FAUNE-PACA PUBLICATION

N°136 Octobre 2025

Suivi et étude de l'impact de deux espèces exotiques envahissantes sur deux espèces de reptiles en déclin

Étangs de Sauvebonne (Hyères, 83)

faune-paca.org

Portail collaboratif de données naturalistes en région Provence-Alpes-Côte d'Azur

Suivi et étude de l'impact de deux espèces exotiques envahissantes sur deux espèces de reptiles en déclin

Mots-clés : Espèce exotique envahissante, impact, Trachémyde écrite, Tortue de Floride, *Trachemys scripta,* Cistude d'Europe, *Emys orbicularis,* Myriophylle du Brésil, *Myriophyllum aquaticum,* Couleuvre vipérine, *Natrix maura*

Auteurs : Nicolas BASTIDE

Citation : BASTIDE N. (2025). Suivi et étude de l'impact de deux espèces exotiques envahissantes sur deux espèces de reptiles en déclin. *Faune-PACA publication n°136 : 33 pp.*

Résumé

L'indiscutable importance des zones humides se voit menacée par une multitude de causes, dont la présence d'Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Dans cette étude, menée aux étangs de Sauvebonne, nous avons examiné l'impact de deux espèces envahissantes sur deux espèces de reptiles indigènes en déclin.

Premièrement, nous avons étudié l'impact de la présence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance de la Couleuvre vipérine. Bien que le nombre de données récoltées soit limité, aucune influence de cette espèce (végétale) exotique envahissante sur la Couleuvre vipérine n'a été observée. Il est possible que les mesures de gestion mises en place précédemment aient contribué à maintenir la présence des poissons, qui font partie du régime alimentaire de la Couleuvre vipérine. Nous avons aussi émis l'hypothèse que la Couleuvre vipérine compense l'éventuelle perte de poissons en se nourrissant d'amphibiens.

Ensuite, nous avons étudié l'impact de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe, avec une analyse complète de la bibliographie connue concernant la compétition exercée par cette espèce sur la Cistude d'Europe.

Nous avons également présenté diverses mesures de gestion susceptibles d'être adaptées aux étangs de Sauvebonne en vue de l'éradication du Myriophylle du Brésil et de la Trachémyde écrite.

Afin de compléter cette étude, nous avons également proposé des perspectives de recherches sur ces deux problématiques.

Remerciements

Nous adressons nos sincères remerciements aux bénévoles de la LPO Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) ainsi qu'à Marion Fouchard, entomologiste et responsable de programmes biodiversité à la LPO PACA, pour son rôle essentiel dans la coordination des actions.

Nous remercions chaleureusement toutes les personnes ayant contribué au projet, en particulier lors des chantiers de création de sites de pontes et d'hibernaculum, ainsi que celles et ceux ayant renseigné des données sur les reptiles du site, utilisées dans ce travail.

Un grand merci également à toutes celles et ceux qui contribuent, par leur engagement, à la bonne entente, à la sensibilisation, ainsi qu'aux suivis scientifiques et relevés naturalistes réalisés aux étangs de la Sauvebonne.

Nos remerciements vont également à la Société Herpétologique de France (SHF) pour la coordination du programme POPReptiles.

Enfin, nous tenons à remercier Amine Flitti, ornithologue et directeur de la LPO PACA, Augustin Soulard, écologue et botaniste, Aurélie Torres, chargée d'études biodiversité à la LPO PACA, Catherine Godefroid responsable scientifique régionale à la LPO PACA, et Marion Fouchard pour leur relecture, ainsi que Jean-Yves Barnagaud, maître de conférences de l'École Pratique des Hautes Études (EPHE) à l'unité de recherche Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE) du Centre national de la recherche scientifique (CNRS), pour ses précieux conseils sur les analyses statistiques.

Nous exprimons notre profonde gratitude à l'ensemble de nos partenaires pour leur soutien technique, scientifique et financier : le Syndicat Mixte du Bassin versant du Gapeau (SMBVG), la

Ville d'Hyères, le Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles (CBNMed), la Fondation Vinci Autoroutes, la Métropole Toulon Provence Méditerranée et la LPO France.

Sommaire

Introduction 5

Matériels et méthodes..... 8

1. Site d'étude 8

2. Matériel biologique..... 8

2.1. Définition des Reptiles non aviens 8

2.2. Reptiles des étangs de Sauvebonne..... 8

2.3. Le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) 12

3. Méthodes d'échantillonnages 12

3.1. Impacts de la Couleuvre vipérine et du Myriophylle du Brésil 12

3.2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe..... 14

3.3. Analyses statistiques..... 15

Résultats 16

1. Impacts du Myriophylle sur la Couleuvre vipérine 16

2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe 19

Discussion..... 21

1. Impacts du Myriophylle sur la Couleuvre vipérine 21

2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe 23

Conclusion 27

Références bibliographiques 28

La faune de la région PACA 33

Le projet www.faune-paca.org 33

Les partenaires 33

Faune-PACA Publication 33

Introduction

Les zones humides exercent un rôle irremplaçable dans les fonctions de régulation (e.g. purification de l'eau et de l'air, stockage du carbone), d'approvisionnement (e.g. production de nourriture et d'eau), de culture (e.g. écotourisme, valeurs paysagères et de loisirs) et de supports (e.g. cycle de l'eau et la photosynthèse) (Heimlich, 1998 ; Balmford *et al.,* 2002 ; Zedler & Kercher, 2005 ; Clarkson *et al.,* 2013 ; Mitsch *et al.,* 2015 ; Davidson *et al.,* 2019 ; Janse *et al.,* 2019 ; Grange, 2022). Elles constituent également de véritables réservoirs de biodiversité (Gopal, 2009) en accueillant 30 % des espèces végétales remarquables et menacées, et environ 50 % des espèces d'oiseaux (Azema, 2017). Plus spécifiquement, les zones humides constituées d'eau douce recouvrent moins de 1 % de la surface du globe, mais abritent plus de 10 % des espèces connues (Darwall *et al.,* 2009). Plusieurs recherches ont évalué la valeur économique des zones humides, atteignant jusqu'à 22 050 $ par acre (1 acre = 0,4 ha) (Woodward & Wui, 2001). Bien que leur valeur par hectare soit la plus élevée parmi tous les écosystèmes (Costanza *et al.,* 1997), les zones humides sont souvent perçues par l'Homme comme des terrains inexploités, délaissés, propices à la prolifération de moustiques, qui sont vecteurs de maladies, et considérées comme des sources de danger (Giblett, 1996 ; Xu *et al.,* 2018). Cette vision, totalement biaisée et anthropocentrée, a conduit à une exploitation intensive, entraînant une diminution de leur superficie et de leur qualité (Gopal, 2009 ; Xu *et al.,* 2018). Des données récentes montrent une dégradation spectaculaire, et particulièrement accélérée à partir de 1900, avec une perte allant jusqu'à 87 % des zones humides existantes depuis 1700 (Davidson, 2014).

La prise de conscience a conduit à la protection de zones humides en France, entraînant une légère augmentation de leur superficie ces dernières années (Grange, 2022). En effet, le 4e Plan National d'Action (PNA) pour les milieux humides, lancé en 2022, vise à renforcer et intensifier les actions déjà engagées. Son objectif est d'approfondir la connaissance de ces écosystèmes, de mieux les protéger et d'accélérer leur restauration. Cependant, leur fonctionnement demeure fragile, et ils restent exposés aux risques de perte et de dégradation des habitats, ainsi qu'aux invasions biologiques, qui représentent actuellement la deuxième cause de l'érosion de la biodiversité (Bellard, 2016). Les espèces exotiques envahissantes (EEE) désignent des espèces animales ou végétales, capables de s'établir loin de la population mère sur des surfaces considérables, tout en menaçant la diversité biologique locale (Grange, 2022). L'introduction d'espèces exotiques affecte à la fois la structure et le fonctionnement des écosystèmes en modifiant des processus de base et en favorisant le déplacement d'espèces indigènes de leurs niches écologiques (Herbold & Moyle, 1986 ; Williamson, 1996). Par conséquent, la compréhension des mécanismes d'impact des espèces envahissantes sur les espèces locales et sur leur fonctionnement, constitue un enjeu contemporain majeur (Grange, 2022).

Les étangs de Sauvebonne sont une zone humide d'une dizaine d'hectares située sur la commune d'Hyères, dans le Var (83). Des inventaires naturalistes ont permis de recenser un genre et quinze espèces exotiques envahissantes. Parmi ces dernières, nous retrouvons le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) et la Trachémyde écrite (*Trachemys scripta*). La première est une espèce végétale exotique envahissante

considérée comme émergente en PACA (CBNMed, 2021), tandis que la seconde, classée parmi les 100 espèces les plus invasives de la planète (UICN, 2017), est établie sur le territoire depuis plusieurs années.

Le Myriophylle du Brésil est une plante originaire du continent sud-américain, qui a été importée en France vers 1880, dans la région bordelaise. Introduit dans de nombreuses régions du monde suite au développement de l'aquariophilie (décoration des aquariums et des bassins extérieurs, site de ponte pour les poissons), c'est en 1913 que l'on signale son caractère invasif, suite à sa mention dans les Marais de Bruges au nord de Bordeaux (Delbart *et al.,* 2012 ; GT IBMA, 2016). Le Myriophylle du Brésil est considéré comme une espèce envahissante dans de nombreuses régions du monde, y compris en Europe, en Amérique du Nord et en Australie. Les impacts de cette plante sur son habitat peuvent être significatifs et nombreux (Wersal & Madsen, 2011 ; Üremiş, 2015 ; Xiong *et al.,* 2021). En effet, le Myriophylle du Brésil a la capacité de former des tapis denses à la surface de l'eau, réduisant ainsi la quantité de lumière du soleil atteignant les couches inférieures, ce qui affecte la croissance des plantes aquatiques indigènes. De la même manière, elle limite les échanges gazeux, diminuant ainsi la quantité d'oxygène présente. De plus, elle modifie les régimes hydrauliques (Pieret & Delbart 2007), accélère la sédimentation des matières organiques, entraînant ainsi l'eutrophisation des eaux, et augmentant la turbidité de celles-ci (Pieret & Delbart 2007). En raison de sa croissance rapide, le Myriophylle du Brésil peut entrer en compétition avec les espèces végétales indigènes pour les nutriments et l'espace disponible. Cela peut conduire à la suppression ou à la diminution des populations de plantes indigènes, voire même au changement du cortège d'espèces présentes, affectant de nombreux taxons (e.g. Lastrucci *et al.,* 2018). Ces conséquences modifient ainsi la structure et la composition chimique du lieu colonisé. Cette espèce exotique envahissante impacte aussi de manière conséquente les activités humaines, telles que la pêche, la navigation de plaisance et d'autres loisirs aquatiques (Wersal & Madsen, 2011). Il convient de souligner que les effets peuvent fluctuer en fonction du contexte local, des caractéristiques du plan d'eau et des interactions avec d'autres espèces présentes dans l'écosystème. Étant donné ses nombreux impacts sur la biodiversité, nous nous intéresserons à **(1) l'influence de la présence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance de la Couleuvre vipérine (*Natrix maura*)**. Nous examinerons l'impact potentiel de cette espèce exotique envahissante selon le stade de développement de la couleuvre, que ce soit chez les subadultes ou les adultes. La Couleuvre vipérine, inféodée aux milieux aquatiques, est classée comme quasi menacée (NT) en France (UICN France *et al.,* 2015). Son régime alimentaire étant principalement composé de poissons et d'amphibiens, nous supposons que sa présence pourrait être affectée négativement par l'expansion du Myriophylle du Brésil dans l'étang colonisé. En effet, en réduisant la diversité spécifique et la biomasse des milieux qu'elle colonise (Moreira *et al.,* 1989), cette espèce végétale exotique envahissante pourrait rendre l'étang colonisé moins attractif pour la Couleuvre vipérine, qui y trouverait moins de ressources pour s'alimenter. À notre connaissance, aucune étude réalisée à ce jour n'a analysé l'influence de cette espèce exotique envahissante sur la Couleuvre vipérine.

La deuxième espèce exotique envahissante étudiée est la Trachémyde écrite,

également connue sous le nom de Tortue de Floride. Son commerce à grande échelle a débuté dans les années 1950 aux États-Unis, avec plus de 52 millions d'individus vendus dans le monde, principalement en Asie et en Europe. Entre 1985 et 1994, plus de 4,2 millions d'individus ont été importés en France, commercialisés comme tortues naines juvéniles de quelques centimètres (Dupré *et al.,* 2006). Cependant, ces tortues ont été largement relâchées dans les milieux naturels par des particuliers incapables de les accueillir à l'âge adulte (environ 30 centimètres et deux kilogrammes). La vente de cette espèce a été interdite en Europe à partir de 1997, et son introduction dans le milieu naturel prohibée en 2010. Depuis 2016, elle figure sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union européenne en raison de son statut, la considérant comme une des espèces exotiques les plus invasives d'Europe (UICN, 2017). Cette espèce se révèle très compétitive vis-à-vis d'une tortue d'eau douce indigène, la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*). Cette dernière est considérée comme quasi menacée (NT) à l'échelle mondiale ainsi que régionale (Marchand *et al.,* 2016), et bénéficie d'un PNA. Une étude, réalisée en conditions contrôlées, a montré que la Trachémyde écrite domine la Cistude d'Europe dans l'utilisation des sites optimaux de thermorégulation, ce qui affecte les comportements et le métabolisme de la Cistude d'Europe (Cadi & Joly, 2003). De plus, la Trachémyde écrite possède des avantages biologiques tels qu'une maturité sexuelle précoce, une croissance plus rapide, une taille adulte plus importante, un poids des jeunes à l'éclosion supérieur, et une meilleure tolérance à la pollution de l'eau, ce qui contribue à sa compétitivité (Frazer *et al.,* 1990 ; Mitrus, 2002 ; Mitrus & Zemanek, 2004 ; Van Dijk & Sindaco, 2004 ; Mitrus, 2005 ; Canessa *et al.,* 2016 ; Arsovski *et al.,* 2018). La compétition entre les deux espèces s'étend également à la recherche de ressources alimentaires, de sites de ponte et à la transmission de maladies ou de parasites (Servan, 1995 ; Van Dijk & Sindaco, 2004 ; Verneau *et al.,* 2009). Aux étangs de Sauvebonne, la population de Trachémyde écrite semble conséquente, alors que peu de données sur la Cistude d'Europe sont disponibles. Nous chercherons ainsi à déterminer si **(2) la présence de la population de Trachémyde écrite impacte négativement celle de la Cistude d'Europe**. Bien que souvent évoqué, ce sujet demeure obscur, et très peu d'études ont été menées dans des conditions naturelles.

Nous ferons également une synthèse des mesures de gestion préconisées afin de lutter contre le Myriophylle du Brésil et la Trachémyde écrite. Ces mesures sont souvent nécessaires pour minimiser leurs impacts et restaurer l'équilibre écologique des milieux colonisés (Wersal, 2010 ; Kuehne *et al.,* 2018).

Matériels et méthodes

1. Site d'étude

Zone humide d'une dizaine d'hectares, les étangs de Sauvebonne, propriété de la ville d'Hyères, représentent une mosaïque d'habitats diversifiés : prairies mésiques à humides, fourrées à arbustes et ourlets forestiers, forêts riveraines mixtes des plaines inondables, roselières, formations de bordure d'étangs à grands hélophytes, étangs et cours d'eau permanent. Ce site, labellisé refuge LPO depuis février 2020, permets à 229 espèces végétales et 394 espèces animales de se reproduire ou de réaliser une partie de leur cycle de vie. Plusieurs de ces espèces représentent un enjeu majeur de conservation à l'échelle régionale dont le Morio (*Nymphalis antiopa*) et le Grillon des jonchères (*Trigonidium cicindeloides*), classés respectivement « Vulnérable » et « En danger » sur les listes rouges régionales, ainsi qu'à l'échelle nationale tel que le Blongios nain (*Ixobrychus minutus)*, classé « En danger » sur les listes rouges nationale et régionale.

Un étang de Sauvebonne © Nicolas Bastide

2. Matériel biologique

2.1. Définition des Reptiles non aviens

Les reptiles forment un groupe paraphylétique, c'est-à-dire un groupe qui ne rassemble pas tous les descendants d'un même ancêtre commun, comprenant aussi les oiseaux. Le terme de reptile non aviens permet ainsi de considérer l'ensemble des sauropsides, en excluant la lignée des oiseaux. Toutefois, afin d'alléger le texte, et une fois cette précision faite, le terme de « reptile » est employé pour considérer les reptiles non aviens.

Les reptiles non aviens sont des vertébrés tétrapodes couverts d'écailles et dépendant des conditions extérieures pour réguler leur température interne (Dodd, 2016). De nos jours, plus de 12 386 espèces sont connues (Reptile-database, janvier 2025), regroupant les tortues (367 espèces), les amphisbènes (203 espèces), les serpents (4 177 espèces), les lézards (7 814 espèces), les crocodiles (27 espèces) et le Rhynchocéphale (une espèce) (Reptile database, Uetz *et al.,* 2025). Ils constituent ainsi un groupe majeur de la faune vertébrée.

2.2. Reptiles des étangs de Sauvebonne

D'après Faune-PACA, la base de données naturalistes gérée par la LPO PACA et regroupant plus de 12,8 millions de données en mars 2025, dix espèces de reptiles sont présentes aux étangs de la Sauvebonne. Nous présentons la liste des espèces, le nombre de données, les effectifs et le nombre d'individus différents maximum détecté par jour depuis 2012 (Tableau I, février 2024).

Tableau I. Liste des espèces de reptiles aux étangs de Sauvebonne.

Espèces	Nombre de données	Somme des effectifs	Nombre max d'individus différents trouvés le même jour
Cistude d'Europe	7	10	3
Couleuvre à échelons	4	5	2
Couleuvre de Montpellier	9	9	2
Couleuvre helvétique	1	1	1
Couleuvre vipérine	21	27	6
Lézard à deux raies	26	27	2
Lézard des murailles	16	20	4
Orvet de Vérone	24	36	6
Tarente de Maurétanie	4	4	2
Trachémyde écrite	34	112	14
Total général	**146**	**251**	

La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*)

Présente dans huit régions de France métropolitaine, la Cistude d'Europe est une tortue d'eau douce soumise à de nombreuses menaces anthropiques. Cette dernière bénéficie d'un PNA sur la période 2020-2029 qui propose neuf actions visant à assurer la conservation de l'espèce à long terme.

Cistude d'Europe © Nicolas Bastide

La Couleuvre à échelons (*Zamenis scalaris*)

Couleuvre méditerranéenne, elle doit son nom aux deux bandes dorsales latérales sombres entrecoupées de bandes transversales chez les juvéniles, rappelant ainsi une échelle. Fréquentant une large gamme d'habitats, elle s'alimente principalement de rongeurs, d'oisillons, d'œufs ou encore de lézards.

Couleuvre à échelons © Nicolas Bastide

La Couleuvre de Montpellier (*Malpolon monspessulanus*)

Plus grande espèce de serpent de France métropolitaine, la Couleuvre de Montpellier peut atteindre exceptionnellement deux mètres. Elle est inféodée au climat méditerranéen et fréquente une large gamme d'habitats, où elle s'alimente de petits vertébrés tels que les micromammifères, les lézards et même des serpents.

Couleuvre de Montpellier © Nicolas Bastide

La Couleuvre helvétique (*Natrix helvetica*)

La Couleuvre helvétique, anciennement Couleuvre à collier, est une espèce reconnaissable par son motif distinctif de bandes sombres sur un fond clair. Elle fréquente une large gamme d'habitats, mais est souvent présente à proximité de zones humides où elle chasse principalement des poissons et des amphibiens.

Couleuvre helvétique © Nicolas Bastide

La Couleuvre vipérine (*Natrix maura)*

Cette couleuvre aquatique, dépassant rarement les 90 centimètres, se trouve presque exclusivement à proximité de cours d'eau, de mares, de lacs ou de rivières. Elle se nourrit de poissons et d'amphibiens qu'elle chasse activement ou à l'affut.

Couleuvre vipérine © Nicolas Bastide

Le Lézard à deux raies (*Lacerta bilineata*)

Anciennement appelé Lézard vert, il est présent dans une grande variété d'habitats. Relativement discret, il s'enfuit rapidement dans une cachette située non loin de son poste de thermorégulation. Il se nourrit principalement d'insectes, de mollusques ou d'œufs d'oiseaux.

Lézard à deux raies © Nicolas Bastide

Le Lézard des murailles (*Podarcis muralis*)

Le Lézard des murailles est considéré comme généraliste au vu de la large gamme d'habitats dans lequel on peut le trouver. Il peut se thermoréguler seul ou en groupe sur des tas de bois, de cailloux ou sur du goudron, du moment qu'il y ait une bonne exposition solaire. C'est une espèce diurne. La tendance de ses populations est stable.

Lézard des murailles © Nicolas Bastide

L'Orvet de Vérone (*Anguis veronensis*)

Découvert récemment en France, il était anciennement considéré comme l'Orvet fragile (*A. fragilis*). Restreint entre l'est des Bouches-du-Rhône et les Alpes-Maritimes, la France représente ainsi sa limite de répartition ouest. Non encore évaluée par l'UICN, cette espèce ne présente pas d'enjeu de conservation. Toutefois, elle est protégée.

Orvet de Vérone © Nicolas Bastide

La Tarente de Maurétanie (*Tarentola mauritanica*)

De la famille des Geckos, elle possède de nombreuses lamelles digitales adhésives lui permettant de grimper à la verticale sur des parois lisses. Elle est majoritairement

nocturne, mais elle peut profiter du soleil la journée pour récupérer de la chaleur. Protégée, il est assez fréquent de la retrouver dans des milieux urbains.

Tarente de Maurétanie © Nicolas Bastide

La Trachémyde écrite (*Trachemys scripta*)

Aussi connue sous le nom de Tortue de Floride, la Trachémyde écrite est une tortue d'eau douce qui fréquente une large gamme de milieux humides. Dans les années 1980, l'espèce a fait l'objet d'un commerce important comme Nouvel Animal de Compagnie (NAC), avant d'être relâchée massivement dans la nature. Elle est aujourd'hui considérée comme une EEE.

Trachémyde écrite © Nicolas Bastide

Les statuts de protection et de menaces des espèces présentes aux étangs de Sauvebonne sont présentés dans le Tableau II.

Tableau II. Liste des espèces de reptiles non-aviens présentes aux étangs de Sauvebonne.

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Protections (BE[1], PN[2])	Directive Habitats-Faune-Flore	Liste rouge France	Liste rouge PACA	Statut ZNIEFF PACA	Plan National d'Action
Cistude d'Europe	*Emys orbicularis*	BE II - PN2	Annexes II et IV	LC	NT	DT	2020-2029
Couleuvre à échelons	*Zamenis scalaris*	BE III - PN3	-	LC	NT	-	-
Couleuvre de Montpellier	*Malpolon monspessulanus*	BE III - PN3	-	LC	NT	-	-
Couleuvre helvétique	*Natrix helvetica*	BE III - PN3	-	LC	LC	-	-
Couleuvre vipérine	*Natrix maura*	BE III - PN3	-	NT	LC	-	-
Lézard à deux raies	*Lacerta bilineata*	BE III - PN2	Annexe IV	LC	LC	-	-
Lézard des murailles	*Podarcis muralis*	BE II - PN2	Annexe IV	LC	LC	-	-
Orvet de Vérone	*Anguis veronensis*	BE III - PN3	-	DD	DD	-	-
Tarente de Maurétanie	*Tarentola mauritanica*	BE III - PN3	-	LC	LC	-	-
Tortue de Floride / Trachémyde écrite	*Trachemys scripta*	BE III - envahissante	-	NA a	NA a	-	-

1 : Convention de Berne, relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, annexes
2 : Arrêté du 8 janvier 2021 fixant la liste des amphibiens et des reptiles représentés sur le territoire métropolitain protégés sur l'ensemble du territoire national et les modalités de leur protection, article

2.3. Le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*)

Le Myriophylle du Brésil, une plante originaire d'Amérique du Sud, a été introduite en France dans les années 1880, spécifiquement dans la région bordelaise. Considéré comme une espèce envahissante, il s'est répandu dans plusieurs régions du monde, notamment en Europe, en Amérique du Nord et en Australie. Cette espèce a un mode de reproduction asexué, ce qui signifie qu'une tige qui s'allongera, se fragmentera, et s'installera là où le fragment aura été déposé. La méthode de dispersion est variable et peut se faire par le vent, les animaux, les crues, les bateaux, etc. Il convient de souligner que l'étang colonisé par le Myriophylle du Brésil a fait l'objet d'une opération d'arrachage en 2021. Néanmoins, la repousse a été rapide et, dès l'année suivante, la plante recouvrait à nouveau l'ensemble du plan d'eau.

Myriophylle du Brésil © Nicolas Bastide

Étang sud de Sauvebonne colonisé par le Myriophylle du Brésil © Nicolas Bastide

3. Méthodes d'échantillonnage

3.1. Impacts de la Couleuvre vipérine et du Myriophylle du Brésil

Afin d'étudier l'abondance de la Couleuvre vipérine en fonction de la colonisation d'un étang par le Myriophylle du Brésil, nous avons installé un total de onze plaques à reptiles en bordure de quatre étangs distincts en 2023.

Les plaques annotées « M » ont été placées à proximité d'un étang colonisé par le Myriophylle du Brésil, tandis que les plaques annotées « TOPx » et « T1Px » ont été positionnées à proximité de trois étangs non colonisés. Toutes les plaques ont été installées dans des habitats favorables aux reptiles.

En 2023, l'échantillonnage comprenait trois plaques « M » ainsi que huit plaques issues du protocole « POPReptiles ». Une première analyse statistique réalisée à la fin de l'année a mis en évidence un nombre insuffisant de données pour la modalité « M ». Afin de renforcer l'échantillonnage et d'améliorer la robustesse des analyses, quatre plaques « M » supplémentaires ont été installées en 2024 (Figure 1).

Les prospections ont été réalisées dans des conditions météorologiques favorables, avec des températures ambiantes comprises entre 18,2 et 23,5 °C. Lors de chaque session, les plaques ont été soulevées dans un ordre systématique, permettant d'identifier les individus observés, d'en déterminer le sexe lorsque cela était possible et d'évaluer leur stade de développement. Au total, sept prospections ont été menées au printemps 2023 et huit au printemps 2024.

Figure 1. Localisation des plaques à reptiles placées en bordure des étangs de Sauvebonne.

Les plaques à reptiles permettent à ces derniers de se réchauffer, tout en étant protégés des prédateurs. Ces plaques ont été installées dans des milieux favorables, c'est-à-dire à la lisière entre un milieu fermé buissonnant ou semi-ouvert, et un milieu ouvert et exposé au soleil. Bien placées, les plaques améliorent nettement la probabilité de détection des reptiles, en particulier pour les espèces discrètes comme les orvets, les coronelles et les couleuvres aquatiques. Il est possible de poser différents types de plaques, mais nous avons opté pour des tapis de carrière, recyclés et offerts par Provence Granulats, située au Cannet-des-Maures (83). Les tapis, plats, sont surélevés à l'aide de deux bâtons posés en croisillon, afin que les reptiles puissent se réchauffer dessous.

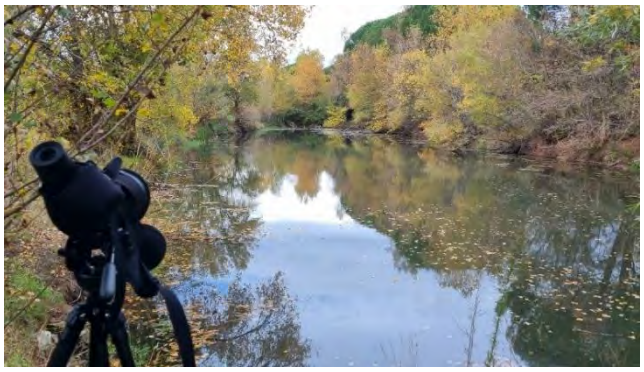
Plaque à reptiles en bordure d'un étang à la Sauvebonne © Nicolas Bastide

3.2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe

Nous avons réalisé le suivi des effectifs de Trachémyde écrite et de Cistude d'Europe sur l'un des étangs de Sauvebonne. L'étang étudié présente plusieurs caractéristiques intéressantes aux tortues d'eau douce dont la présence de leur alimentation mais aussi de placettes de thermorégulation telles que des branches de bois morts à la surface de l'eau. Ces placettes de thermorégulation, isolées du bord de l'étang, sont très importantes pour ces animaux ectothermes qui diminuent ainsi les risques de prédation. Les autres étangs présentent peu ou pas de placettes de thermorégulation isolées du bord de l'étang.

Les prospections sont constituées de deux points d'observation de quinze minutes réalisées au bord de l'étang étudié (Figure 2). Les points d'observation sont effectués lorsque les températures sont favorables à la thermorégulation, souvent en fin de matinée, et lorsque l'étang est bien ensoleillé. Afin d'identifier et de déterminer l'âge des individus, une longue-vue et des jumelles ont été utilisées. Notons que le premier point d'observation est positionné à distance des zones principales de thermorégulation, au sud de l'étang. Lorsque le temps d'observation est écoulé, nous rejoignons discrètement le deuxième point au nord-ouest, situé derrière un arbre. En effet, la discrétion est primordiale car la distance de fuite des individus est grande sur ce site. Ce deuxième point d'observation permet de repérer d'autres individus sous un autre angle. Nous avons réalisé sept et neuf prospections entre mars et juin des années 2023 et 2024.

Figure 2. Localisation de l'étang étudié concernant le suivi de la Trachémyde écrite et de la Cistude d'Europe.



Point d'observation le plus au Sud de l'étang © Nicolas Bastide

Placettes de thermorégulation favorables aux tortues © Nicolas Bastide

3.3. Analyses statistiques

Pour chaque date et chaque modalité, pour rappel l'étang colonisé par le Myriophylle du Brésil et les étangs non colonisés, nous avons un nombre d'individus de Couleuvre vipérine variant de zéro à cinq.

Dans le but d'analyser l'impact de la présence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance de la Couleuvre vipérine, nous avons réalisé un Modèle Linéaire Généralisé Mixte (*Generalized Linear Mixed Model* ou GLMM) en suivant une loi de Poisson, avec les plaques comme facteur aléatoire. Nous avons également testé l'effet « stade de développement » de la Couleuvre vipérine (adulte ou subadulte). Étant donné que les deux analyses révélaient une sous-dispersion des données, nous avons utilisé l'optimiseur "bobyqa" pour ajuster les modèles. Ces analyses ont été réalisées sur un total de 189 données (Legendre & Legendre, 2012 ; Hervé, 2021).

Des analyses statistiques relativement simples (moyenne, écart-type, pourcentage) ont été réalisées afin de comparer les effectifs de Trachémyde écrite et de Cistude d'Europe. Une représentation graphique (boxplot) a été réalisée. Le nombre de données ne permet pas d'obtenir une analyse statistiquement robuste. De plus, l'intérêt est limité puisque l'effectif maximum observé de Cistude d'Europe, lors de tous les passages, est d'un individu.

Toutes les analyses et les graphiques ont été réalisés à l'aide du logiciel RStudio, et les résultats représentés sous forme de tableaux réalisés à l'aide du logiciel Excel.

Résultats

1. Impacts du Myriophylle sur la Couleuvre vipérine

En 2023, sept demi-journées de prospection ont été réalisées avec 21 contacts de couleuvres vipérines. Le nombre d'individus observés par prospection varie d'un à sept, avec une moyenne de trois individus par prospection (erreur-standard = 2,45). Au total, huit contacts ont concerné des adultes et treize des subadultes (2A, entre 20 et 35 centimètres, Tableau III).

En 2024, lors de huit demi-journées de prospection, 49 individus ont été recensés, avec un minimum d'un et un maximum de treize individus observés par sortie. La moyenne est de 6,13 individus par prospection (erreur-standard = 3,4). Au total, 20 contacts ont concerné des adultes et 29 des subadultes (Tableau IV).

Tableau III. Nombre de couleuvres vipérines observées sous chaque plaque lors des différentes prospections en 2023.

Plaques	25/04	03/05	07/05	11/05	14/05	31/05	05/06	Total
M1	0	0	0	0	0	5	1	**6**
M2	0	0	0	0	1	0	0	**1**
M3	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T0P1	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T0P2	0	0	0	1	0	1	0	**2**
T0P3	1	0	1	0	1	0	0	**3**
T0P4	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T1P1	0	0	0	0	1	0	0	**1**
T1P2	0	1	1	0	0	0	0	**2**
T1P3	0	1	0	1	0	1	0	**3**
T1P4	0	0	0	0	3	0	0	**3**
Total	**1**	**2**	**2**	**2**	**6**	**7**	**1**	**21**

Tableau IV. Nombre de couleuvres vipérines observées sous chaque plaque lors des différentes prospections en 2024.

Plaques	29/04	04/05	20/05	24/05	26/05	08/06	10/06	17/06	Total
M0	0	0	0	5	0	0	1	0	**6**
M1	2	2	0	1	0	1	0	1	**7**
M2	0	0	1	0	0	0	0	0	**1**
M4	0	0	2	0	0	0	0	0	**2**
M3	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
M5	0	1	1	4	2	1	5	0	**14**
M6	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T0P1	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T0P2	0	1	0	0	0	0	0	0	**1**
T0P3	1	2	0	2	1	0	0	0	**6**
T0P4	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T1P1	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
T1P2	4	3	0	0	0	0	0	0	**7**
T1P3	0	1	0	1	1	0	2	0	**5**
T1P4	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
Total	**7**	**10**	**4**	**13**	**4**	**2**	**8**	**1**	**49**

En moyenne, 0,3 individu (erreur standard = 0,152) a été observé sous les plaques situées à proximité des étangs colonisés par le Myriophylle du Brésil, contre 0,171 individu (erreur standard = 0,081) près des étangs non colonisés (Figure 3).

D'après nos analyses, aucune différence significative n'a été détectée entre les deux modalités étudiées, c'est-à-dire la présence ou l'absence de Myriophylle du Brésil, sur l'abondance de Couleuvre vipérine (GLMM : p-value = 0,4) (Tableau V).

Tableau V. Moyenne, erreur standard et p-value de l'analyse de l'effet de la présence ou l'absence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance de Couleuvre vipérine.

Modalité	Moyenne	Erreur standard	P-value
Avec Myriophylle	0,300	0,152	0,4
Sans Myriophylle	0,171	0,081	

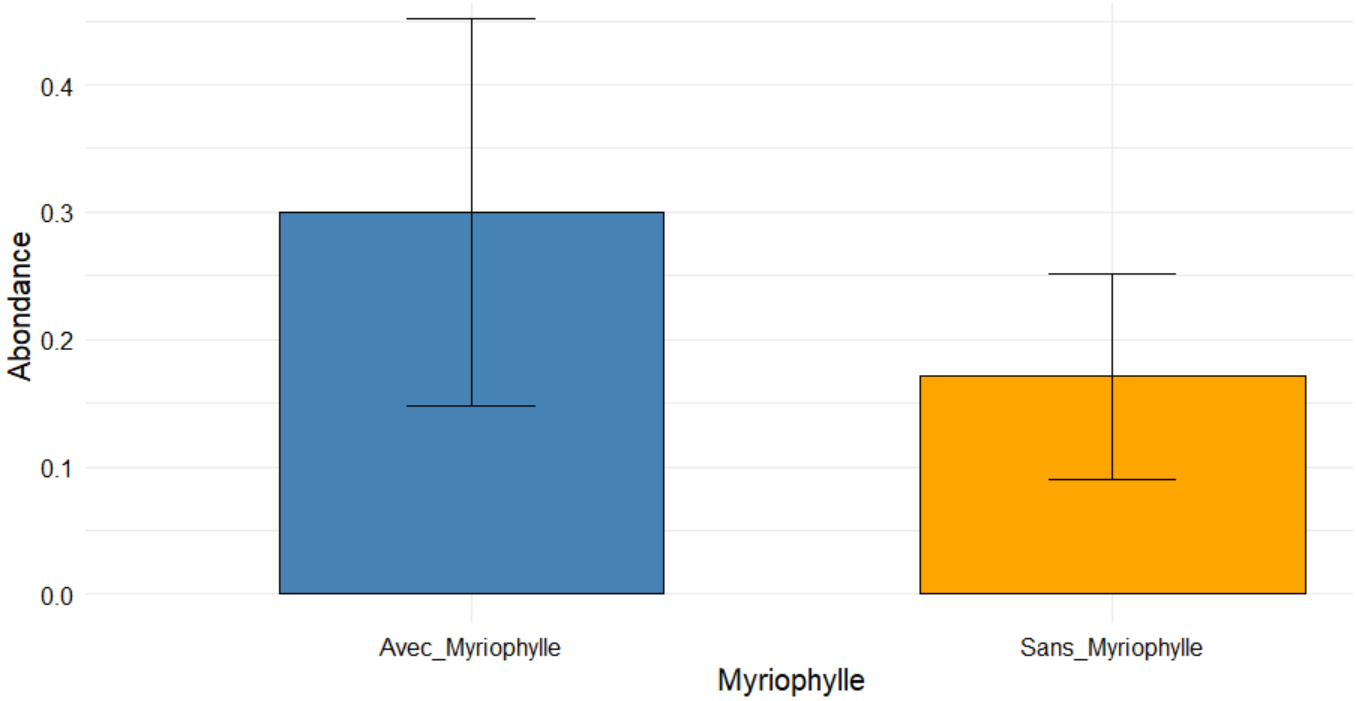


Figure 3. Abondance moyenne de Couleuvre vipérine en fonction de la présence ou de l'absence du Myriophylle du Brésil.

En 2023, un total de 21 individus a été recensé, dont cinq adultes, deux à proximité des étangs colonisés et trois près des étangs non colonisés, et seize subadultes, cinq près des étangs colonisés et onze près des étangs non colonisés (Tableau VI).

En 2024, le nombre total d'individus observés a plus que doublé, soit 49. Vingt individus étaient des adultes, répartis équitablement entre les étangs avec et sans Myriophylle, soit dix adultes dans chaque modalité. Les subadultes étaient aussi plus nombreux avec 29 individus dont 20 à proximité des étangs colonisés et neuf près des étangs non colonisés (Tableau VI). Au total, sur l'ensemble des deux années d'étude, 70 individus ont été recensés, dont 25 adultes et 45 subadultes.

Tableau VI. Nombre d'individus adultes (AD) et subadultes (SubAD) de Couleuvre vipérine observés en fonction de la présence ou de l'absence du Myriophylle du Brésil en 2023 et 2024.

Année	Adulte		Total AD	Subadulte		Total SubAD	Total
	Avec Myriophylle	Sans Myriophylle		Avec Myriophylle	Sans Myriophylle		
2023	2	3	5	5	11	16	**21**
2024	10	10	20	20	9	29	**49**
Total	**12**	**13**	**25**	**25**	**20**	**45**	**70**

En moyenne, le nombre d'adultes observés était de 0,097 individu (erreur standard = 0,054) à proximité des étangs colonisés par le Myriophylle du Brésil, contre 0,067 individu (erreur standard = 0,034) dans les étangs non colonisés. Concernant les subadultes, les valeurs moyennes étaient de 0,203 individu (erreur standard = 0,105) dans les étangs colonisés et de 0,104 individu (erreur standard = 0,051) dans les étangs non colonisés (Figure 4 et Tableau VII).

Le nombre de subadultes observés était significativement plus élevé que celui des adultes (p-value = 0,016). En revanche, aucune interaction significative n'a été détectée entre la présence du Myriophylle du Brésil et le stade de développement (p-value = 0,53). L'analyse distincte du nombre d'adultes en fonction de la présence ou de l'absence du Myriophylle ne révèle pas de différence significative (p-value = 0,62), de même que pour les subadultes (p-value = 0,33).

Tableau VII. Moyenne et erreur standard de l'analyse de l'effet de la présence ou l'absence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance d'adultes et de subadultes de Couleuvre vipérine.

Modalité	Stade	Moyenne	Erreur standard
Avec Myriophylle	Adulte	0,097	0,054
Sans Myriophylle	Adulte	0,067	0,034
Avec Myriophylle	Subadulte	0,203	0,105
Sans Myriophylle	Subadulte	0,104	0,051

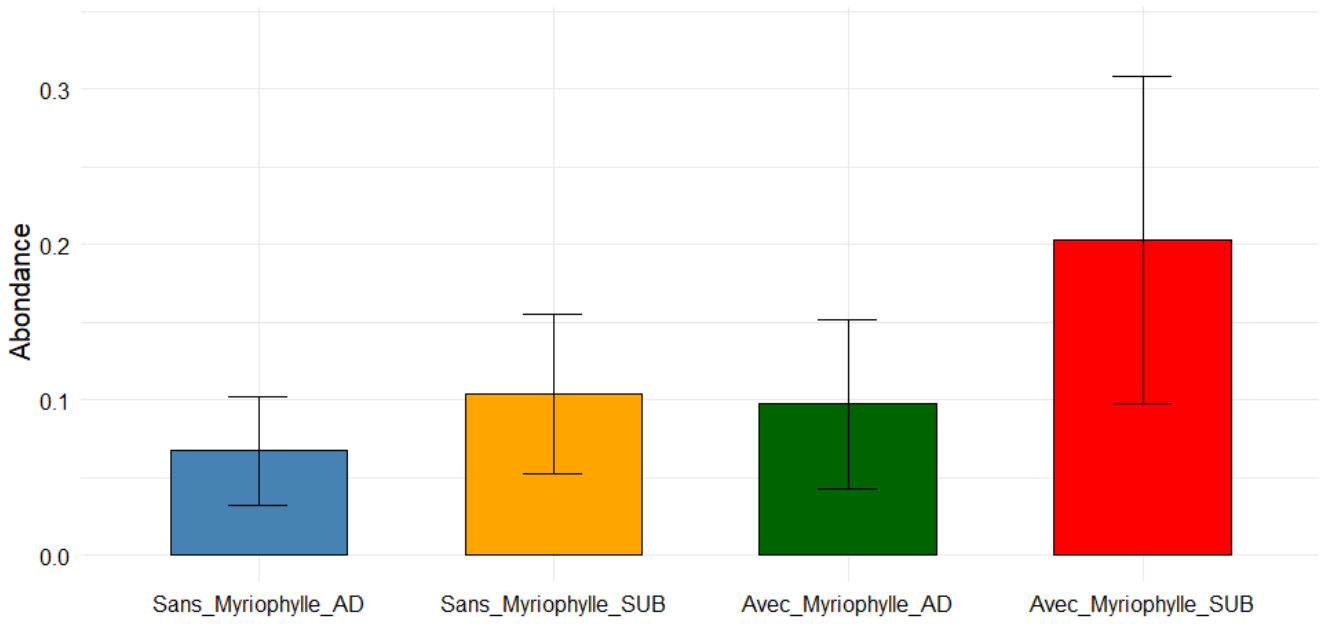


Figure 4. Abondance moyenne d'individus adultes (AD) et subadultes (SUB) de Couleuvre vipérine observés en fonction de la présence ou de l'absence du Myriophylle du Brésil.

2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe

Sur les seize prospections, nous avons eu 165 contacts avec des individus de Trachémyde écrite, soit 10,31 ± 3,77 contacts (écart type) par session (Tableau VIII et Tableau X). Durant ces mêmes prospections, nous avons eu trois contacts avec la même femelle adulte de Cistude d'Europe, soit 0,19 ± 0,4 contact par session (Tableau IX et Tableau X). Ainsi, 98,2 % des contacts concernent la Trachémyde écrite tandis que seulement 1,8 % concernent la Cistude d'Europe.

Nous avons contacté 129 adultes de Trachémyde écrite, soit en moyenne 8,06 ± 2,59 adultes, et 36 immatures soit en moyenne 2,25 ± 1,98 immatures (Tableau X). La Figure 5, reflète les différences d'abondance entre les deux espèces et par stade.

Tableau VIII. Nombre d'individus immatures et adultes de Trachémyde écrite recensés lors des différentes prospections.

Dates	Immature	Adulte	Total
16/03/2023	2	5	7
07/04/2023	0	6	6
11/05/2023	3	7	10
14/05/2023	2	11	13
31/05/2023	1	6	7
05/06/2023	0	8	8
09/06/2023	3	11	14
29/04/2024	0	8	8
04/05/2024	7	9	16
18/05/2024	4	15	19
20/05/2024	3	5	8
24/05/2024	5	8	13
26/05/2024	2	7	9
08/06/2024	1	6	7
10/06/2024	3	9	12
17/06/2024	0	8	8
Total	**36**	**129**	**165**

Tableau IX. Nombre d'individus immatures et adultes de Cistude d'Europe recensés lors des différentes prospections.

Dates	Immature	Adulte	Total
16/03/2023	0	0	0
07/04/2023	0	1	1
11/05/2023	0	0	0
14/05/2023	0	0	0
31/05/2023	0	0	0
05/06/2023	0	0	0
09/06/2023	0	1	1
29/04/2024	0	0	0
04/05/2024	0	0	0
18/05/2024	0	0	0
20/05/2024	0	1	1
24/05/2024	0	0	0
26/05/2024	0	0	0
08/06/2024	0	0	0
10/06/2024	0	0	0
17/06/2024	0	0	0
Total	**0**	**3**	**3**

Tableau X. Minimum, maximum, moyenne et écart-type du nombre d'individus immatures et adultes de Trachémyde écrite et de Cistude d'Europe contactés au cours des prospections.

	Trachémyde écrite			Cistude d'Europe		
	Immature	Adulte	Total	Immature	Adulte	Total
Minimum	0,00	5,00	6,00	0,00	0,00	0,00
Maximum	7,00	15,00	19,00	0,00	1,00	1,00
Moyenne	2,25	8,06	10,31	0,00	0,19	0,19
Écart type	1,98	2,59	3,77	0,00	0,40	0,40

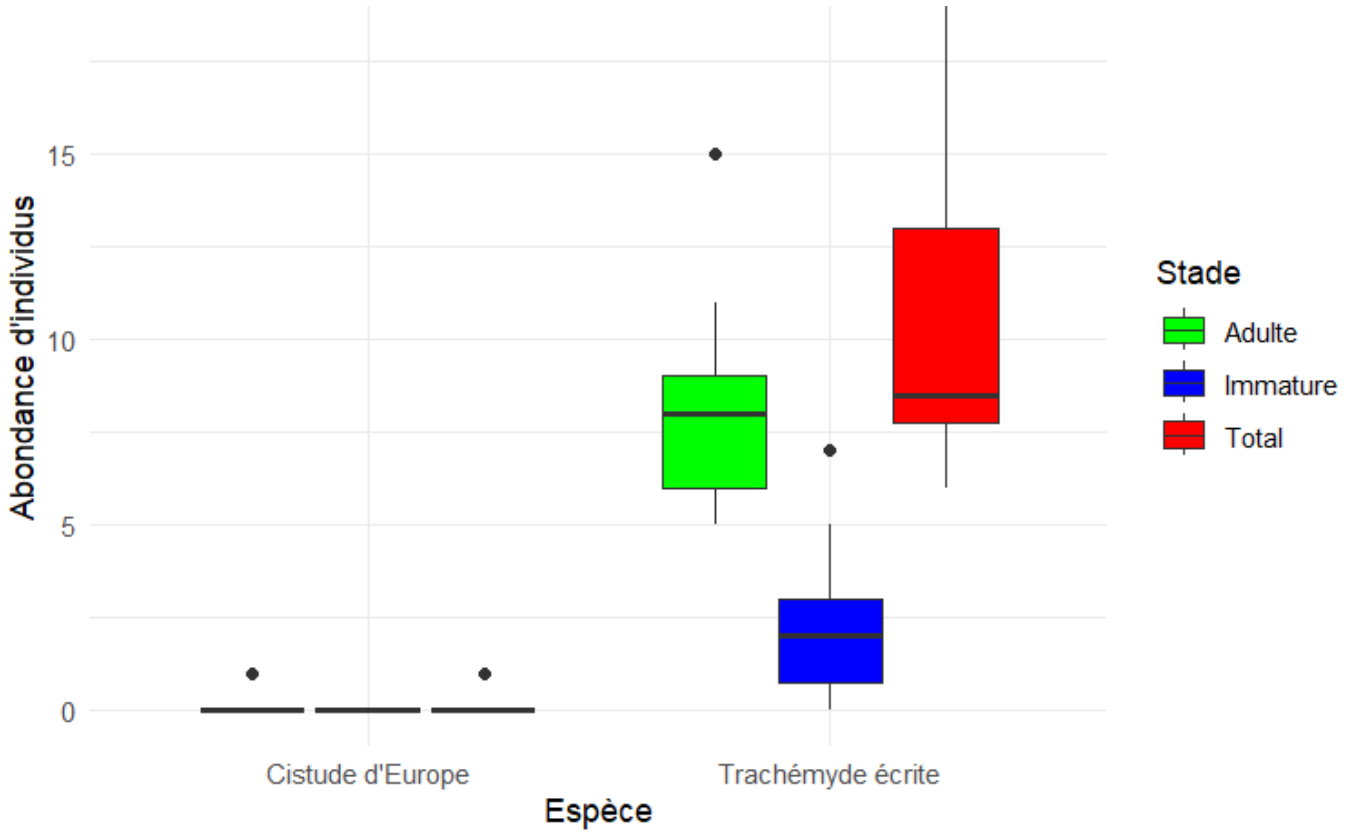


Figure 5. Boxplot des effectifs de Trachémyde écrite et de Cistude d'Europe observés en fonction de leur stade de développement.

Discussion

Il semble que la présence du Myriophylle du Brésil n'influe pas sur l'abondance de la Couleuvre vipérine sur les étangs de Sauvebonne. De plus, au vu du faible effectif de Cistudes observé, il nous est impossible d'évaluer l'effet de la présence de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe dans un étang de Sauvebonne. Toutefois, la littérature nous informe sur l'impact négatif de cette espèce exotique envahissante sur la Cistude d'Europe.

1. Impacts du Myriophylle sur la Couleuvre vipérine

Le Myriophylle du Brésil est une plante exotique envahissante qui forme des tapis denses à la surface de l'eau, réduisant la lumière disponible et limitant ainsi les échanges gazeux (Wersal & Madsen, 2011 ; Üremiş, 2015 ; Xiong *et al.,* 2021). En modifiant la structure et les propriétés chimiques du site colonisé, cette plante impacte négativement l'abondance et la diversité du milieu (Hussner, 2008 ; Stiers *et al.,* 2011 ; Wersal & Madsen, 2011 ; Lastrucci *et al.,* 2018). Par exemple, elle concurrence fortement les plantes aquatiques indigènes (Ferreira & Moreira, 1995 ; DiTomaso & Healy, 2003), elle impacte positivement l'abondance des moustiques anophèles au-dessus des herbiers (Orr & Resh, 1992) et elle diminue la richesse spécifique des communautés d'arthropodes (Lastrucci *et al.,* 2018). Bien que sa présence serve de frayère pour de nombreuses espèces de poissons et que ses ramifications permettent aux alevins de se protéger des prédateurs (Schlumberger & Girard, 2020), en cas de forte invasion, elle diminue significativement la biomasse de ce taxon (Moreira *et al.,* 1989). En effet, en évinçant les plantes aquatiques indigènes, le Myriophylle du Brésil réduit la disponibilité alimentaire des poissons herbivores. Une étude menée au Portugal a montré que le Myriophylle du Brésil était une des espèces la moins consommée par la Carpe herbivore (*Ctenopharyngodon idella*), espèce connue pour ses faibles exigences alimentaires (Catarino *et al.,* 1997). De même, la diversité et l'abondance des invertébrés qui s'alimentent des plantes indigènes diminuent avec ces dernières, impactant ainsi les communautés de poissons se nourrissant des invertébrés.

Les poissons et les amphibiens constituant la principale ressource alimentaire de la Couleuvre vipérine (Vacher & Geniez, 2010 ; Boissinot *et al.*, 2015), nous avions émis l'hypothèse que la présence du Myriophylle du Brésil diminuait l'abondance de cette couleuvre. Cependant, nos analyses ne révèlent aucun effet significatif de la présence de cette espèce végétale exotique envahissante sur l'abondance de la Couleuvre vipérine, quel que soit le stade de développement des individus. Deux hypothèses peuvent être avancées pour interpréter ce résultat.

Depuis l'établissement du Myriophylle du Brésil en 2015 et la campagne d'arrachage menée en 2021, des poissons sont toujours présents dans l'étang étudié, comme en témoigne la présence de nombreux alevins en 2023 et 2024 (*obs. pers.*). Une analyse approfondie des communautés piscicoles (richesse spécifique, abondance, taille des individus) permettrait d'évaluer plus précisément la disponibilité alimentaire pour cette espèce. De plus, l'impact du Myriophylle du Brésil sur les populations de poissons reste encore peu étudié en Europe. Bien que la présence d'alevins ait été confirmée lors des deux années de suivi, il est possible que l'effet négatif du Myriophylle sur la dynamique

piscicole ait été moindre sur notre site d'étude que ce qui est généralement rapporté dans la littérature (e.g. Moreira *et al.,* 1989). Cette atténuation pourrait notamment résulter de la campagne d'arrachage de 2021, qui a pu limiter les effets négatifs de cette espèce exotique envahissante sur les communautés de poissons.

Tandis que certaines populations de Couleuvre vipérine semblent avoir une préférence pour les poissons ou pour les amphibiens (Duguy & Saint Girons, 1966 ; Naulleau, 1984 ; Hailey & Davies, 1986 ; Guillot, 2017), d'autres populations sont plus opportunistes et se nourrissent des deux taxons (Rugiero *et al.,* 2000). La disponibilité en ressource alimentaire et la taille des proies influence le choix de ces populations (Rugiero *et al.,* 2000). Le régime alimentaire éclectique de la Couleuvre vipérine est une des raisons majeures de son succès écologique (Schatti, 1982 ; Puddu *et al.,* 1988). L'étang infesté par le Myriophylle du Brésil à la Sauvebonne présente une grande densité d'amphibiens, majoritairement représentés par des grenouilles rieuses (*Pelophylax ridibundus*). Il est ainsi possible que la Couleuvre vipérine puisse compenser la potentielle diminution de l'abondance de poissons en s'alimentant davantage de grenouilles rieuses. Un changement alimentaire entre les poissons et les batraciens a déjà été décrit dans la littérature suite à la variation du niveau d'eau d'un étang (Santos & Llorente, 1998).

Prédation d'une Couleuvre vipérine sur une Grenouille rieuse aux étangs de Sauvebonne © Nicolas Bastide

Par ailleurs, la protection et l'effet « support » offerts par le Myriophylle pourraient faciliter la chasse à l'affût des couleuvres juvéniles, augmentant ainsi leur accès aux proies. Plusieurs observations de couleuvres vipérines subadultes, chassant dans un herbier de Myriophylle (*obs. pers.*), suggèrent un possible lien entre cette plante et le comportement alimentaire des couleuvres. Toutefois, ces effets de « protection » et de « support » pourraient également compenser une éventuelle réduction de la disponibilité en proies due à la présence du Myriophylle, ce qui expliquerait l'absence d'effet global observable sur l'abondance des couleuvres. Un échantillonnage plus large et des analyses complémentaires seraient nécessaires pour approfondir cette hypothèse. Également, la réalisation d'une étude par Capture-Marquage-Recapture (CMR) permettrait d'individualiser les couleuvres et de mieux interpréter ces résultats.

Enfin, des études complémentaires pourraient explorer l'influence des micro-habitats autour des plaques de recensement sur l'abondance des couleuvres (Bonnet *et al.,* 2016). Bien que les relevés aient été effectués sous des conditions environnementales relativement stables, il serait pertinent d'inclure des mesures de température sous les plaques, un facteur clé pour cette espèce (Bonnet *et al*., 2013) et pour les serpents en général (Graitson & Naulleau, 2005 ; Bonnet *et al.,* 2007 ; Caron *et al.,* 2010).

Préconisations de gestion du Myriophylle du Brésil

De nombreuses mesures de gestion ont été testées en fonction de la surface représentée par l'invasion et des moyens économiques disponibles. Plusieurs se sont révélées inefficaces et à proscrire. Par exemple, la lutte mécanique sans arrachage

manuel, la lutte chimique, la non-intervention ou la lutte biologique (Catarino *et al.,* 1997), qui consiste à introduire ou à favoriser un prédateur naturel. La non-intervention favorise l'installation et la constitution d'un foyer « source » permettant la propagation de l'espèce.

Parmi les méthodes préconisées, il existe la lutte mécanique avec arrachage manuel et mécanique, ainsi que la lutte environnementale, consistant à recouvrir l'étang d'une bâche ou à l'assécher. La lutte environnementale est peu onéreuse mais elle semble moins efficace et non sélective.

Pour traiter des zones où le Myriophylle du Brésil s'est installé de manière localisée, l'élimination manuelle (de mars à octobre), depuis les rives ou à l'aide d'embarcations a démontré son efficacité, constituant ainsi l'approche la plus minutieuse pour s'assurer de la suppression complète de toutes les parties de la plante. Dans le cas de surfaces étendues nécessitant une intervention plus conséquente, le recours à l'arrachage mécanique, visant à extraire à la fois les parties émergées et les racines, peut se révéler utile. L'arrachage mécanique est une technique qui implique l'utilisation d'une grue équipée d'une pince hydraulique, conçue pour libérer un maximum d'eau et de substrat, tout en gardant les végétaux, montée soit sur une barge flottante, ou sur un engin adapté en fonction du contexte (Sarat *et al.,* 2015). A la suite de l'arrachage mécanique, il est indispensable de réaliser une intervention manuelle afin de minimiser le taux de repousse l'année suivante. Lors du chantier, il est crucial de mettre en place des filets à l'exutoire, dispositifs de protection constitués de mailles de 1 cm x 1 cm. Ce dispositif permet d'éviter la contamination d'autres zones en filtrant les fragments de Myriophylle du Brésil, positionné en amont et en aval de la zone d'intervention, ainsi qu'à toutes les connexions avec d'autres plans d'eau (GT IBMA, 2016). Il est impératif de ne pas laisser de fragments de la plante, de définir un lieu de stockage des déchets adéquat, et de nettoyer le matériel utilisé. Une veille régulière du site est préconisée durant cinq ans. Le coût de ce type d'intervention est variable en fonction de la surface, de l'accessibilité au site et aux plants, ainsi que des entreprises missionnées. Par exemple, le coût de l'arrachage mécanique pour 7 000 m² recouvert de Myriophylle du Brésil était de 35 730 € TTC au plan d'eau de Riondaz dans l'Ain (01) en 2017, alors qu'il était de 70 000 € TTC au marais de Chicheboville-Bellengreville dans le Calvados (14) en 2013. Dans les Landes, le coût des opérations sur un étang de trois hectares a été estimé à 23 100 € TTC pour 885 m^3 de plantes arrachées. Généralement, les coûts sont estimés entre 23 et 30 € par m^3 de plantes arrachées.

2. Impacts de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe

Notre étude ne permet pas de conclure sur l'influence de la Trachémyde écrite sur la Cistude d'Europe dans les étangs de Sauvebonne. Cependant, nous pouvons constater que la Trachémyde écrite a été contactée à chaque passage avec une moyenne de 10,31 individus, alors que la Cistude d'Europe a été contactée seulement trois fois lors des seize passages, et avec un seul individu. Le faible nombre d'individus de Cistude d'Europe peut être la cause de ces résultats (trois individus maximums observés simultanément, *comm. pers.* Aurélien Audevard & Jean-Michel Bompar le 15 mai 2023). Notons que la présence de la Trachémyde écrite entraîne une compétition certaine entre ces deux espèces qui utilisent des niches

écologiques similaires. Nous avons donc émis l'hypothèse que la Cistude d'Europe ne pouvait établir de population stable en raison de la compétition exercée par l'espèce exotique envahissante, sa population ne possédant pas un taux de renouvellement et de croissance suffisants pour compenser l'effet exercé par la Trachemyde. Par exemple, il a été montré que la Trachémyde écrite entre en compétition avec la Cistude d'Europe pour les placettes de thermorégulation. En effet, une expérience menée en conditions contrôlées a permis de mettre en évidence que les deux espèces, lorsqu'elles sont séparées, utilisent le même type de site pour thermoréguler, soit des supports à découvert qui émergent d'eaux profondes (Cadi & Joly, 2003). À l'inverse, lorsque les deux espèces sont ensemble, la Trachémyde écrite domine la Cistude d'Europe dans l'utilisation des sites optimaux de thermorégulation. La Cistude d'Europe utilise donc des sites moins bien exposés (Cadi & Joly, 2003). Les conséquences sont multiples, puisque pour ces animaux ectothermes, l'exposition au soleil augmente la température interne, activant et améliorant ainsi le métabolisme de la tortue, nécessaire pour son cycle de vie (digestion, reproduction, déplacements…) (Jackson 1971 ; Kepenis & McManus 1974 ; Parmenter 1980 ; Dodd, 2016). Toutefois, l'étude de Cadi et Joly (2003) a été réalisée en milieu artificiel avec un nombre limité de placettes. Ces résultats n'ont pas été démontrés en conditions naturelles.

Il serait intéressant d'étudier le nombre de placettes disponibles dans l'étang et de corréler leur favorabilité (localisation, support) avec l'espèce et le stade de développement, pour tenter d'identifier une potentielle hiérarchie. En effet, Cadi et Joly (2003) mentionnent que les cistudes semblaient réticentes à grimper sur un solarium lorsqu'une Trachémyde était présente, afin d'éviter tout contact avec cette dernière. De plus, l'étude plus approfondie du comportement des trachémydes écrites envers les Cistudes d'Europe serait aussi révélatrice de la compétition présente entre ces deux espèces, puisque des comportements agressifs de Trachémyde écrite envers la Cistude d'Europe sont décrits (e.g. bousculade, morsures) (Arvy & Servan, 1998).

Pour rappel, la Trachemys s'avère biologiquement plus compétitive que la Cistude d'Europe, grâce à une combinaison de traits favorisant sa survie et sa reproduction (Frazer *et al.,* 1990 ; Mitrus, 2002 ; Mitrus & Zemanek, 2004 ; Van Dijk & Sindaco, 2004 ; Mitrus, 2005 ; Canessa *et al.,* 2016 ; Arsovski *et al.,* 2018).

La littérature renseigne aussi sur la compétition pour les ressources alimentaires, pour la disponibilité des sites de ponte et de la transmission de maladies ou de parasites (Servan, 1995 ; Van Dijk & Sindaco, 2004 ; Verneau *et al.,* 2009). En effet, alors que les jeunes cistudes semblent plus impactées par la prédation par d'autres taxons (oiseaux, mustélidés etc…) et la compétition directe avec la Trachémyde écrite, les adultes semblent aussi menacés par la transmission de maladies et de pathogènes. Les adultes de Cistude d'Europe sont omnivores (e.g. matière végétale, insectes, poissons…), *a contrario* des juvéniles et des immatures qui sont principalement carnivores. Ainsi, les adultes sont soumis à une infestation par des espèces hétéroxènes, c'est-à-dire qui ont besoin de plusieurs hôtes successifs au cours de leur vie, par le biais d'ingestion accidentelle d'hôtes intermédiaires ou paraténiques (Ficetola et De Bernardi, 2006 ; Hidalgo-Vila *et al.,* 2009). Les parasites co-invasifs sont des parasites qui ont été co-introduits, c'est-à-dire transportés dans

une nouvelle zone avec une espèce hôte exotique, et qui ont infecté des espèces hôtes indigènes dans la nouvelle aire de répartition (Lymbery *et al.,* 2014). De nombreuses études ont été menées sur ces derniers, notamment sur les Helminthes (vers parasites) qui sont transmis aux Cistudes d'Europe par les trachémydes écrites (Demkowska-Kutrzepa *et al.,* 2018). Ces parasites co-invasifs peuvent avoir de lourdes conséquences sur l'immunité des tortues infestées et peuvent provoquer l'apparition de granulomes, de lésions et de nécroses (Hidalgo-Vila *et al*., 2011 ; Miclăuş *et al.,* 2014). Quatre des espèces infectant naturellement la Trachémyde écrite ont été détectées sur des individus sauvages de Cistude d'Europe : *Spiroxys contortus* en Bulgarie et en Roumanie (Kirin, 2001 ; Mihalca *et al.,* 2007), *Polystomoides oris* et *Neopolystoma orbiculare* en France (Verneau *et al.,* 2011 ; Meyer *et al.,* 2015 ; Héritier *et al.,* 2017) ainsi que *Spirorchis elegans* en Espagne (Iglesias *et al.,* 2015). Ce dernier est relativement préoccupant, car les helminthes du genre *Spirorchis* n'ont jamais été détectés en contact avec la Cistude d'Europe et représentent une plus grande virulence (Lymbery *et al.,* 2014).

Au regard de cette compétition, il semble difficile, pour les quelques cistudes présentes aux étangs de Sauvebonne, d'établir une population stable au vu du nombre de trachémydes écrites présentes, et de la compétition qu'elles peuvent exercer sur l'espèce indigène. La réponse comportementale de la Cistude d'Europe peut être de se déplacer vers d'autres habitats parfois moins favorables, entrainant une diminution de leur nombre (Cadi & Joly, 2003 *in* Demkowska-Kutrzepa *et al.,* 2018). Aux étangs de Sauvebonne, peu d'étangs sont favorables à la Cistude d'Europe. Ce site est connecté à deux autres sites où sont présentes des cistudes (Faune-PACA). Le premier est la retenue d'eau du Plan du pont à Hyères (83), localisé à 1,5 km à vol d'oiseau. Il est connecté aux étangs de Sauvebonne en suivant le Réal Martin, puis le Gapeau. Des trachémydes écrites sont aussi présentes sur ce site. Le second est le lac de Montbel à La Crau (83), où aucune donnée de Trachémyde écrite n'est mentionnée à ce jour sur Faune-PACA. Ce site est situé à 2,5 km à vol d'oiseau, mais le déplacement semble plus difficile à rejoindre. À l'échelle de ces sites, la Trachémyde écrite pourrait influencer négativement l'abondance de la Cistude d'Europe.

Préconisations de gestion de la Trachémyde écrite

La Trachémyde écrite est classée par l'« *Invasive Species Specialist Group* » (ISSG) de l'IUCN parmi les 100 espèces les plus invasives de la planète (UICN, 2017). Ainsi, dans l'article 19 du règlement européen n°1143/2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des EEE, il est demandé de mettre en place des mesures de gestion des EEE préoccupantes considérées comme largement répandues, comme la Trachémyde écrite. Le Ministère de la transition écologique propose la mise en place de Stratégies nationales de gestion (SNG) comme un outil clé pour encadrer la gestion des EEE répandues. L'objectif principal de ces SNG est de fournir des lignes directrices orientées vers des interventions visant à restreindre l'occupation des territoires par les EEE ciblées. Ces stratégies visent également à réduire les impacts des EEE, rétablir les usages normaux des territoires et préserver la biodiversité. La mise en œuvre de ces SNG implique une gestion concertée, coordonnée, pratique et efficace sur l'ensemble du territoire national (GT IBMA, 2017).

Au niveau national, la volonté de gérer efficacement les EEE est clairement exprimée à travers l'objectif 5 de la SNG. Ce dernier propose de mettre en place des interventions de régulation et de confinement, de fournir des outils pour orienter et accompagner la maîtrise des espèces largement répandues et enfin, de mettre en œuvre les plans nationaux de lutte (Muller et *al.,* 2017).

En France, plusieurs techniques de régulation ont été testées, par piégeage (e.g. Thomas, 2009) ou par tir (e.g. Veron et al., 2014). Le choix et l'efficacité des pièges dépendent généralement du contexte local (fréquentation humaine, morphologie du site) et du comportement de l'espèce, ce qui conduit à adapter les méthodes utilisées (Peinado et al., 2011 ; Lascève, 2014). La cage Fesquet, de grand volume et posée au fond de l'eau, facilite la capture des individus qui se déplacent au fond de l'eau, et requiert l'ajout d'appâts pour être efficace. Le piège à insolation exploite la recherche de sites de basking, en dirigeant les tortues vers un réceptacle placé sous un radeau flottant. La nasse, couramment employée aux États-Unis par les experts de l'espèce, attire les individus par l'appât alimentaire et doit être équipée de flotteurs afin de permettre la respiration des individus. Enfin, le filet verveux capte les individus longeant les berges à la recherche de nourriture, grâce à un système de poches successives. Plusieurs de ces méthodes nécessitent l'utilisation d'appâts pour accroître leur rendement.

Des études poussées, avec la réalisation d'une CMR sur plusieurs années, évaluent le coût à plusieurs dizaines de milliers d'euros, tandis que d'autres, avec élimination directe des exotiques envahissants, estiment ce coût à 184 € par Trachémyde écrite capturée sur le site Natura 2000 « étang de Mauguio » (Fernandez, 2013).

Dans notre cas, plusieurs techniques permettent de capturer les Trachemys, mais l'usage de nasses ou de filets verveux semble le plus approprié, en raison de sa simplicité, de son efficacité, de son faible temps de mise en œuvre et de la disponibilité du matériel, qui peut se trouver facilement en grande surface. Les individus capturés pourraient ensuite être transférés au Village des Tortues, situé à Carnoules (83). Cette structure recueille les tortues exotiques envahissantes afin de les préserver au sein d'un bassin spécialement aménagé à cet effet. Un coût est demandé afin de pallier les frais de maintien des individus.

Conclusion

Le Myriophylle du Brésil, en tant qu'espèce végétale exotique envahissante, a des répercussions notables sur les écosystèmes aquatiques, modifiant la structure et la chimie des zones humides colonisées et entraînant des changements dans la diversité et l'abondance des espèces. Bien qu'elle offre des sites de ponte pour certains poissons, sa prolifération peut réduire significativement la biomasse de poissons herbivores en évinçant les plantes indigènes. Malgré son impact sur les communautés aquatiques, notre étude n'a pas montré d'influence de la présence du Myriophylle du Brésil sur l'abondance de la Couleuvre vipérine. Deux hypothèses ont été formulées : la récente colonisation et l'arrachage partiel du Myriophylle pourraient avoir favorisé le maintien des poissons dans l'étang ; à défaut, la Couleuvre vipérine pourrait compenser une éventuelle diminution de poissons en se nourrissant davantage d'amphibiens, notamment des grenouilles rieuses, très abondantes aux étangs de Sauvebonne, tout en bénéficiant de l'effet de protection et de support du Myriophylle. Ainsi, si la première hypothèse ne se vérifie pas, la seconde constituerait une explication alternative. De futures recherches, reposant sur un échantillonnage plus large et des données plus détaillées, permettraient de clarifier ces observations et d'affiner la compréhension des interactions entre le Myriophylle du Brésil, les différentes espèces de poissons, les amphibiens et la Couleuvre vipérine. L'intégration d'autres paramètres abiotiques et biotiques supplémentaires serait également nécessaire pour mieux comprendre ces dynamiques.

En raison du nombre limité de Cistudes d'Europe sur le site, notre étude n'a pas permis de tirer de conclusions définitives quant à l'impact de la Trachémyde écrite sur l'espèce autochtone. Toutefois, la littérature nous informe sur l'existence de compétition pour les placettes de thermorégulation, l'alimentation et les sites de ponte, et une meilleure tolérance à la pollution de l'eau et la transmission de maladies et de pathogènes. Les comparaisons des paramètres biologiques (maturité sexuelle, croissance, taille des adultes, poids des jeunes à l'éclosion) sont aussi à l'avantage des trachémydes écrites. La réponse comportementale de la Cistude d'Europe peut être un déplacement vers un habitat propice non colonisé par la Trachémyde écrite. Face à cette compétition persistante et aux avantages biologiques de la Trachémyde écrite, il est difficile pour la Cistude d'Europe de maintenir une population stable aux étangs de Sauvebonne. En conséquence, des recommandations de gestion de la Trachémyde écrite sont présentées, conformément aux directives de l'IUCN et du règlement européen sur les espèces exotiques envahissantes. Nous recommandons de capturer les trachémydes écrites aux étangs de Sauvebonne par des méthodes spécifiques (filets verveux, nasses), avec un éventuel transfert des individus capturés vers une station spécialisée pour leur préservation.

Nous avons souligné l'importance de mesures de gestion proactive pour limiter la propagation des espèces exotiques envahissantes, atténuer leurs impacts sur la biodiversité locale, et réduire les coûts de gestion. La poursuite de suivis naturalistes réguliers des espèces patrimoniales, associée à la sensibilisation du grand public et à la gestion des espèces exotiques envahissantes, permettra aux étangs de Sauvebonne de conserver leur rôle majeur en tant que site clé de conservation à l'échelle départementale.

Références bibliographiques

ARSOVSKI D., OLIVIER A., BONNET X., DRILHOLLE S., TOMOVIC L., BECHET A. & BESNARD A. (2018). *Covariates streamline age-specific early life survival estimates of two chelonian species.* Journal of Zoology, 306(4) : 223-234.

ARVY C. & SERVAN J. (1998). *Imminent competition between Trachemys scripta and Emys orbicularis in France.* Mertensiella, 10 : 33-40.

AZEMA A. (2017). *Evaluation de l'efficacité des mesures Natura 2000 à l'échelle de sites à enjeux zones humides et milieux aquatiques*. Doctoral dissertation, PatriNat (AFB-CNRS-MNHN).

BALMFORD A., BRUNER A., COOPER P., COSTANZA R., FARBER S., GREEN R. E. & TURNER R. K. (2002). *Economic reasons for conserving wild nature.* Science, 297(5583) : 950-953.

BELLARD C., CASSEY P. & BLACKBURN T. M. (2016). *Alien species as a driver of recent extinctions.* Biology letters, 12(2) : 20150623.

BOISSINOT A., DORE F., GRILLET P., SWIFT O. & LOURDAIS O. (2015). *Les amphibiens et les reptiles des bocages de l'ouest de la France.* Editions Centre d'Etudes Biologiques de Chizé, 129 p.

BONNET X. (2007). *Mordu de serpents. Eloge amoureux de la créature maudite.* Editions Scali, 189 p.

BONNET X., JAY M. & RICARD J.M. (2013). *Biodiversité fonctionnelle en verger : intérêt des plaques au sol pour étudier la faune terrestre. 1re partie : les serpents.*

BONNET X., LECQ S., LASSAY J. L., BALLOUARD J. M., BARBRAUD C., SOUCHET J. & PROVOST G. (2016). *Forest management bolsters native snake populations in urban parks*. Biological Conservation, 193 : 1-8.

CADI A. & JOLY P. (2003). *Competition for basking places between the endangered European pond turtle (Emys orbicularis galloitalica) and the introduced red-eared slider (Trachemys scripta elegans).* Canadian Journal of Zoology, 81(8) : 1392-1398.

CANESSA S., GENTA P., JESU R., LAMAGNI L., ONETO F., SALVIDIO S. & OTTONELLO D. (2016). *Challenges of monitoring reintroduction outcomes: insights from the conservation breeding program of an endangered turtle in Italy*. Biological Conservation 204 : 128.

CARON J., RENAULT O. & LE GALLIARD J. F. (2010). *Proposition d'un protocole standardisé pour l'inventaire des populations de reptiles sur la base d'une analyse de deux techniques d'inventaire.* Bulletin de la Société Herpétologique de France, 134 : 3-25.

CATARINO L. F., FERREIRA M. T. & MOREIRA I. S. (1997). *Preferences of grass carp for macrophytes in Iberian drainage channels*. Journal of Aquatic Plant Management, 35(4) : 79-83.

CBNMed. (2021). *Myriophyllum aquaticum* [en ligne]. INVMED-Flore, plateforme sur les invasions biologiques végétales. Conservatoire botanique national méditerranéen et Conservatoire botanique national de Corse. Disponible sur : http://www.invmed.fr

CLARKSON B. R., AUSSEIL A. G. E. & GERBEAUX P. (2013). *Wetland ecosystem services. Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 1 : 192-202.

COSTANZA R., D'ARGE R., GROOT R.D., FARBER S., GRASSO M., HANNO, B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R.V. & PARUELO J. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital.* World Environment, 25 : 3–15.

DARWALL W., SMITH K., ALLEN D., SEDDON M., REID G. M., CLAUSNITZER V. & KALKMAN V. J. (2009). *Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat.* Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species, 43.

DAVIDSON N. C. (2014). *How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area.* Marine and Freshwater Research, 65(10) : 934-941.

DAVIDSON N. C., VAN DAM A. A., FINLAYSON C. M. & MCINNES R. J. (2019). *Worth of wetlands: revised global monetary values of coastal and inland wetland ecosystem services*. Marine and Freshwater Research, 70(8) : 1189-1194.

DELBART E., MAHY G. & MONTY A. (2012). *Plantes invasives aquatiques en Wallonie : Comment les gérer? Cas des plantes amphibies.*

DEMKOWSKA-KUTRZEPA M., STUDZINSKA M., ROCZEN-KARCZMARZ M., TOMCZUK K., ABBAS Z. &

ROZANSKI P. (2018). *A review of the helminths co-introduced with Trachemys scripta elegans–a threat to European native turtle health*. Amphibia-Reptilia, 39(2) : 177-189.

DITOMASO J. M. & HEALY E. A. (2003). *Aquatic and riparian weeds of the West.* University of California Agricultural and Natural resources publication 3421, Oakland, California, 442 p.

DODD J.R (2016). *Reptile ecology and conservation. A handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford. 2016. Revue d'Écologie (La Terre et La Vie), 72(1) : 105-106.

DUGUY R. & SAINT GIRONS H. (1966). *Cycle annuel d'activité et reproduction de la Couleuvre vipérine.* Revue d'Ecologie, Terre et Vie, (4) : 423-457.

DUPRE A., SERVAN J. & VEYSSET A. (2006). *La Tortue de Floride ou tortue à tempes rouges, Trachemys scripta elegans: récupération en France et commerce mondial.* Bulletin de la Société Herpétologique de France, (117) : 5-24.

Faune-PACA. https://www.faune-paca.org/. Consulté le 27/11/2023.

FERNANDEZ S. (2013). Gestion des tortues exotiques dans le site Natura 2000 « Etang de Mauguio » dans le cadre du programme européen LIFE+ LAG'Nature

FERREIRA M.T. & MOREIRA I. (1995). *The invasive component of river flora under the influence of mediterranean agricultural systems.* In : PYSEK P., PRACH K., REJMANEK M. & WADE M. (eds), *Plant Invasions – General Aspects and Specials Problems.* SPB Publ, Amsterdam : 117-127.

FICETOLA G.F. & DE BERNARDI F. (2006). *Is the European "pond" turtle Emys orbicularis strictly aquatic and carnivorous ?* Amphibia-Reptilia 27 : 445-447.

FRAZER N.B., GIBBON, J.W. & GREENE J.L. (1990). *Life tables for a slider population. In Life-history and ecology of the slider turtle*. In : GIBBONS J.W. (eds.). *Washington DC: Smithsonian Institution Press* : 183–200.

GIBLETT R. (1996). *Postmodern Wetlands: Culture, History, Ecology.* Edinburgh University Press: Edinburgh, UK.

GOPAL B. (2009). *Biodiversity in wetlands*. The wetlands handbook, 2 : 65-95.

GRAITSON E. & NAULLEAU G. (2005). *Les abris artificiels : un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles.* Bulletin de la Société Herpétologique de France, 115 : 5-22.

GRANGE M. (2022). *Vers une meilleure compréhension des impacts des plantes invasives sur la végétation native. Approche fonctionnelle et multitrophique appliquée à une zone humide envahie par Solidago canadensis.* Doctoral dissertation, Université Grenoble Alpes.

GT IBMA (2016). *Myriophyllum aquaticum*. Base d'information sur les invasions biologiques en milieux aquatiques. Groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques. UICN France et Onema.

GT IBMA (2017). *Trachemys scripta elegans*. Base d'information sur les invasions biologiques en milieux aquatiques. Groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques. UICN France et Agence française pour la biodiversité.

GUILLOT H. (2017). *L'herpétofaune, sentinelle de l'accumulation et des effets des contaminants environnementaux ?* Doctoral dissertation, Université de La Rochelle.

HAILEY A. (1986). *Diet and foraging behaviour of Natrix maura.* Herpetological Journal, 1(02) : 53-61.

HEIMLICH R. E. (1998). *Wetlands and agriculture: Private interests and public benefits*. US Department of Agriculture, Economic Research Service, 765.

HERBOLD B. & MOYLE B.P. (1986). *Introduced species and vacant niches.* The American Naturalist 128(5) : 751–760.

HERVE M. (2021). *Aide-mémoire de statistique appliquée à la biologie*. *Construire son étude et analyser les résultats à l'aide du logiciel R.* 203 p.

HIDALGO-VILA J., DIAZ-PANIGUA C., RIBAS A., FLORENZIO M., PEREZ-SANTIGOSA N. & CASANOVA J.C. (2009). *Helminth communities of the exotic introduced turtle, Trachemys scripta elegans in southwestern Spain: transmission from native turtles.* Research in Veterinary Science, 86(3) : 463-465.

HIDALGO-VILA J., MARTINEZ-SILVESTRE A., RIBAS A., CASANOV, J.C., PEREZ-SANTIGOS, N. & DIAZ-PANIAGUA C. (2011). *Pancreatitis associated with the Helminth Serpinema microcephalus (Nematoda: Camallanidae) in exotic Red-Eared slider*

turtles (Trachemys scripta elegans). Journal of Wildlife Diseases, 47(1) : 201-205.

HUSSNER A. (2008). *Ökologische und ökophysiologische Charakteristika aquatischer Neophyten in Nordrhein-Westfalen.* Heinrich-Heine University Düsseldorf, Düsseldorf, Inaugural–Dissertation, 205.

IGLESIAS R., GARCIA-ESTEVEZ J.M., AYRES C., ACUNA A. & CORDERO-RIVERA A. (2015). *First reported outbreak of severe spirorchiidiasis in Emys orbicularis, probably resulting from a parasite spillover event.* Diseases of Aquatic Organisms, 113(1) : 75-80.

JACKSON D.C. (1971). *The effect of temperature on ventilation in the turtle, Pseudemys scripta elegans.* Respiration Physiology, 12(2) : 131–140.

JANSE J. H., VAN DAM A. A., HES E. M., DE KLEIN J. J., FINLAYSON C. M., JANSSEN A. B. & VERHOEVEN J. T. (2019). *Towards a global model for wetlands ecosystem services.* Current Opinion in Environmental Sustainability, 36 : 11-19.

KEPENIS V. & MCMANUS J.J. (1974). *Bioenergetics of young painted turtles Chrysemys picta.* Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 48 : 309–317.

KIRIN D.A. (2001). *New data on the helminth fauna of Emys orbicularis L. (1758) Reptilia, (Emydidae) in South Bulgaria.* Comptes Rendus de l'Académie Bulgare des Sciences, 54 : 95-98.

KUEHNE L. M., ADEY A. K., BROWNLEE T. M. & OLDEN J. D. (2018). *Field-based comparison of herbicides for control of parrotfeather (Myriophyllum aquaticum).* Journal of Aquatic Plant Management, 56 : 18-23.

LASCEVE M. (2014). *Premiers résultats de l'opération de limitation de la population de tortue de Floride sur le site des Vieux Salins, Hyères (Var, France).* Scientific Reports of Port-Cros National Park, 28 : 195-201.

LASTRUCCI L., LAZZARO L., DELL'OLMO L., FOGGI B. & CIANFERONI F. (2018). *Impacts of Myriophyllum aquaticum invasion in a Mediterranean wetland on plant and macro-arthropod communities.* Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 152(3) : 427-435.

LEGENDRE P. & LEGENDRE L. (2012). *Numerical ecology.* 3rd edition. Elsevier.

LYMBERY A.J., MORINE M., KANANI H.G., BEATTY S.J. & MORGAN D.L. (2014). *Co-invaders: the effects of alien parasites on native hosts.* International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife, 3 : 171-177.

MARCHAND M. A., ROY C., RENET J., DELAUGE J., MEYER D. & HAYOT C. (2016). *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles de Provence-Alpes-Côte d'Azur.* Conservatoire d'espaces naturels Provence-Alpes-Côte d'Azur, Aix-en-Provence, France, 14 p.

MEYER L., DU PREEZ L., BONNEAU E., HERITIER L., QUINTANA M.F., VALDEON A., SADAOUI A., KECHEMIR-ISSAD N., PALACIOS C. & VERNEAU O. (2015). *Parasite host-switching from the invasive American red-eared slider Trachemys scripta elegans, to the native Mediterranean pond turtle, Mauremys leprosa, in natural environments*. Aquatic Invasions, 10 : 79-91.

MICLAUS V., GAL A. F., CATOI C. & MIHALCA A. D. (2014). *Severe granulomatous gastric lesions following migration of Spiroxys contortus larvae (Nematoda: Spirurida) in European pond turtles, Emys orbicularis.* Helminthologia, 51 : 225-229.

MIHALCA A.D., GHERMAN C., GHIRA I. & COZMA V. (2007). *Helminth parasites of reptiles in Romania.* Parasitology Research, 101 : 491-492

MITRUS S. (2002). *Historia 'zyciowa 'zôłwia błotnego, Emys orbicularis — implikacje dla ochrony gatunkow długoz'yja̧cych*. PhD Thesis, Jagiellonian University, Krak6w.

MITRUS S. (2005). *Headstarting in European pond turtles (Emys orbicularis): does it work?* Amphibia-Reptilia, 26 : 333.

MITRUS S. & ZEMANEK M. (2004). *Survivorship of the European pond turtle Emys orbicularis in central Poland.* In : *Proceedings of 3rd International Symposium on Emys orbicularis*. Biologica, 59 : 103-107.

MITSCH W. J., BERNAL B. & HERNANDEZ M. E. (2015). *Ecosystem services of wetlands.* International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 11(1) : 1-4.

MOREIRA I., FERREIRA T. & MONTEIRO A. (1989). *Aquatic weed bioecology and control in*

Portugal : a review. Portuguese-German Cooperation, Applied Agricultural Results, 71-106.

MULLER S., ALBERT A., CLERGEAU P., GOULLETQUER P., GOURVIL J., KIRCHNER F. & WIZNIAK J. (2017). *Stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes.*

NAULLEAU C. (1984). *Les serpents de France*. Revue Française d'Aquariophilie et d'Herpétologie, 1 : 1-58

ORR B. K. & RESH V. H. (1992). *Influence of Myriophyllum aquaticum cover on Anopheles mosquito abundance, oviposition, and larval microhabitat.* Oecologia, 90 : 474-482.

PARMENTER R.R. (1980). *Effects of food availability and water temperature on the feeding ecology of pond sliders (Chrysemys scripta scripta).* Copeia, 1998 : 235–238.

PEINADO J., BOSC V., DESTANDAU R. & FLEURIAU R. (2011). *Élaboration d'une méthode de piégeage sur le site test de l'embouchure du Rizzanese (Propriano, Corse-du-sud). Synthèse de deux années d'étude 2009-2010.* 15 p.

PIERET N. & DELBART E. (2007). *Fiches descriptives des principales espèces de plantes invasives en zones humides FUSAGxEcologie. L'élodée du Canada – Myriophyllum aquaticum (Velloso) Verdc.* Cellule d'appui à la gestion des plantes invasives. Proposition de méthodes de gestion préventives et actives de la problématique des plantes invasives aux abords des cours d'eau non navigables en Région wallonne. [en ligne]. Disponible sur: http://www.fsagx.ac.be/ec/gestioninvasives/Documents/Fiche%E9cologiqueMyriophyllumaquaticumbis.pdf. Date d'accès:19/11/2023.

PUDDU F., VIARENGO M. & ERMINIO C. (1988). *Animali di Sardegna: gli anfibi ei rettili.* Cagliari, Ed. Della Torre.

Reptile database. http://reptile-database.org/. Consulté le 23/11/2023.

RUGIERO L., CAPULA M., PERSICHETTI D., LUISELLI L. & ANGELICI F. M. (2000). *Life-history and diet of two populations of Natrix maura (Reptilia, Colubridae) from contrasted habitats in Sardinia.* Miscel lània Zoològica : 41-51.

SANTOS X. & LLORENTE G. A. (1998). *Sexual and size related differences in the diet of the snake Natrix maura from the Ebro Delta, Spain*. Herpetological Journal, 8(3) : 161-165.

SARAT E., MAZAUBERT E., DUTARTRE A., POULET N. & SOUBEYRAN Y. (2015). *Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques: connaissances pratiques et expériences de gestion: V. 1 Connaissances pratiques.*

SCHÄTTI B. (1982). *Bemerkungen zur ökologie, verbreitung und intraspezifischen variation der vipernatter, Natrix maura (Linné, 1758) (Reptilia, Serpentes).*

SCHLUMBERGER O. & GIRARD P. (2020). *Mémento de Pisciculture D'étang : 5e édition Mise à Jour.* Quae.

Secrétariat de la Convention de Ramsar. Fiche Ramsar : Services écosystémiques des zones humides–introduction. [accessed 27/11/2023]. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/services_00_f.pdf

SERVAN J. (1995). *Emys orbicularis in France.* Red data book on Mediterranean Chelonians. Bologna, Italy (edagricole), 183-190.

SPEYBROECK J., BEUKEMA W. & BOK B. (2018). *Guide Delachaux des amphibiens et reptiles de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé.

STIERS I., CROHAIN N., JOSENS G. & TRIEST L. (2011). *Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds.* Biological Invasions, 13 : 2715-2726.

UETZ P., FREED P, AGUILAR R., REYES F., KUDERA J. & HOSEK J. (eds.) (2025). *The Reptile Database.* http://www.reptile-database.org. Consulté le 17/02/2025.

UICN. https://www.iucnredlist.org/en. Consulté le 25/11/2023.

IUCN (2017). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Available from: http://www.iucnredlist.org [accessed 1 February 2017].

UICN France, MNHN & SHF. (2015). *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.

ÜREMIS İ. (2015). *Invasive aquatic plants.* Turkish Journal of Weed Science, 18(3) : 5-8.

VACHER J. P. & GENIEZ M. (2010). *Les Reptiles de France, Belgique et Luxembourg.*

VAN DIJK P.P. & SINDACO R. (2004). *Emys orbicularis (Europe assessment)*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 : e.T7717A12843950. Accessed on 24 November 2023.

VERNEAU O., DU PREEZ L. & BADETS M. (2009). *Lessons from parasitic flatworms about evolution and historical biogeography of their vertebrate hosts.* Comptes Rendus Biologies, 332(2-3) : 149-158.

TOMAS A. (2009). *Étude préliminaire de méthodes de piégeage pour la capture de tortues exotiques envahissantes dans les zones humides du bassin de l'étang de l'Or (Languedoc-Roussillon).* LIFE+ LAG'Nature. Syndicat Mixte du Bassin de l'Or. Master. Université de la Rochelle.

VERNEAU O., PALACIOS C., PLATT T., ALDAY M., BILLARD E., ALLIENNE J.F., BASSO C. & DU PREEZ L.H. (2011). *Invasive species threat : parasite phylogenetics reveals patterns and processes of host-switching between non-native and native captive freshwater turtles.* Parasitology, 138 : 1778- 1792.

VERON F., HAPPE D., MARANDON J. L. & PEYRET P. H. (2014). *Opération expérimentale de tir de tortues de Floride sur des sites à enjeux pour la conservation de la Cistude d'Europe*.

WERSAL R. M. (2010). *The conceptual ecology and management of parrotfeather [Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc.]*. Mississippi State University.

WERSAL R. M. & MADSEN J. D. (2011). *Comparative effects of water level variations on growth characteristics of Myriophyllum aquaticum.* Weed Research, 51(4) : 386-393.

WILLIAMSON M. (1996). *Biological invasions*. Chapman & Hall, London.

XIONG W., ZHU S., ZHU J., YANG L., DU S., WU Y. & BOWLER P. A. (2021). *Distribution and impacts of invasive parrot's feather (Myriophyllum aquaticum) in China.* BioInvasions Record, 10(4) : 796-804.

XU T., WENG B., YAN D., WANG K., LI X., BI W. & LIU Y. (2019). *Wetlands of international importance: Status, threats, and future protection*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 16(10) : 1818.

ZEDLER J. B. & KERCHER S. (2005). *Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability.* Annual Review of Environment and Resources, 15(30) : 39-74.

La faune de la région PACA

Le territoire de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur est le plus riche et le plus diversifié en nombre d'espèces en France métropolitaine. La région PACA abrite 245 espèces d'oiseaux nicheurs sur 275 espèces recensées en France, 70 % des 143 espèces de mammifères, 80 % des 34 Reptiles, 61 % des 31 Amphibiens, 85 % des 240 papillons de jour et 74 % des 100 libellules.

Le projet www.faune-paca.org

En octobre 2025, le site http://www.faune-paca.org a dépassé le seuil des **13,6 millions de données** portant sur les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les amphibiens, les libellules et les papillons diurnes. Ces données zoologiques ont été saisies et cartographiées en temps réel. Le site http://www.faune-paca.org s'inscrit dans une démarche collaborative et mutualiste de mise à disposition d'un atlas en ligne actualisé en permanence. Faune-paca.org est un projet développé par la LPO PACA et consolidé au niveau national par le réseau LPO sur le site www.faune-france.org.

Ce projet est original et se caractérise par son rôle fédérateur, son efficacité, sa fiabilité, son ouverture aux professionnels de l'environnement et aux bénévoles. Chacun est libre de renseigner les données qu'il souhaite, de les rendre publiques ou non, et d'en disposer pour son propre usage comme bon lui semble. Il est modulable en fonction des besoins des partenaires. Il est perpétuellement mis à jour et les données agrégées sont disponibles sous forme de cartographies et de listes à l'échelle communales pour les acteurs du territoire de la région PACA.

Faune-PACA Publication

Cette nouvelle publication en ligne Faune-PACA publication a pour ambition d'ouvrir un espace de publication pour des synthèses à partir des données zoologiques compilées sur le site internet éponyme www.faune-paca.org. Les données recueillies sont ainsi synthétisables régulièrement sous forme d'ouvrages écrits de référence (atlas, livres rouges, fiches espèces, fiches milieux, etc.), mais aussi, plus régulièrement encore, sous la forme de publications distribuées électroniquement. Faune-PACA Publication est destiné à publier des comptes-rendus naturalistes, des rapports d'études, des rapports de stage pour rythmer les activités naturalistes de la région PACA. Vous pouvez soumettre vos projets de publication à Amine Flitti, rédacteur en chef et administrateur des données sur faune-paca.org amine.flitti@lpo.fr.

Faune-PACA Publication n°136

Édition :
LPO PACA
9 rue de Provence
83400 HYERES

Tél : 04 94 12 79 52
Courriel : paca@lpo.fr • Web : paca.lpo.fr

Directeur de la publication : Amine FLITTI

Rédacteur en chef : Amine FLITTI

Comité de lecture du n° 136 : Aurélie TORRES, Catherine GODEFROID, Marion FOUCHARD, Amine FLITTI

Administrateur des données faune-paca.org : Amine FLITTI

Photographie couverture : Couleuvre vipérine © Nicolas BASTIDE

©LPO PACA 2025

La reproduction de textes et d'illustrations, même partielle et quel que soit le procédé utilisé, est soumise à autorisation.

Afin de réduire votre impact écologique nous vous invitons à ne pas imprimer cette publication. Partenaires techniques et financiers du site www.faune-paca.org sur la page accueil du site.

FONDATION VINCI AUTOROUTES

Les partenaires

BASSIN VERSANT DU GAPEAU

Conservatoire Botanique National Méditerranéen PORQUEROLLES

MÉTROPOLE TOULON PROVENCE MÉDITERRANÉE

VILLE D'HYÈRES LES PALMIERS

LPO BIRDLIFE FRANCE