que la parade nuptiale soit interrompue par l'arrivée d'un autre mâle ou d'une femelle, laissant peu d'opportunité au mâle de déposer son spermatophore (Hedlund, 1990 ; Zuiderwijk et Sparreboom, 1996). Zuiderwijk et Sparreboom, (1996) ont observés dans une mare surpeuplée que sur 185 rencontres mâle-femelles, seulement 20 spermatophores avaient pu être déposés du fait des nombreuses interruptions. Par conséquent, la densité d'individus observés en 2019 a pu augmenter le nombre d'échecs des parades et donc la fécondation des femelles. De plus, une forte densité de tritons crêtés augmente la compétition intraspécifique pour la ressource alimentaire. En effet, un nombre important de tritons sur la mare peut impacter négativement la quantité de ressources alimentaire disponible pour chacun. Ceci va avoir des conséquences sur leur condition physique, et donc leur capacité à investir dans la production de gamètes.

L'interaction de tous ces facteurs environnementaux pourrait être à l'origine d'un effondrement des effectifs de la population au cours des cinq dernières années. Ainsi le déclin

de la population pourrait être plutôt lié à un problème de recrutement plutôt qu'à une forte mortalité des adultes qui semblent avoir une bonne longévité. Des individus adultes pouvant persister dans un environnement sub-optimal pendant plusieurs années sans qu'il y ait de reproduction réussie ou du moins un succès reproducteur suffisant pour assurer le renouvellement de la population (Gustafson, 2016).

## V-CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le processus de déclin semble être bien entamé au sud de l'aire de répartition mondiale du triton crêté. Dans la basse vallée du Rhône, à l'extrême sud de son aire de répartition, la métapopulation historiquement connue est très probablement concernée par un processus d'extinction imminent ou a peut-être déjà disparue. A l'échelle locale, le site de Trinquetaille est très isolé. Les conditions sub-optimales du site de reproduction (hydropériode insuffisante, atterrissement, pollution) induisent probablement un problème de recrutement au sein de la population, et impactent potentiellement la condition physique des individus. Cette population est donc très vulnérable face au risque d'extinction à moyen terme.

Le risque d'extinction est accru chez les populations de tritons crêtés isolées, même lorsque la population d'origine est grande (Griffiths et Williams, 2001). Par ailleurs, l'accumulation d'années avec un échec de la reproduction augmente également ce risque (Besnard *et al.*, 2002). Dans ces cas, seule une survie élevée des individus combinée à une forte fécondité lors des années favorables permet de pérenniser la population. Or ces conditions ne semblent plus être réunies sur le site de Trinquetaille. Les modèles climatiques prédisent une augmentation de l'intensité et de la durée des épisodes de sécheresse dans la zone biogéographique méditerranéenne (Lefèvre *et al.*, 2019). Ceci pourrait avoir un impact conséquent sur le recrutement car la mare de Trinquetaille dépend exclusivement de la pluviométrie. De plus, les étés secs et chaud affecteraient négativement la survie des adultes en phase terrestre et le recrutement des jeunes (Olgun *et al.*, 2005 ; Weinbach *et al.*, 2018). Le manque de données sur cette population ne permet pas de savoir si elle a la capacité de faire face à ces modifications climatiques. Etant située en contexte méditerranéen, il est possible qu'elle soit adaptée aux conditions environnementales locales. En effet, chez différentes espèces de tritons vivant dans des climats de type méditerranéen, il existe des adaptations tels que (i) l'estive pendant l'été (Olgun *et al.*, 2005 ; Jakob *et al.*, 2002). (ii) la mise à l'eau des tritons dès le remplissage des mares à l'automne, lors des années faisant suite à des périodes

d'assecs sévères (Gendre *et al.* ; 2006, Jakob *et al.*, 2003 ; Wilcox *et al.*, 2005). (iii) une forte fécondité lors des années favorables (Borner, 2012) Ceci tend à indiquer une certaine plasticité de ces populations face aux variations stochastiques environnementales. Par ailleurs, Wilcox *et al.* (2005) ont montrés que dans ces conditions, l'avancement des dates de mise à l'eau était associée à un avancement de la reproduction chez deux espèces de triton du genre *Taricha* situées en Californie (climat méditerranéen). Ainsi, de la même manière qu'un avancement de la phénologie lié à l'accroissement des températures a déjà été observé dans de nombreuses populations d'amphibien à l'échelle de quelques décennies (Blaustein *et al.* ; 2001 ; Ficetola et Maiorano, 2016 ; Murton, 2009), les populations soumises à des assecs fréquents pourraient potentiellement modifier leur phénologie en fonction des modifications des conditions hydrologiques du milieu. Cependant ce champ a été peu étudié et mériterait de plus amples investigations.

La population de triton crêté de Trinquetaille est soumise à plusieurs pressions environnementales et anthropiques susceptibles d'augmenter son risque d'extinction. Cependant, trop de paramètres restent inconnus concernant la dynamique de cette population. Dans ce contexte, il apparait primordial d'estimer les paramètres démographiques comme la survie et le recrutement afin d'orienter les actions de conservation. Seuls les suivis sur le long terme, annuels ou bi-annuels, permettent une meilleure appréhension de la dynamique de la population globale, et ainsi de mieux discerner la part des variations de population attribuables aux non -reproducteurs, de celle liés aux « vraies » variations des effectifs de la population totale. Pour aller plus loin, il serait intéressant d'évaluer la condition corporelle des tritons crêtés au cours des prochains suivis afin de vérifier si la perte de poids observées chez certains individus est récurrente. L'étude de la disponibilité alimentaire et de l'écologie trophique ainsi qu'une analyse de polluants dans les tissus et l'habitat aquatique permettraient d'apporter des précisions sur les contraintes environnementales au cours de la période de reproduction.

Pour préserver cette population, le premier objectif viserait dans un premier temps à améliorer le succès reproducteur sur site. Une restauration des habitats aquatiques apparait urgente pour augmenter la durée et l'intensité de l'hydropériode, afin d'améliorer la survie des stades précoces (œufs, larves). La communauté de communes a entrepris une démarche en ce sens. Une restauration devrait être mise en place dans les années à venir, prenant en compte le fonctionnement hydrologique actuel de la mare et ses évolutions futures dans un contexte de changement climatique. L'étude du fonctionnement hydrologique devrait être entreprise en

2020, et comprendra une analyse de polluants. En attendant, une restauration partielle a été effectuée en août 2019 par le PNR de Camargue avec l'accord de la communauté de commune. Dans un second temps, des translocations d'individus entre sites, par exemple avec Valliguières ou la Capelle permettraient d'améliorer le brassage génétique. Toutes ces actions représentent un coût budgétaire élevé. Elles posent une question éthique : pour qui et pourquoi restaure-t-on ? Y a-t-il un intérêt à investir pour préserver une population aussi à risque ? Maintenir le status-quo en termes de management sur des zones où il y a déjà une dette d'extinction ne sert à rien, si la population est condamnée à plus ou moins long terme. Il faudrait en effet créer un réseau de mares connectées entre Trinquetaille et la population la plus proche, située à 66 km (Valliguières) pour espérer reconnecter les populations de tritons crêtés. Ce qui est inenvisageable en l'état actuel. Quand bien même cela serait possible, cela augmenterait le risque de voir des espèces exotiques envahissantes arriver sur ces dernières zones refuges. Cependant, le triton crêté est une espèce parapluie au regard des lois, préserver son milieu permet de préserver d'autres espèces (Denoël *et al.*, 2013), comme par exemple le triton palmé dont les effectifs diminuent en PACA mais qui n'est pas dans une situation critique pour le moment.

## VI- BIBLIOGRAPHIE

Avise J.C., Hubbell S.P., Ayala F.J. (2008). In the light of evolution II: Biodiversity and extinction. *PNAS*, 105(1) : 11453-11457.

Arntzen J.W., Teunis S.F. (1993). A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological journal*, 3 :99-110.

Arntzen J.W., Abrahams C., Meilink W.R.M, Iosif R., Zuiderwijk A. (2017). Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodivers Conserv.*, 26 : 1411–1430.

Axelsson E., Per Nyström P., Johan Sidenmark J., Christer Brönmark C. (1997). Crayfish predation on amphibian eggs and larvae. *Amphibia-Reptilia*, 18 : 217-228.

Bates K.A., Shelton J.M.G., Mercier V.L., Hopkins K.P., Harrison X.A., Petrovan S.O., Fisher M.C. (2018). Captivity and exposure to the emerging fungal pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* are linked to perturbation and dysbiosis of the amphibian skin microbiome. *BioRxiv*, doi.org/10.1101/339853.

Barrioz M., Miaud C.(2016). Protocoles de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien. *Societe Herpetologique de France*.14pp.

- Beebee T.J.C., Griffiths R.A. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 125 : 271–285.
- Bensettiti F., Puissauve R. (2015). Résultats de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France-Rapportage « Article 17 », Période 2007-2012. MNHN-SPN, Medde, Paris. 204 pp.
- Besnard A., Lombardini K., Anthony Olivier A., Cheylan M. (2002). Dynamique de la population de Triton crêté (*Triturus cristatus*) de l'étang de Valliguières (Gard). Une étude prospective. Rapport d'expertise, 31pp
- Bishop P.J., Angulo A., Lewis J.P., Moore R.D., Rabb G.B., Moreno J.G (2012). The Amphibian Extinction Crisis – what will it take to put the action into the Amphibian Conservation Action Plan? *S.A.P.I.E.N.S*, 5 (2) :97-111.
- Blaustein A.R., Wake D.B. (1990) Declining amphibian populations :a global phenomenon *TREE*, 5( 7) :203-204.
- Blaustein A.R., Han B.A., Relyea Rick A., Johnson P.T.J., Buck J.C, Gervasi S.S., Kats L.B. (2011). The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* , 1223 : 108 –119.
- Blondel J., Barriol G., Vianet R. (2013) L'encyclopédie de la Camargue. Ed : Buchet-Chastel, Paris.
- Borner L. (2012). Dynamique de la population de tritons crêtés (*Triturus cristatus*) de l'étang de Valliguières (Gard). Mémoire, Ecole Pratique des hautes études, 53pp.
- Braz E., Joly P. (1994). Micro-habitat use, resource partitioning and ecological succession in a size structured guild of newt larvae (g.*Triturus*, Caudata, Amphibia). *Arch hydrobiol.*, 131(2) :129-139.
- Brogard J. C., Cheylan M., Geniez, P. (1996). Découverte du triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) (Amphibia, Caudata) dans la région méditerranéenne française. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 80 : 9–13.
- Butchart H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A. Baillie J.E.M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K.E. *et al.* (2010). Global Biodiversity : Indicators of Recent Declines. *Sciences*, 328 : 1164-1168.
- Calmanovici B., Waayers D., Reisser J., Clifton J., Proietti M. (2018). I3S Pattern as a mark–recapture tool to identify captured and free-swimming sea turtles : an assessment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 589 : 267–272.
- Carey C., Bryant C.J. (1995). Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations. In *conference on environmentally induced alterations in development : a focus on wildlife*. Racine Wisconsin, 10-12 Decembre 1993.

- Cayuella 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*, DOI 10.1007/s00442-014-3003-x, 10pp.
- Cayuella H., Arsovski D., Bonnaire E., Duguet R., Joly P., Besnard A. (2016). The impact of severe drought on survival, fecundity, and population persistence in an endangered amphibian. *Ecosphere*, 7(2):e01246.10.1002/ecs2.1246
- Cayuella H., Cruickshank S.S., Brandt H., Ozgul A., Schmidt B.R.(2019). Habitat-driven life history variation in an amphibian metapopulation. *Oikos*, doi: 10.1111/oik.06286 , 12pp.
- Ceballos G., Ehrlich P.R, Barnosky A.D., García A., Pringle R.M., Palmer T.M (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci.Adv.*, e1400253. 5pp.
- Ceballos G., Ehrlich P.R, Dirzo R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *PNAS*, [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1704949114](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1704949114). 8pp
- Choquet R., Reboulet A.M., Lebreton J.D., Gimenez O., Pradel R. (2005). U-CARE 2.2 User's manual. CEFE, Montpellier.53pp.
- Cicort Lucaciu A.-S., Ardeleanu A., Cupşa D., Nagui N., Dalea A. (2005). The trophic spectrum of a *Triturus cristatus* (Laurentus 1768) population from Plopiş Mountains area (Bihor County, Romania). *North-Western Journal of Zoology*, 1 : 31-39.
- Collins J.P., Storfer A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, : 89–98.
- Courtet (2008). Le developpement urbain et demographique de la ville d'Arles de la fin de la uerre à nos jours. In Arles: histoire, territoires, et cultures. Ed: Imprimerie nationale, Paris.993-1006.
- Croteau C.M., Hogan N., Gibson J.C., Lean D., Trudeau V. L. (2008). Toxicological threats to amphibians and reptiles in urban environments. In Urban herpetology. Ed : Herpetological Conservation, 3 :197–209.
- Cruickshank S.S., Schmidt, B.R. (2017). Error rates and variation between observers are reduced with the use of photographic matching software for capture-recapture studies. *Amphibia-Reptilia*, 38 : 315-325.
- 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.
- D'Amen M., Vignoli L., Bologna M.A. (2007). The effects of temperature and pH on the embryonic development of two species of *Triturus* (Caudata: Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 28 : 295-300.

- David A., Cicort-Lucacio A.-F., Roxin M., Pal A., Nagy-Zachari A.-S. (2009). Comparative trophic spectrum of two newt species, *Triturus cristatus* and *Lissotriton vulgaris* from Mehedinți County, Romania. *Biharean Biologist*, 3(2) : 133-137.
- Dejean T., Miaud C., Ouellet M. (2010). La chytridiomycose : une maladie émergente des amphibiens. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 134 : 27-46.
- Denoël M. (1999). Le comportement social des urodèles. *Cahier d'éthologie*, 19(2) :221-258.
- Denoel M., Lehmann A. (2006). Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 130 : 495-504.
- Denoël M. (2012). Newt decline in Western Europe : highlights from relative distribution changes within guilds. *Biodivers. Conserv.*, 21 : 2887-2898.
- Denoël M., Perez A., Cornet Y., Ficetola G.F. (2013). Similar local and landscape processes affect both a common and a rare newt species. *Plos One*, 8(5) : e62727. 11p.
- Dervo B. K., Bærum K.M., Skurdal J., Museth J. (2016). Effects of Temperature and Precipitation on Breeding Migrations of Amphibian Species in Southeastern Norway. *Scientifica*, doi : 3174316, 8 pp.
- Drechsler A., Bock D., Ortmann D., & Steinfartz, S. (2010). Ortmann's funnel trap a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology Notes*, 3: 13–21.
- Drechsler A., Helling T., Steinfartz S. (2015). Genetic fingerprinting proves cross-correlated automatic photo-identification of individuals as highly efficient in large capture–mark–recapture studies. *Ecology and Evolution*, 5(1): 141–151.
- Duff R. A. (1989) The migrations and terrestrial habitat utilisation of a population of great crested newts, *triturus cristatus*. at little wittenham wood, Oxfordshire. Thèse, Durham University. 106pp.
- Egea-Serrano A., Relyea R.A., Tejedo M., Torralva M. (2012). Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review. *Ecology and Evolution*, 2(7) : 1382–1397.
- Ficetola G.F., Siesa M.E., Manenti R., Bottoni L., De Bernardi F., Padoa-Schioppa E. (2011). Early assessment of the impact of alien species: differential consequences of an invasive crayfish on adult and larval amphibians. *Diversity Distrib.*, 17 : 1141–1151.
- Ficetola G.F., Maiorano L. (2016). Contrasting effects of temperature and precipitation change on amphibian phenology, abundance and performance. *Oecologia* ,181 : 683–693.
- Fonseca C.R. (2009). The Silent mass extinction of insect herbivores in biodiversity hotspots. *Conservtaion biology*, 23(6) : 1507-1515.
- Francillon-Vieillot H., Arntzen J.W., G éraud J. (1990). Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* and their hybrids (Amphibia, Urodela): a skeletochronological comparison. *Journal of Herpetology*, 24(1) : 13-22.

Gendre, T., Ruf-ray X. (2005). Confirmation de la présence d'une population de Tritons crêtés *Triturus cristatus* à la Capelle-et-Masmolène (Gard). *Bulletin Meridionalis*, 7: 64-71.

Gendre T., Cheylan M., Lombardini K., Olivier A. (2006). Le Triton crêté dans la basse vallée du Rhône (Gard, Vaucluse et Bouches du Rhône). Distribution, problématique de conservation et étude de cas In *Journée technique Triton crêté*, CRDP Grenoble CORA Isère, 21 novembre 2006.

Geniez P., Cheylan M. (2012). Le Triton crêté, in : Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes - Atlas biogéographique. Ed : Biotope, Mèze, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 80-89.

Griffiths R.A., Raper S.J., Brady L.D. (1996) Evaluation of a standardized method for surveying common frog (*Rana temporaria*) and newts (*Triturus cristatus*, *T. helveticus*, and *T. vulgaris*). JNCC Reports, Joint nature conservation Committee, Petersborough. 33pp.

Griffiths R. A., Mylotte V. J. (1987). Microhabitat selection and feeding relations of smooth and warty newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*, at an upland pond in mid-Wales. *Holarct. Ecol*, 10: 1-7.

Griffiths R.A., Williams C. (2010). Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). *RANA*, 9 : 239-241.

Guerardi F (2006). Crayfish invading Europe : the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(3) : 175–191.

Guerardi F., Renai B., Corti C. (2001). Crayfish predation on tadpoles : a comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 361 : 659-668.

Gustafson D.H., Pettersson C.J., Malmgren J.C. (2006). Great crested newts (*Triturus cristatus*) as indicators of aquatic plant diversity. *Herpetological Journal*, 16 :347-352.

Gustafson D.H., Malmgren J.C., Mikusiński G. (2011). Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purposes, a study on the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Annales Zoologici Fennici*, 48(5) : 295-307.

Grillas C., Ugnon-Coussioz E., Priol P., Renet J. (2018). Low occurrence of the great crested newt *Triturus cristatus* at the limits of its range : an alarming preliminary study. *The Herpetological Bulletin*, 145 : 14-18.

Grossi J.L. (2015). Le Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), in : Les Amphibiens et Reptiles de Rhône-Alpes. Ed: GHRA - LPO Rhône-Alpes. LPO coordination Rhône-Alpes, Lyon. 150-157.

Harper L.R., Handley L.L., Hahn C., Boonham N., Rees H.C., Lewis E., Adams I.P., Brotherton P., Phillips S., Hänfling B. (2018). Testing ecological hypotheses at the pondscape with 1 environmental DNA metabarcoding: a case study on a 2 threatened amphibian. *BioRxiv*, <http://dx.doi.org/10.1101/278309> . 35pp.

- Hartel T., Bancila R., Cogalniceanu D. (2011). Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02655.x, 11pp.
- Haubrock P.J., Altrichter J. (2016). Northern crested newt (*Triturus cristatus*) migration in a nature reserve: multiple incidents of breeding season displacements exceeding 1km. *The Herpetological Bulletin*, 138 : 31-33.
- April Hayward A., Gillooly J.F (2011). The cost of sex: quantifying energetic investment in gamete production by males and females. *Plos One*, 6(1) : e16557,4pp.
- Hedlund L., Robertson J.G.M. (1989). Lekking Behaviour in crested newts, *Triturus cristatus*. *Ethology*, 80 (4) :111-119.
- Hedlund L. (1990). Factors affecting differential mating success in male crested newts, *Triturus cristatus*. *J. Zool.*, 220 :33-40.
- Hels T., Buchwald E (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3) : 331-340,
- Hopkins G.R., French S.S., Brodie E.D.Jr (2012). Increased frequency and severity of developmental deformities in rough-skinned newt (*Taricha granulosa*) embryos exposed to road deicing salts (NaCl & MgCl<sub>2</sub>). *Environmental Pollution*, 173 : 264-269
- Hopkins G.R., Brodie Jr E.D., Neuman-Lee L.A., Mohammadi S., Bruschi IV G.A., Hopkins Z.M., French S.S. (2016). Physiological responses to salinity vary with proximity to the ocean in a coastal amphibian. *Physiological and Biochemical Zoology*, 89(4) : 322–330.
- Hopkins G.R., Brodie E.D.Jr , French S.S., (2014). Developmental and evolutionary history affect survival in stressful environments. *PLOS one*, 9(4) :e95174.
- Huet C., Croze T., Aubin G., Durand G., Durand E., Faure M. (2014). Projet de renforcement des digues du Rhône en rive droite entre Beaucaire et Fourques. Rapport d'expertise. 30pp.
- Iftime A., Iftime O. (2011). *Triturus cristatus* (Caudata: Salamandridae) feeds upon dead fishes. *Salamandra*, 47(1) : 43-44.
- Jakob C., Miaud C., Crivelli A.J., Veith M. (2003). How to cope with periods of drought? Age at maturity, longevity, and growth of marbled newts (*Triturus marmoratus*) in Mediterranean temporary ponds. *Can. J. Zool.*, 81 : 1905–1911.
- Jakob C., Seitz A., Crivelli A.J., Miaud C. (2002) Growth cycle of the marbled newt (*Triturus marmoratus*) in the Mediterranean region assessed by skeletochronology. *Amphibia-Reptilia*, 23 : 407-418.
- Jarvis L.E. (2010) Population dynamics of the Great Crested Newt *Triturus cristatus* at High Beach, Epping Forest. *Essex Naturalist*, 27 :186-195.

- Jarvi L.E. (2012). Microhabitat preferences of the great crested newt *Triturus cristatus* in a woodland area. Thèse. The open university. 251 pp.
- Jehle (2000). The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus* and marbled newts (*T. marmoratus*)). *Herpetological journal*, 10 : 137-142.
- Karlsson T., Betzholtz P.-E., Malmgren J.C. (2007). Estimating viability and sensitivity of the great crested newt *Triturus cristatus* at a regional scale. *Web Ecology*, 7 : 63–76.
- Kats L.B., Ferrer R. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, 9 : 99–110.
- Kinne O. (2006). Successful re-introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. *Endang. Species Res.*, 1 : 25–40.
- Kovar R., Brabec M., Vita R., Bocek R. (2009). Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia*, 30 : 367-378.
- Lefebvre G., Redmond L., Germain C., Palazzi E., Terzago S., Willm L., Poulin B. (2019). Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. *Science of the Total Environment*, 692 : 546–555.
- Lehtinen R.M., Galatowitsch S.M., Tester J.R. (1999). Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19. (1) : 1-12.
- Madden. N., Jehle. R. (2013). Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crested newt surveys (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 23: 241–244.
- 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. Cen PACA, La Brillane. 16pp.
- Marco A., Lizana M., Alvarez A., Blaustein A.R. (2001) Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. *Animal behaviour*, 61 : 639–644
- Mc Callum M.L (2007). Amphibian Decline or Extinction ? Current Declines Dwarf background Extinction Rate. *Journal of Herpetology*, 41(3) : 483–491
- Mc Callum M.L (2015). Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodivers Conserv*, doi: 10.1007/s105321-015-0940-6
- Mester B., Cozma N.J., Puky M. (2013). First observation of facultative paedomorphosis in the Danube crested newt (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu, 1903) and the occurrence of facultative paedomorphosis in two newt species from soda pans of the Danube-Tisza Interfluve (Kiskunság National Park, Hungary). *North-western journal of zoology*, 9 (2): 443-445.
- Miaud C., Joly P., Castanet J. (1993). Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. *Can. J. Zool.*, 71 : 1874- 1879

- Miaud C. (1994). Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia : Urodela). *Copeia*, 2 : 535-537.
- Miro A., O'Brien D., Hall J., Jehle R. (2016). Habitats requirements and conservation needs of peripheral populations : the case of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in the Scottish Highlands. *USIR*, <http://usir.salford.ac.uk/40736/> 59pp.
- Mouret J.-C., Leclerc B. (2018). Le riz et la Camargue vers des agrosystèmes durables. Ed: Educagri, Dijon. 508pp.
- Mourgue M. (1908). Catalogue raisonné de la faune herpétologique des environs de Sainte-Cécile Sérignan, Orange (Vaucluse). *La Feuille des Jeunes Naturalistes*, 38 (4) : 178-182.
- Murton K.M. (2009). Phenological Change in palmate *Lissotriton helveticus*, smooth (*L. vulgaris*) and great crested (*Triturus cristatus*) newts at Llysdinam Pond in mid-Wales. These. University of Cardiff, 272 pp.
- Noïque J.A. (1991). L'industrie arlésienne entre les deux guerres mondiales. Mémoire de stage, Université Aix-Marseille, 191pp
- Oldham R.S., Keeble J., Swan J.S, Jeffcote M. (2000) Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological journal*, 10 : 143-155.
- Olgun K., Uzum N., Avci A., Miaud C. (2005). Age, size and growth of the southern crested newt *Triturus karelinii* (Strauch 1870) in a population from Bozdag (Western Turkey). *Amphibia-Reptilia*, 26 : 223-230.
- Olivier A., Pichard A, Filleux M., Anaud A., Contournet A., Willm L., Ortola N., Gauthier-Clerc M. (2008). Triton crêté In *Inventaires écologiques concernant des espèces de vertébrés de l'annexe 2 de la Directive «Habitats » liés à l'élaboration du DOCOB NATURA 2000 de la SIC FR 9301592 « Camargue »- Amphibiens, reptiles et mammifères*. Rapport d'expertise, Tour du Valat, le Sambuc, 53-59.
- Orchard D., Tessa G., Jehle R. (2019). Age and growth in a European flagship amphibian: equal performance at agricultural ponds and favourably managed aquatic sites. *Aquat Ecol.*, 53 : 37–48.
- Orizaola G., Braña F. (2003). Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (Genus *Triturus*). *Herpetological Journal*, 13 : 121-124.
- Ortiz-Santaliestra M.E, Marco A., Fernández-Benítez M.J., Lizana M. (2007). Effects of ammonium nitrate exposure and water acidification on the dwarf newt: The protective effect of oviposition behaviour on embryonic survival- *Aquatic Toxicology* 85 : 251–257.
- Ortiz-Santaliestra M.E, Marco A., Fernández M.J., Lizana M. (2006). Influence of developmental stage on sensitivity to ammonium nitrate of aquatic stages in amphibian. *Environmental toxicology and chemistry*, 25(1): 105-111.

- Ortiz-Santaliestra M.E, Fernández M.J., Marco A., Lizana M. (2006) Influence of ammonium nitrate on larval anti-predatory responses of two amphibian species. *Aquatic toxicology*, 99 :198- 204.
- Parrain N., Noirjean D., Faure D., Gallix T. (2005). Point sur l'état des connaissances du Triton crêté en Drôme Ardèche. *Le Bièvre* 20 : 3-8.
- Parrain N. (2010). Atlas préliminaire des reptiles et des amphibiens de la Drôme. Société Herpétologique de France-GRD-LPO Drôme, Saint-Marcel-lès-Valence. 106pp.
- Plăiașu R., Hartel T., Băncilă R.I., Cogălniceanu D. (2005). The use of digital images for the individual identification of amphibians. *Biologie*, 10 :137-140.
- Priol P., Besnard A. (2016). Analyses statistiques des données de Capture Marquage Recapture de Tritons crêtés sur le site de Valliguières. Rapport d'expertise, 21 pp.
- Phimmachak S., Stuart B.L., Sivongxay N. (2012). Distribution, Natural History, and Conservation of the Lao Newt (*Laotriton laoensis*) (Caudata: Salamandridae), *Journal of Herpetology*, 46(1), 120-128.
- Rannap R., Lohmus A., LInamagi M. (2012). Geographic variation in habitat requirements of two coexisting newt species in Europe. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 58 (1) : 69–86.
- Renet J., Olivier, A. (2012). Le Triton crêté *Triturus cristatus* Laurenti, 1768 (Caudata : Salamandridae) en région Provence-Alpes-Côte d'Azur : enjeux et problèmes de conservation de l'unique population connue. *Nature de Provence* 1 : 15–20.
- Renet J., Priol P., Laval C. (2016). Rapport d'expertise : Etude environnementale sur une espèce protégée : le Triton crêté. Saint Martin de Crau, 22pp.
- Rodríguez, C. F., Bécares, E., & Fernández-Aláez, M. (2003). Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia*, 506/509: 421–426.
- Rodríguez-Pérez H., Hilaire S., Mesléard F. (2015). Temporary pond ecosystem functioning shifts mediated by the exotic red swamp crayfish: a mesocosm study. *Hydrobiologia*, 767: 333–345.
- Rodríguez-Pérez H., Cayuela H., Hilaire S., Olivier A. Mesléard F. (2013) Is the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) a current threat for the Mediterranean tree frog (*Hyla meridionalis*) in the Camargue (Southern France)? *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-013-1481-1.
- Ryser J. (1989). Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia*, 78 : 264-268.
- Salice C.J. (2012). Multiple stressors and amphibians : contributions of adverse health effects and altered hydroperiod to population decline and extinction. *Journal of Herpetology*, 46(4) : 675-681.

- Sannolo M., Gatti F., Mangiacotti M., Scali S., Sacchi R. (2016). Photo-identification in amphibian studies: a test of I3S Pattern. *Acta Herpetologica* 11(1): 63-68.
- Schwarz C.J., Arnason A.N. (1996). A general methodology for the analysis of Capture-Recapture experiments in open populations. *Biometrics*, 52 (3) : 860-873.
- Schwizer T. (2007). Population Dynamics of a Subdivided Population of the Crested Newt (*Triturus cristatus*). Mémoire de stage, université de Zurich. 67pp.
- 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.
- Semlitsch R.D., Walls S.C., Barichivich W.J., oO'Donnell K.M. (2017). Extinction debt as a driver of amphibian declines: an example with imperiled flatwoods salamanders. *Journal of Herpetology*, 51(1) : 12–18, 2017.
- SOBERCO Environnement (2017). Dossier d'étude d'impact, projet secteur papeteries Etienne. Rapport d'expertise. 176pp.
- Spreybroeck J., Beukema W., Bok B., Van der Voort J., Velikov L. (2018). Triton crêté, in Guide Delachaux des amphibiens et reptiles de France et d'Europe. Ed : Delachaux et niestlé, Paris. 449pp.
- Stanley T.R., Burnham K.P. (1999). A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and ecological statistics*, 6(2) :197-209.
- Stoefer M., Schneeweiß N. (2001). Zeitliche und räumliche Verteilung der Wanderaktivitäten von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost- Deutschlands. *RANA*, 4 :249-248.
- Treilibs C.E., Pavey C.R., Hutchinson M. N., Bull C. M. (2016). Photographic identification of individuals of a free-ranging, small terrestrial vertebrate. *Ecology and Evolution*, 6(3) : 800–809.
- Tripathi (2014). Genotoxic effects of some heavy metals on frogs (Amphibians). Thèse. University of Jammu. 346pp.
- UICN France, MNHN & SHF (2015). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. Paris, France. 12pp.
- Ugnon -Coussioz E. (2017). Le triton crêté en basse vallée du Rhône : recherche de populations, méthodes de suivi et caractérisation des habitats. Mémoire, Université de Lyon 1. 77pp.
- Van Buskirk J. (2007). Body size, competitive interactions, and the local distribution of *Triturus* newts. *Journal of Animal Ecology*, 76 : 559–567.
- Verrel P.A. (1985). Return to water by juvenile amphibians at a pond in southern England. *Amphibia-reptilia*, 6 : 93-96.

Wake D.B., Vredenburg V.T. (2006). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *PNAS*, 105(1) : 11466-11473.

Wallace H. (1987). Abortive development in the crested newt *Triturus cristatus*. *Development*, 100 : 65-72.

Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L. (1998). Impact sur le fonctionnement écologique. In Impact écologique de la chenalisation des rivières. Ed: Cemagref, 97-10.

Weinbach A., Cayuela H., Grolet O., Besnard A., Joly P. (2018). Resilience to climate variation in a spatially structured amphibian population. *Scientific Reports*, 8 : 14607, DOI:10.1038/s41598-018-33111-9 3, 9pp.

Wilcox J.T., Vang C.D., Muller B.R., Alvarez J.A. (2010). Drought influences reproductive timing in two newt (*Taricha*) congeners. *Herpetology Notes*, 10 : 585-587.

White K. J., Mayes W. M., Petrovan S. O. (2017). Identifying pathways of exposure to highway pollutants in great crested newt (*Triturus cristatus*) road mitigation tunnels. *Water and Environment Journal*, DOI: 10.1111/wej.12244. 18pp.

Zuiderwijk A., Sparreboom M. (1986) Territorial behaviour in Crested Newt *Triturus cristatus* and Marbled Newt *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). *Bijdragen tot de Dierkunde*, 56 (2): 205-213.

**Annexe I :** Caractéristique des sites prospectés avec : leur abréviations (Abr.), le nombre de passages (N.) et de pièges (P) effectués par site, les sites historiques (Site hist.) le type de milieu aquatique (type), la végétation aquatique, la description du milieu terrestre, et la présence d'écrevisses (Ecre.).

Site	Abr.	N.	P.	type	Site hist.	Vég. aquatique	Description du milieu environnant	Ecre.
Ancienne carrière	ACA	4	6	Mare forestière	-	70% macrophytes	Sur les hauteurs, à flanc de falaise d'une ancienne carrière calcaire, boisement de type méditerranéen	-
Sabran	SAB	4	8	Mare prairiale	OUI		Prairie et boisement, cultures à proximité	OUI
Tourniaire Nord-Est	RLH 1	4	3	Mare restaurée	OUI	20% Roselière 1% Macrophytes	Vignes et canal d'irrigation de 2m de large	OUI
Tourniaire Nord-Ouest	RLH 2	4	6	Mare restaurée	OUI	70% macrophytes	Vignes et canal d'irrigation de 2m de large	-
Veolia 1	VEO 1	3	8	Bassin de rétention des eaux de pluies	-	40% Macrophytes 15% iris	Zone humide comprenant une ripisylve, une roselière à sec, une prairie non traitée et un boisement	-
Veolia 2	VEO 2	3	5	Mare forestière	-	15% de macrophytes	Prairie non traitée et boisement	-
Fer à cheval (Mare Albon)	FAB	2	-	Mare restaurée	OUI	10% Iris	Bordé par la digue du Rhône récente et un canal d'irrigation de 3m de large. Jouxte une roselière en phase de comblement avancé (> 1.20m de vase) et un verger.	OUI
Rouinet	RNT	3	6	Mare restaurée	OUI	50% macrophytes 20% roselière	Habitation et verger récemment planté. Digue nouvellement créée	-
Gimeaux	GIM	4	10	Bassin d'évacuation des eaux de pluies	-	90% Roselière dense	Située à 1 km de la mare de Trinquetaille, dans une friche herbacée, avec quelques tamaris. Présence d'un lotissement au nord du site et d'une route.	-
Mas Case Brune 1	CB1	2	4	Décaissement des digues du Rhône	-	20% Roselière 60% Jussie	En rive droite du petit Rhône, le long de la digue qui les séparent de la Ripisylve situé à 20m. Présence de culture sur l'autre bord. Une faible épaisseur de cannier de provence borde les décaissement (2m de large).	OUI
Mas Case Brune 2	CB2	2	3		-	20% Roselière		OUI
Mas Case Brune 3	CB3	2	8		-	40% Jussie		OUI
Mare Mas Galère	GAL	2	8	Mare prairial	-	60% iris	Dans une prairie non traitée situé à proximité d'une zone humide et de fossés en eaux	OUI
Fossés Mas Thibert	FOS 1	2	-	Fossés de bord de route	-	Iris + quelques macrophytes	Fossés en eaux bordant la route, entouré de prairies	OUI
Fossés Mas Thibert	FOS 2	2	-	Fossés de bord de route	-	Iris	Fossés en eaux bordant la route, entouré de prairies	OUI

**Annexe II** : Mise en place des pièges et détail d'une nasse Ortmann.

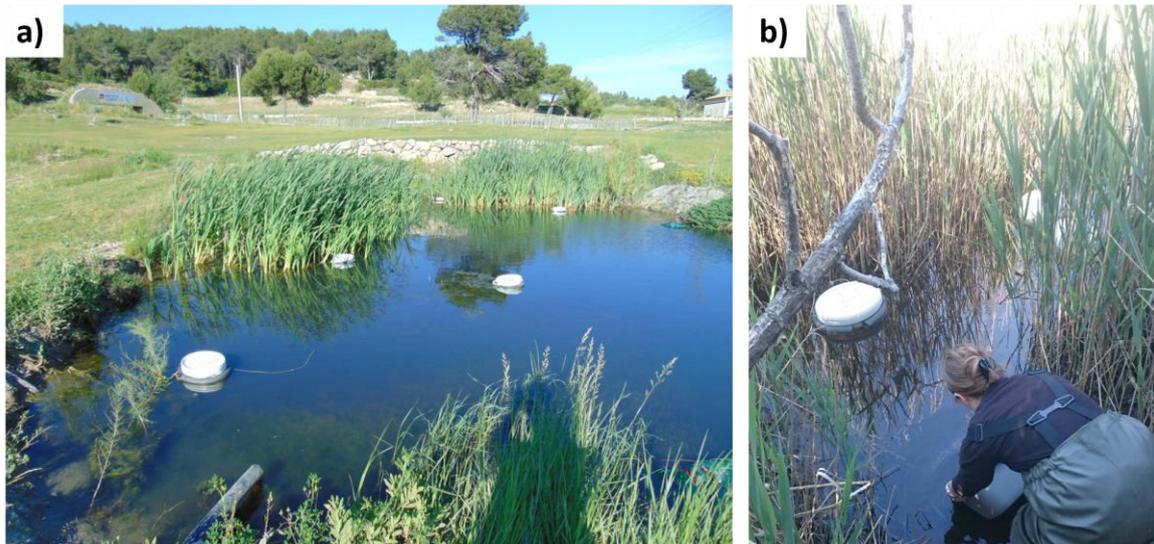


Figure 5 : a) Installation des pièges Ortmann et des nasses à Vairon sur une mare lors des prospections b) Relève des nasses Ortmann dans la mare de Trinquetaille.



Figure 6 : Détail de l'intérieur d'une nasse Ortmann avec des tritons piégés

**Annexe III** : Exemple de planche de photoidentification des patterns ventraux des tritons crêtés établis pour le suivi 2019.



Figure 7 : Planche identification des pattern ventraux de tritons crêtés mâles pris en 2019, avec dans le coin supérieur droit le numéro unique de chaque individu.

**Annexe IV** : Abondance maximale d'individus détectés (observation ou chants) par session pour chaque site avec indication des sites historiques de présence du triton crêté (Hist), en fonction du stade de développement adulte (Ad.) et larves (Lar.) de chaque espèce d'amphibien et de la présence d'écrevisse de Louisiane. Codes : (-) non-détection, (+) <5 individus, (++) de 5 à 25 individus, (+++) >25 individus, (NA) pas de recherche.

		Urodèles				Anoures								Ecrevisse
Site	Hist.	<i>Triturus cristatus</i>		<i>Lissotriton helveticus</i>		<i>Hyla meridionalis</i>		<i>Pelophylax spp.</i>		<i>Epidalea calamita</i>		<i>Pelodytes punctatus</i>		<i>P. clarkii</i>
		Ad.	Lar.	Ad.	Lar.	Ad.	Lar.	Ad.	Lar.	Ad.	Lar.	Ad.	Lar.	
ACA	NON	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
SAB	OUI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+++
RLH 1	OUI	-	-	+	-	+++	-	++	-	-	-	-	-	++
RLH 2	OUI	-	-	-	-	+	++	++	++	-	-	-	-	-
VEO 1	NON	-	-	-	-	+++	+++	+++	+++	-	-	-	-	-
VEO 2	NON	-	-	++	NA	+	NA	++	NA	-	-	-	-	-
FAB	OUI	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	+++
RNT	OUI	-	-	-	-	++	NA	++	NA	-	-	+	-	-
GIM	NON	-	-	+++	+++	+	-	+	-	-	-	-	-	-
TRI	OUI	+++	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
CB1	NON	-	-	-	-	+++	NA	+	NA	-	-	-	-	++
CB2	NON	-	-	-	-	+	NA	-	NA	-	-	-	-	++
CB3	NON	-	-	-	-	+++	NA	+	NA	-	-	-	-	++
GAL	NON	-	-	-	-	++	+	++	+	++	+	-	-	+
FOS1	NON	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	+	-	++
FOS2	NON	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	++
Nombre d'occurrences		1	0	4	1	15	4	11	4	1	1	2	0	9

## **Annexe V : Présentation de la structure d'accueil**

Créé en 1970, Le Parc Naturel Régional de Camargue (PNRC) est situé dans les Bouches du Rhône (13). Le territoire du Parc s'étend sur 3 communes : Port Saint Louis du Rhône, Arles et les Sainte Maries de la Mer, les 2 dernières étant les 2 plus grandes communes de France en terme de surface. Il couvre 101 000 Ha.

Le Parc est géré par un Syndicat Mixte comprenant les 3 communes et leurs intercommunalités, les chambres consulaires, l'association syndicale de propriétaires (ASA), le département des bouches du Rhône et la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. La gouvernance du Parc est également assurée par un conseil de Parc regroupant l'ensemble des structures associatives et professionnelles du PNRC. A cela s'ajoute, un conseil scientifique et d'éthique qui émet des avis et oriente les actions du parc. Une quarantaine d'agents, répartis dans six pôles, assurent les missions confiées au PNRC :

- Protection des patrimoines naturels, culturels, sociaux et économique.
- Accompagnement des activités au sein du territoire vers le développement durable afin d'intégrer le patrimoine naturel dans les pratiques.
- Accueil, information et éducation du public vivant ou visitant le PNRC.
- Action de recherche et innovation dans les domaines des sciences naturelles et sociales, en partenariat avec différents instituts public et privés, notamment les autres structures présentes sur le territoire.
- Avis d'expertise dans l'aménagement du territoire afin de limiter la consommation d'espace et d'améliorer la gestion des inondations.

Le Parc gère également le musée de la Camargue, et intervient également sur la zone marine situé au droit de sa façade littorale.

Les zones humides couvrent la moitié de la surface du parc. Elles sont d'une grande diversité (marais, lagunes, ripisylves, sansouïres, prairies humides...) et revêtent une grande importance à l'échelle du bassin méditerranéen et du continent Européen. Le parc a pour mission d'assurer leur conservation, tout en maintenant des activités humaines. La Camargue est classée zone RAMSAR, et Réserve de Biosphère. Le territoire comprend également différentes espaces bénéficiant d'une protection foncière : des Espaces Naturels Sensibles, la Réserve Nationale de Camargue, et des espaces gérés par le Conservatoire du Littoral. Plusieurs surfaces classées Natura 2000 sont également présentes sur le territoire. Les espaces naturels protégés couvrent au total 20% du territoire (40 000 Ha). Tous ses espaces sont gérés par une grande variété de structures.