

# Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011 - 2023



---

# Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2023

---

Coordinateur du pôle : Jean-Marc THIRION (OBIOS)

Rédacteurs : Fanny RAVIZÉ (PNRMP), Marc BRUNEAU (DSNE),  
Laura PINTO (PNRMP), Aurélien RUAUD (PNRMP), Julien  
SUDRAUD (LPO), Alain TEXIER (PNRMP), Julie VOLLETTE  
(OBIOS), Gwenndie TREHOU (OBIOS) et Jean-Marc THIRION  
(OBIOS).

Coordinateurs administratifs pour le PNR du Marais poitevin : Alain  
TEXIER, Aurélien RUAUD et Laura PINTO.



## Résumé

Le suivi à long terme des mares de bordure du Marais poitevin est une étude menée, tous les quatre ans, depuis 2011 par les acteurs du pôle Amphibiens de l'Observatoire du Patrimoine Naturel (OPN) et le Parc Naturel Régional du Marais poitevin. L'objectif de ce suivi est d'évaluer l'état de conservation global du cortège d'Amphibiens présent sur les mares bocagères situées en bordure de la zone humide. Après la session initiale de 2011 et la poursuite en 2015 et 2019, un nouveau suivi a été réalisé en 2023 avec la coopération d'une cinquantaine d'agriculteurs et de propriétaires sur 71 mares du bocage. La mise en place d'un protocole de « site-occupancy » a permis de modéliser et d'analyser l'occupation des différentes espèces d'Amphibiens présentes dans les mares de bordures du Marais poitevin en tenant compte de la détection imparfaite des individus. Les résultats de ce suivi montrent que les espèces les plus représentées dans les mares de bordure sont le Triton palmé, le Triton marbré et la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. Les taxons présentant une importante baisse de leur occupation sont : la Rainette verte, la Grenouille agile, la Grenouille « verte ». Pour ces taxons, les mares colonisées ne compensent pas les mares où les taxons ont disparu. Les probabilités d'extinction de la Rainette méridionale, de la Grenouille agile et du Triton palmé augmentent avec la perte en complexité végétale des herbiers aquatiques. En revanche, l'occupation du Triton marbré se maintient avec des extinctions compensées par la colonisation de mares où il n'avait pas été observé les années précédentes. La richesse taxonomique batrachologique par habitat aquatique suivi n'était pas significativement différente entre 2011, 2015 et 2019. Cependant, cette richesse par mare est significativement en baisse en 2023, avec une richesse moyenne estimée de 2,05 taxons contre 2,32 taxons en 2019. Plusieurs variables environnementales influencent la richesse taxonomique des mares en 2023. En effet, elle augmente avec la profondeur d'eau et lorsque la végétation aquatique présente un recouvrement élevé et une structure complexe. A l'inverse, elle chute rapidement lorsque l'Écrevisse de Louisiane est présente, ainsi que lorsque l'épaisseur de vase, la conductivité et la turbidité de l'habitat augmentent. La préservation d'herbiers aquatiques riches et diversifiés représente un élément clé pour la conservation des Amphibiens. Le maintien de ce réseau de mares bocagères et la mise en place d'actions de gestion adaptées par le Parc Naturel Régional du Marais poitevin sont nécessaires pour la conservation de ces communautés d'Amphibiens. La comparaison de la valeur biologique des mares entre 2011 et 2023 a permis de proposer des actions de gestion en faveur des Amphibiens pour 37 % des mares suivies (débroussaillage, mise en défens...).

**Comment citer ce rapport :** Ravizé, F., Bruneau, M., Pinto, L., Ruaud, A., Sudraud, J., Texier, A., Vollette, J., Tréhou, G. et Thirion, J.-M. (2023). *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011 - 2023*. Observatoire du patrimoine naturel du Marais poitevin, Parc naturel régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 57 p.

# Sommaire

<b>1) INTRODUCTION.....</b>	<b>6</b>
<b>2) PRESENTATION ET CONTEXTE.....</b>	<b>8</b>
2.1) Présentation de l'aire d'étude .....	8
2.2) Biogéographie du Marais poitevin.....	10
2.3) Caractérisation des mares de bordure des terres hautes.....	10
<b>3) OBJECTIFS .....</b>	<b>14</b>
<b>4) PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE DU MARAIS POITEVIN.....</b>	<b>16</b>
4.1) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin.....	16
4.2) Principe d'échantillonnage.....	16
a) Protocole.....	16
b) Période d'étude .....	18
c) Description des mares.....	18
4.5) Analyse de l'occupation .....	19
a) Méthode d'analyse.....	19
b) Résumé simplifié de la méthode.....	22
4.6) Richesse taxonomique.....	23
a) Richesse taxonomique par mare .....	23
b) Analyse de la richesse taxonomique.....	23
c) Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle .....	23
4.7) Étude des actions de gestion pouvant être mises en place .....	24
<b>5) RESULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTES D'AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE EN 2023.....</b>	<b>26</b>
5.1) Analyse de l'occupation par espèce .....	26
a) Modélisation de l'occupation par espèce en 2023 .....	26
b) Évolution de l'occupation au cours du temps.....	28
c) Modélisation multi-saison (2011-2023).....	29
d) Influence des variables .....	31
5.2) Analyse de la richesse taxonomique .....	36
a) Modélisation de la richesse taxonomique en 2023 .....	36
b) Comparaison de la richesse taxonomique par année .....	40

c) Influence des variables sur l'évolution de la richesse taxonomique.....	40
<b>5.3) Gestion .....</b>	<b>41</b>
<b>6) DISCUSSION .....</b>	<b>44</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>49</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>53</b>

# INTRODUCTION



La Rainette verte *Hyla arborea* est une espèce des zones humides bocagères © Thirion, OBIOS.

# 1) Introduction

Dès 1989, les experts internationaux mettent en avant un déclin global des populations d'Amphibiens et ce même au sein d'espaces protégés (par ex., Wake, 1991). De nos jours, les Amphibiens représentent l'un des taxons les plus menacés. D'après l'UICN, 41 % des espèces mondiales d'Amphibiens sont considérées menacées (UICN, 2022 ; Luedtke *et al.*, 2023). En France, sur les 35 espèces recensées en 2015, 8 sont inscrites sur la liste rouge des espèces menacées (UICN, 2015).

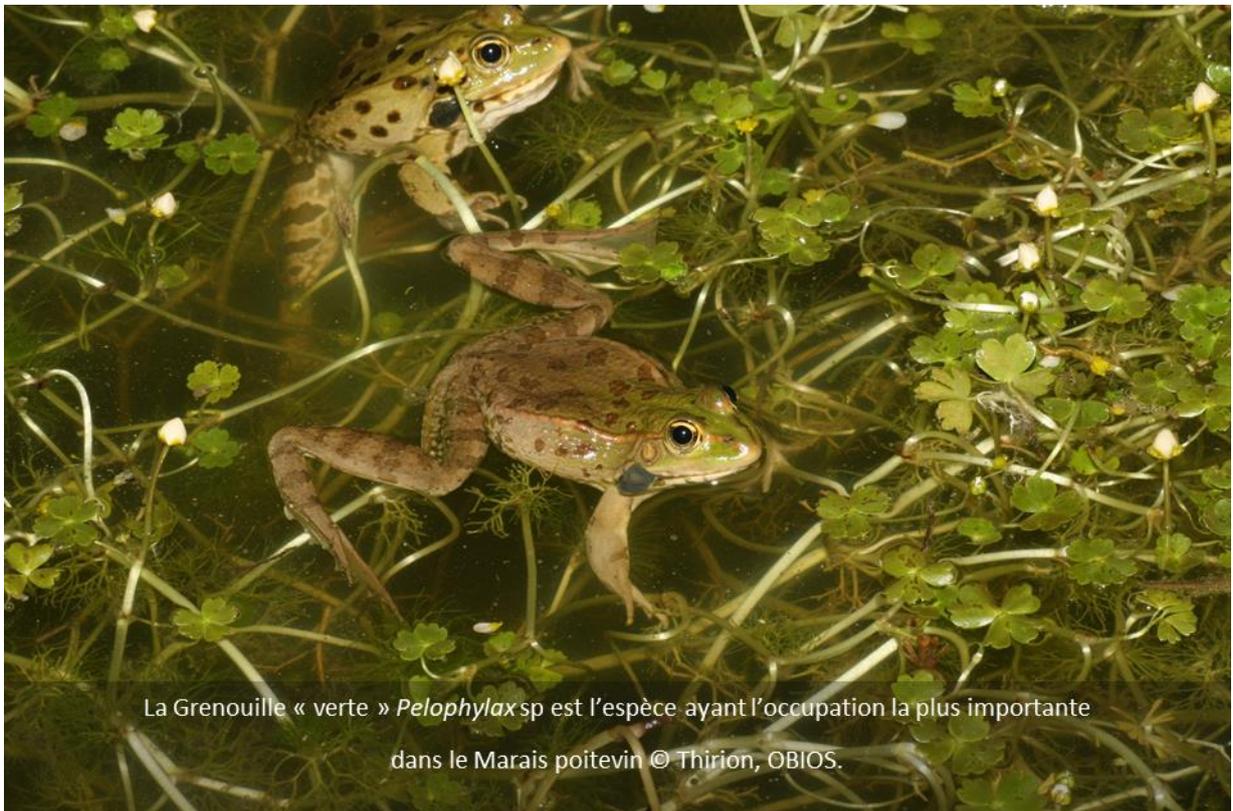
Les causes du déclin de ces populations sont nombreuses et peuvent agir en synergie. En effet, dans le contexte actuel de changements globaux, les Amphibiens sont soumis à de nombreuses perturbations telles que la perte ou la dégradation des habitats, l'introduction d'espèces exotiques, les pollutions environnementales, les maladies, l'exploitation par les hommes et le changement climatique (Gibbons *et al.*, 2000 ; Luedtke *et al.*, 2023). Les Amphibiens sont des organismes particulièrement sensibles pouvant être considérés comme des bio-indicateurs de la détérioration des écosystèmes (Simon *et al.*, 2011). En effet, en raison de l'importante perméabilité de leur peau et de leur cycle biologique à la fois terrestre et aquatique, les Amphibiens sont largement exposés aux substances nocives telles que les pesticides, engrais ou encore perturbateurs endocriniens. De plus, la dégradation du paysage depuis plus de 50 ans (remembrement cadastral, urbanisation, ...) a entraîné la régression quantitative (mares, linéaire de haies, boisements) et qualitative (pollution) des habitats essentiels au développement des Amphibiens.

Dans ce contexte de changement global, il semble donc indispensable de mettre en place un suivi des Amphibiens sur le moyen et long terme permettant de connaître l'évolution des espèces et pouvoir par la suite, mettre en place des actions de conservation.

C'est dans cet objectif, que plusieurs études des communautés d'Amphibiens ont été mise en place à l'échelle du Parc Naturel Régional du Marais poitevin dans le cadre de l'Observatoire du Patrimoine Naturel (OPN) (Par ex. Thirion *et al.*, 2010). Un total de quatre programmes d'études à long terme ont été mis en place. On compte, des suivis spécifiques des populations de Grenouilles « vertes » (Thirion *et al.*, 2015 ; Thirion *et al.*, 2019a) et des habitats de reproduction des Grenouilles brunes (Thirion *et al.*, 2013 ; Thirion *et al.*, 2020), le suivi de 150 habitats de reproduction au sein de la zone humide (Thirion *et al.*, 2018 ; Thirion *et al.*, 2022), ainsi que le présent suivi des communautés d'Amphibiens des mares de bocage en bordure du marais (Thirion *et al.*, 2016 ; Thirion *et al.*, 2019b).

Ce suivi, mis en place en 2011, est depuis reconduit tous les 4 ans afin de caractériser et de modéliser l'évolution de la présence des Amphibiens dans les mares de bordure du Marais poitevin. Après sa poursuite en 2015, puis 2019, ce rapport présente les résultats de la quatrième période de suivi réalisée en 2023, avec la coopération d'une cinquantaine d'agriculteurs et de propriétaires sur 71 mares du bocage, ainsi qu'une analyse de l'évolution sur la période 2011 – 2023.

# PRESENTATION ET CONTEXTE

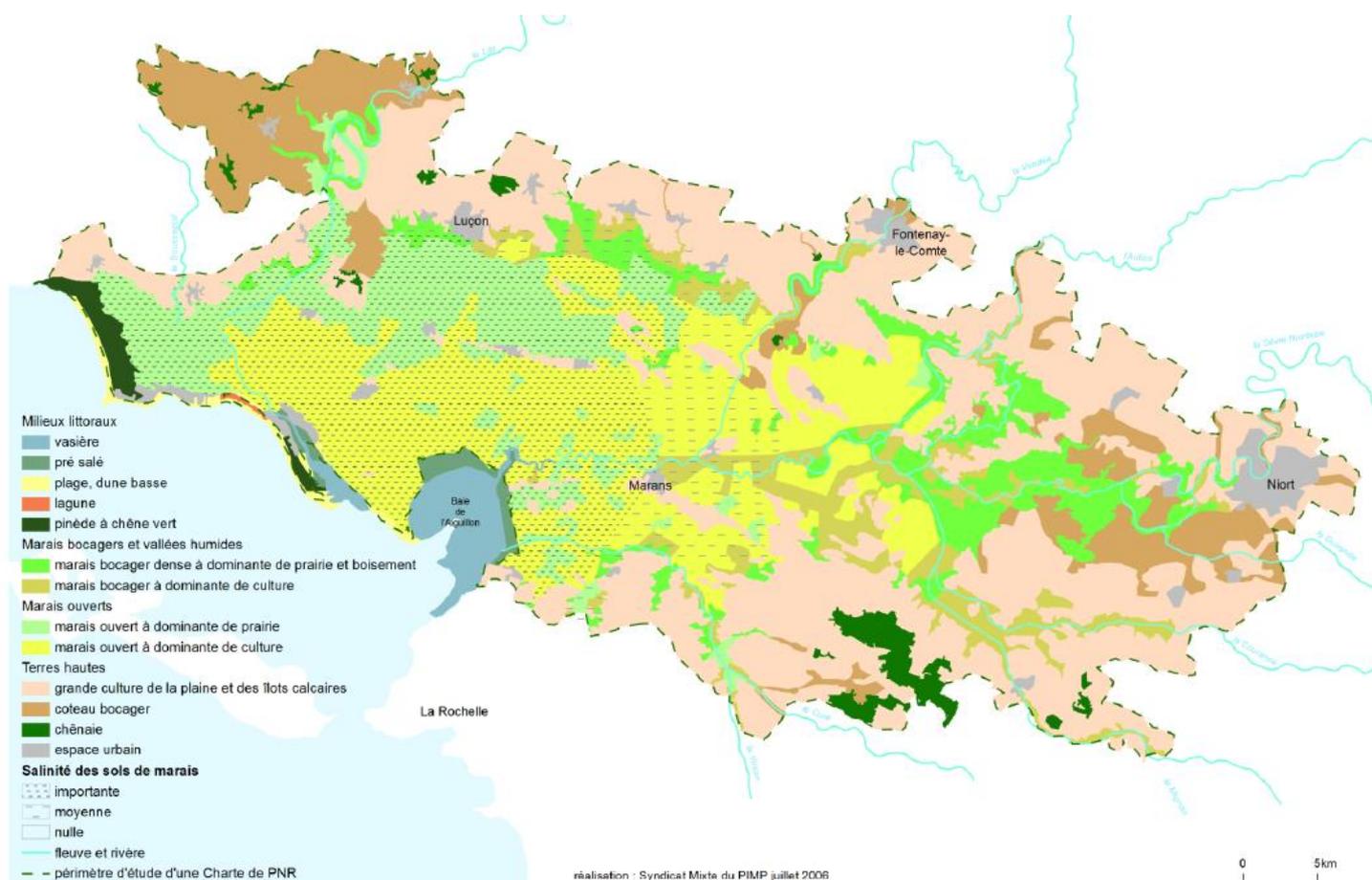


La Grenouille « verte » *Pelophylax* sp est l'espèce ayant l'occupation la plus importante dans le Marais poitevin © Thirion, OBIOS.

## 2) Présentation et contexte

### 2.1) Présentation de l'aire d'étude

Le Parc Naturel Régional du Marais poitevin (PNRMP) se répartit sur trois départements (Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vendée) et deux régions (Pays de la Loire et Aquitaine-Limousin-Poitou-Charentes). Le PNRMP a une superficie de 197 000 ha et comprend 93 communes. Avec près de 100 000 ha de marais, ce parc naturel régional est la deuxième zone humide de France en termes de surface. Cette zone humide a été modifiée au cours du temps par l'Homme pour pouvoir réaliser ses activités. Le territoire du PNRMP se compose de 4 grandes entités paysagères (**Figure 1**) que sont les milieux littoraux (vasière, dune, lagune...), les marais ouverts (à dominante de prairie ou de culture), les marais bocagers et vallées humides (à dominante de prairie et boisement ou culture) ainsi que des terres hautes (coteau, grande culture, bois...). Le PNRMP est situé au centre du littoral atlantique français offrant une particularité géographique tout particulièrement intéressante ce qui explique en partie sa biodiversité.

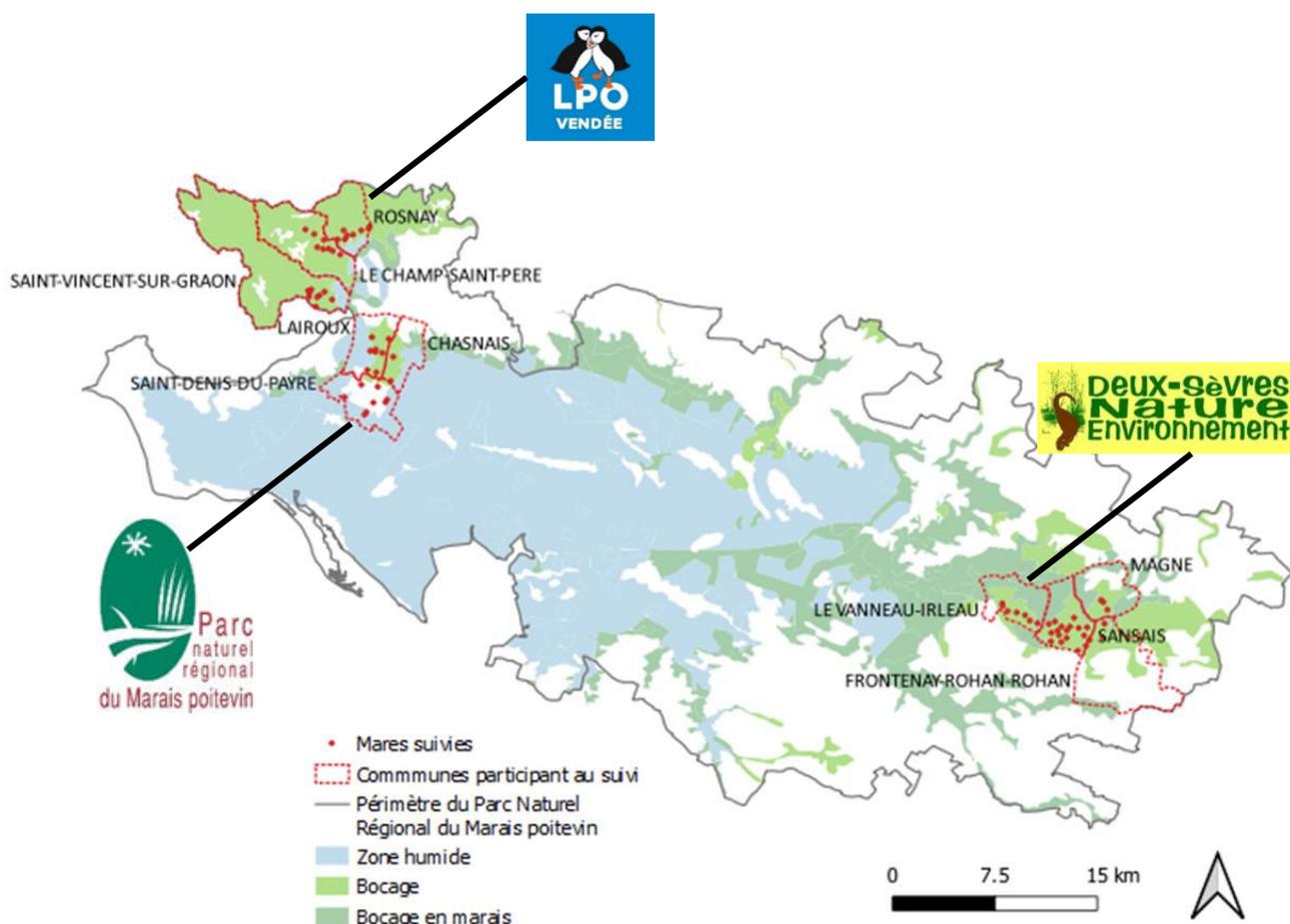


**Figure 1.** Unités paysagères du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

Le suivi des Amphibiens des mares de bordure porte essentiellement sur les zones de bocage périphériques au marais et situées au sud du département de la Vendée (Région Pays

de la Loire) et au sud-ouest du département des Deux-Sèvres (Région Aquitaine-Limousin-Poitou-Charentes). Il s'agit donc des mares situées dans les terres hautes. La zone de suivi s'étend sur trois secteurs (**Figure 2**) :

- un secteur au sud du département de la Vendée sur les communes de : Rosnay, Le Champ-Saint-Père, Saint-Vincent-Sur-Graon.
- un second secteur au sud du département de la Vendée sur les communes de : Saint-Denis-du-Payré, Lairoux, Chasnaïs.
- un secteur au sud-ouest du département des Deux-Sèvres sur les communes de : Sansais, Le Vanneau-Irleau, Magné, Frontenay-Rohan-Rohan.



**Figure 2.** Localisation et identification des mares par secteur et des structures référentes chargées des inventaires.

Le terme « bocage » est dans le cas présent interprété comme « un paysage agricole caractérisé par la présence de haies vives qui entourent les parcelles de culture et de prairie. Ces haies forment des réseaux connectés aux bois, landes ou autres zones incultes » (Burel & Baudry, 1999).

## 2.2) Biogéographie du Marais poitevin

Le Marais poitevin borde la baie de l'Aiguillon, parcourue par de vastes vasières propices à la conchyliculture et au stationnement des oiseaux d'eau lors de leur migration. Cette vaste zone humide fait partie intégrante des marais littoraux du centre-ouest de la France.

Le PNRMP se trouve au milieu du domaine biogéographique Atlantique. Cette situation biogéographique particulière est une bonne explication à l'originalité du peuplement d'Amphibiens, avec 17 taxons. L'ensemble des espèces présentes dans le parc est typique de l'ouest Paléarctique. Ainsi, une partie du peuplement d'Amphibien du Marais poitevin est constituée d'une composante ibérique, propre à la péninsule ibérique ainsi qu'au sud et sud-ouest de la France, avec le Pélobate cultripède *Pelobates cultripes* et le Crapaud épineux *Bufo spinosus*. La Rainette méridionale *Hyla meridionalis* est, quant à elle, une espèce méridionale à plus large répartition, occupant une partie de l'Afrique du Nord, de la péninsule ibérique, du sud et sud-ouest de la France et du nord de l'Italie. Une autre composante d'espèces dites du secteur atlantique, répartie à l'ouest de l'Europe y compris la Péninsule ibérique, est représentée par le Triton palmé *Lissotriton helveticus*, le Triton marbré *Triturus marmoratus* et le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*. Il y a également la Grenouille agile *Rana dalmatina* et la Rainette arboricole *Hyla arborea* qui doivent être rattachées à une distribution médio-européenne. La Grenouille rousse *Rana temporaria* est une espèce à large répartition qui avec ses différentes sous-espèces s'est adaptée à différentes régions bioclimatiques. La Rainette méridionale a sa limite nord de répartition dans le Marais poitevin.

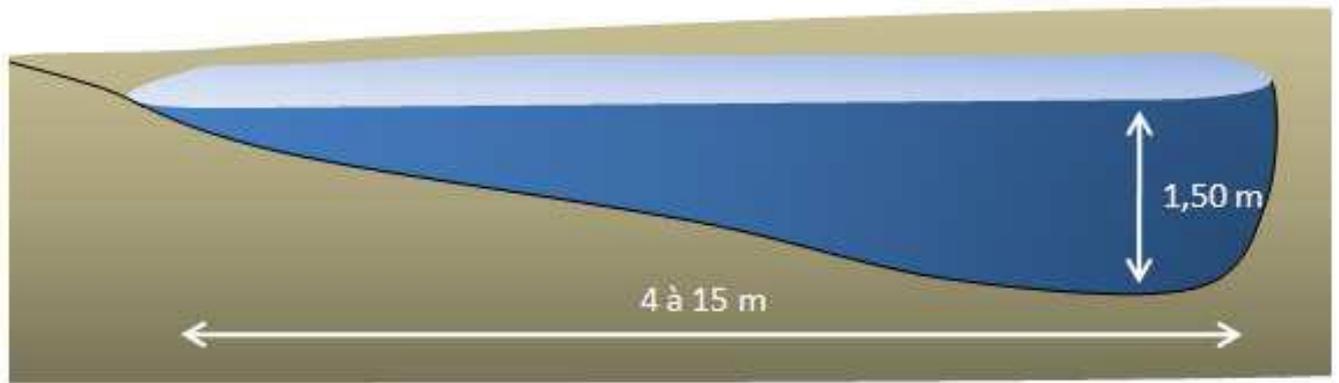
Les Grenouilles « vertes » présentes avec certitude dans le Parc naturel régional du Marais poitevin sont la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et l'hybride Grenouille verte *Pelophylax* kl. *esculentus*, la Grenouille de Pérez *Pelophylax perezii* et la Grenouille de Graf *Pelophylax* kl. *grafi*. Il est possible que la Grenouille de Bedriaga *Pelophylax bedriagae* originaire de Turquie et d'Égypte ait été introduite dans le Marais poitevin.

La région littorale du centre-ouest de la France, dont fait partie le Marais poitevin est intégrée au réseau d'aires à hautes richesses spécifiques en Amphibiens de l'Ouest Paléarctique qui compte au total 51 aires (Duellman, 1999).

## 2.3) Caractérisation des mares de bordure des terres hautes

Le Programme National de Recherche sur les Zones Humides (PNRZH) définit les mares comme étant : « une étendue d'eau à renouvellement généralement limité, de taille variable pouvant atteindre un maximum de 5000 m<sup>2</sup>. Sa faible profondeur, qui peut atteindre deux mètres, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire et aux plantes de s'enraciner sur tous le fond. ». Cette définition a été appliquée afin de différencier la mare par rapport à d'autres types de milieux aquatiques parfois proches comme les étangs.

Les mares bocagères des terres hautes du Marais poitevin ont été conçues pour abreuver le bétail. Généralement, elles sont de forme allongée, rectangulaire ou elliptique, avec une extrémité profonde depuis laquelle la pente rejoint progressivement la berge opposée (**Figure 3**). Cette géométrie particulière permet au bétail d'avoir accès à l'eau jusqu'à l'assec et aux végétaux de se diversifier selon le gradient hygrométrique, l'hydropériode et la profondeur. Un rideau de végétation couvre couramment une partie des berges de la mare particulièrement les parties plus abruptes.



**Figure 3.** Morphologie type d'une mare de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

En fonction de l'histoire, de l'évolution naturelle et des usages anthropiques, les mares de bordure ont une certaine diversité (**Figure 4**).



**Figure 4.** Aperçu de la diversité des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

La pluralité des situations dans lesquelles les mares de bordure s'intègrent (nature du sol, exposition à la lumière, hydrologie, ...) génère une diversité importante de contextes physico-chimiques (**Tableau I**).

**Tableau I** : Caractéristiques physico-chimiques des mares de bordure suivies pour l'année 2015.

Mesures	pH	Température (°C)	Turbidité (NTU)	Conductivité (µS/cm)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
Minimal	5,8	15	5	95	0	0
<b>Moyenne</b>	<b>7,31</b>	<b>19,32</b>	<b>55</b>	<b>639,83</b>	<b>10-25</b>	<b>0-1</b>
Maximal	9,42	28	240	1141	100	40

Dans le cadre de cette étude, les paramètres environnementaux des mares sont relevés lorsque la végétation aquatique est bien développée, entre la fin du mois de mai et le début du mois de juin.

# OBJECTIFS



### 3) Objectifs

L'objectif de ce suivi est de **caractériser et modéliser la présence des Amphibiens dans les mares de bordure des terres hautes du Marais poitevin.**

En 2011, un suivi des Amphibiens prenant en compte la probabilité de détection des espèces a été mis en place afin d'établir un réel état initial à l'échelle des Amphibiens des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. De nouvelles méthodes, comme le « site occupancy » (MacKenzie *et al.*, 2006), ont permis d'estimer la probabilité de détection des espèces d'Amphibiens. Ces méthodes se basent sur la répétition de sessions d'observations pour lesquelles on suppose une détection imparfaite des individus. Elles demandent moins d'efforts que d'autres méthodes de suivis et permettent de calculer la réelle occupation d'une espèce sur un secteur. Ces méthodes sont considérées comme très robustes du fait qu'elles sont établies à partir de statistiques Bayésiennes.

L'état initial réalisé en 2011 avait permis de mieux connaître le statut de 8 taxons d'Amphibiens des mares de bordure des terres hautes du Parc Naturel Régional du Marais poitevin : Salamandre tachetée, Triton palmé, Triton crêté, Triton marbré, Crapaud épineux, Rainette verte, Grenouille agile et Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp. Ces premiers résultats tendaient à indiquer une situation assez favorable pour les Amphibiens (Doré *et al.*, 2011).

Les périodes d'étude de 2015 et 2019, ont permis de mieux connaître les évolutions et cerner les tendances des populations d'Amphibiens des mares de bordure du marais. Les espèces ayant les occupations les plus importantes dans les mares de bordure restent la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp, le Triton palmé et la Grenouille agile. Sur la période d'étude, certains taxons présentaient une réelle baisse d'occupation : Rainette verte, Triton palmé et Grenouille verte, tandis que d'autres taxons présentaient une occupation stable : Triton marbré et Grenouille agile. La richesse batrachologique par habitat aquatique ne montrait pas de différence significative entre les années. Certains facteurs semblaient particulièrement favoriser la présence des Amphibiens comme une végétation aquatique abondante et bien structurée ainsi que l'absence de l'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*.

**Le suivi réalisé en 2023 a pour objectif de caractériser l'occupation des taxons d'Amphibiens dans les mares de bordure du marais pour une quatrième période d'étude et de préciser l'évolution et les tendances de ces populations sur la période 2011 - 2023.**

# PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE DU MARAIS POITEVIN



Le Triton palmé *Lissotriton helveticus* est une espèce à forte occupation dans les mares de bordure du Marais poitevin © Thirion, OBIOS.

## 4) Protocole de suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin

### 4.1) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin

Le territoire du Marais poitevin compte 18 taxons d'Amphibiens plus ou moins répartis sur le territoire en fonction de leur exigence écologique, de l'évolution des paysages et de l'histoire de chaque taxon. En bordure du marais, nous retrouvons couramment 10 taxons caractéristiques du bocage (**Tableau II**).

**Tableau II :** Taxons d'Amphibiens présents sur les mares de bordure du Marais poitevin.

Ordre	Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique et auteur
<u>Anoures</u>	<u>Bufonidae</u>	Crapaud épineux	<i>Bufo spinosus</i> (Daudin, 1803)
	<u>Hylidae</u>	Rainette verte	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)
		Grenouille rieuse	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)
	<u>Ranidae</u>	Grenouille verte	<i>Pelophylax</i> kl. <i>esculentus</i> (Linnaeus, 1758)
		Grenouille agile	<i>Rana dalmatina</i> Fitzinger in Bonaparte, 1838
<u>Urodèles</u>		Triton palmé	<i>Lissotriton helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)
	<u>Salamandridae</u>	Salamandre tachetée	<i>Salamandra salamandra terrestris</i> (Lacepède, 1788)
		Triton de Blasius	<i>Triturus cristatus</i> x <i>T. marmoratus</i>
		Triton crêté	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)
		Triton marbré	<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800)

Le genre *Pelophylax* est représenté dans les mares de bordure du marais par la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et par la Grenouille verte *Pelophylax* kl. *esculentus*. La difficulté de détermination sur le terrain, nous a conduit à ne prendre en compte dans cette étude que le genre *Pelophylax* pour les contacts, mentionnés par la suite *Pelophylax* sp. (les Grenouilles « vertes » ou la Grenouille « verte »).

### 4.2) Principe d'échantillonnage

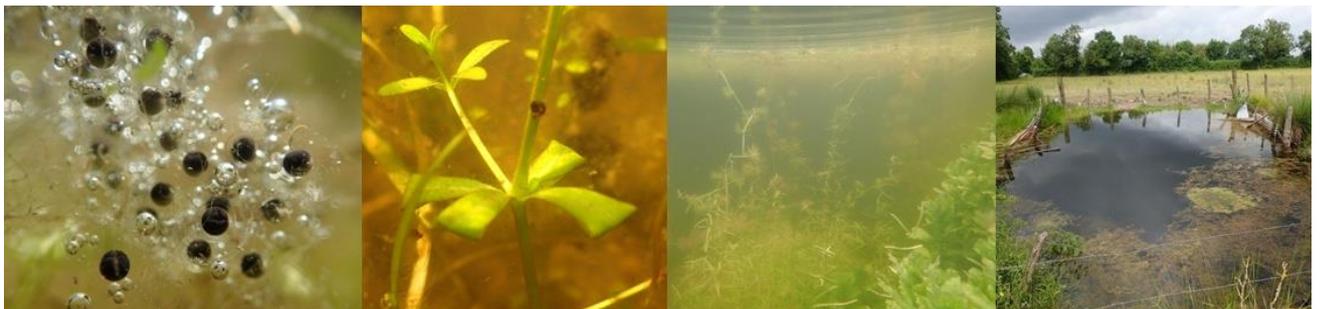
#### a) Protocole

Afin d'obtenir un échantillon représentatif du territoire, 71 mares réparties en trois lots (deux secteurs en Vendée et un en Deux-Sèvres) ont été sélectionnées en prenant en compte l'accessibilité et l'accord des propriétaires. Afin de limiter les interactions entre les sous-populations d'Amphibiens, les mares sélectionnées sont distantes d'au moins 150 mètres. Chaque mare est visitée à 3 reprises durant la saison de suivi, du 10 avril au 31 mai.

A chaque passage, la présence des différents taxons a été déterminée par des pêches de têtards et l'observation de pontes, afin d'avoir une preuve de reproduction de l'espèce sur le site. Les prospections sont réalisées en journée sur les sites de reproduction. La durée de la pêche est de 10 minutes à l'aide d'une épuisette dont le filet est constitué d'un maillage de 4 mm. Les pontes d'Amphibiens sont recherchées à vue pendant 5 minutes. Pour les Grenouilles « vertes » du genre *Pelophylax* dont la reproduction est tardive, la présence des adultes est également prise en compte.

- La détection des œufs et des pontes

La détection des œufs et des pontes est une méthode efficace pour identifier les espèces présentes dans les sites aquatiques. La détermination des espèces à partir de leurs œufs et de leurs pontes peut s'appuyer sur les caractéristiques de l'oviposition (Miaud & Muratet 2004). Leur observation nécessite une inspection minutieuse des herbiers aquatiques et du substrat. Les Tritons pondent leurs œufs en les enroulant individuellement dans les feuilles de plantes immergées ainsi que dans des feuilles mortes au fond de l'eau (**Figure 5**). La Salamandre tachetée est quant à elle ovovivipare ce qui se traduit par une recherche systématique des larves. Les Grenouilles brunes pondent leurs œufs sous la forme d'amas globuleux et dans des zones peu profondes ce qui facilite leur détection. En mai, il n'est pas évident de détecter les restes de pontes car ces espèces précoces sont déjà sous la forme larvaire, c'est pour cette raison qu'un passage en dehors de la période de suivi est réalisé préalablement, au mois de mars, sur toutes les mares afin de suivre l'évolution du nombre de ponte de la Grenouille agile. Tout comme les Grenouilles brunes, le Crapaud épineux n'est généralement détectable que par la présence de ses têtards dès le premier passage. Comme d'autres espèces d'Amphibiens, les Grenouilles « vertes » et les Rainettes affectionnent les herbiers aquatiques pour déposer leur ponte. Les Rainettes pratiquent un fractionnement des pontes ou chaque ponte contient à 5 à 60 œufs clairs formant une petite boule (Thirion & Evrard, 2012). La Grenouille « verte » pond des amas lâches de plusieurs centaines d'œufs (*Ibidem*).



**Figure 5** : Les végétaux aquatiques fournissent un support de ponte idéal pour les Amphibiens (de gauche à droite : ponte de Grenouille « verte » ; feuilles enroulées autour d'œufs de tritons ; végétation aquatique diversifiée ; une mare bocagère typique à Sansais).

- La détection des larves

Les larves d'Amphibiens sont capturées à l'aide d'une épuisette standardisée à maille fine de 4 mm. Une recherche active le long des berges et dans les herbiers est réalisée. Afin de limiter la perturbation sur les milieux, il est conseillé d'exclure de la pêche au moins la moitié des herbiers. Les larves sont rapidement remises à l'eau après identification. Une attention particulière doit être portée aux larves capturées qui se révèlent très fragiles. Elles sont relâchées dans le milieu immédiatement après leur identification.

A titre informatif, d'autres types de contact avec les Amphibiens sont également relevés : chanteur, amplexus, individu en déplacement dans l'eau, individu en insolation, spécimen mort...

## b) Période d'étude

Les prospections ont été réalisées entre le 17 avril et le 23 mai 2023. Cette période a été choisie afin de correspondre au mieux à la période de reproduction des espèces suivies, en prenant en compte la phénologie des différentes espèces d'Amphibiens. C'est d'ailleurs pour cette raison que les adultes de Grenouilles « vertes » sont pris en compte dans l'analyse du fait d'une reproduction tardive au printemps. De plus, ces dernières étant compliquées à identifier sur le terrain, elles seront regroupées, dans ce suivi, sous le nom de *Pelophylax* sp.

## c) Description des mares

Pour caractériser les habitats de reproduction, des paramètres de l'environnement ont été relevés et sont présentés dans le tableau suivant (**Tableau III**).

**Tableau III** : Liste des paramètres physico-chimiques et écologiques relevés et leur unité.

Type de variables	Paramètres	Unités ou Indicateurs
Physique	Connexion par un tributaire ou exutoire	OUI / NON
	Hydro-période durant le suivi	Permanente / Temporaire
	Surface / Longueur / Largeur	m <sup>2</sup> / m / m
	Profondeur maximale en eau	cm
	Nature du fond	Vase / Litière / Cailloux
	Épaisseur du fond	cm
	Périmètres des berges en pente douce (< 45 %)	%
	Ombrage	%
Écologique	Type de mare	Prairie/Bois/Culture/Village
	Végétation rivulaire	% périmètre de berges arboré, arborescent, arbustif, herbacé
	Hélophytes, Hydrophytes non enracinés et Hydrophytes enracinés	%
	Recouvrement de la végétation aquatique	Numéro type selon la clé de Golet & Larson (1974)
	Type de macrophyte	Numéro type selon la clé de Lachavanne, Juge & Perfetta (1995)
	Présence d'écrevisses de Louisiane	OUI / NON
	Abondance d'écrevisses de Louisiane	Nombre pour 10 min de pêche
	Présence de Ragondin	OUI / NON
	Présence de Poissons prédateurs	OUI / NON
	Distance minimum à une haie / boisement	m
Distance minimum à un autre milieu aquatique	m	
Physico-chimique	pH	
	Température de l'eau	°C
	Conductivité	µS/cm
	Turbidité	NTU
	Dioxygène dissous	%
	Nitrates	mg/L
	Nitrites	mg/L

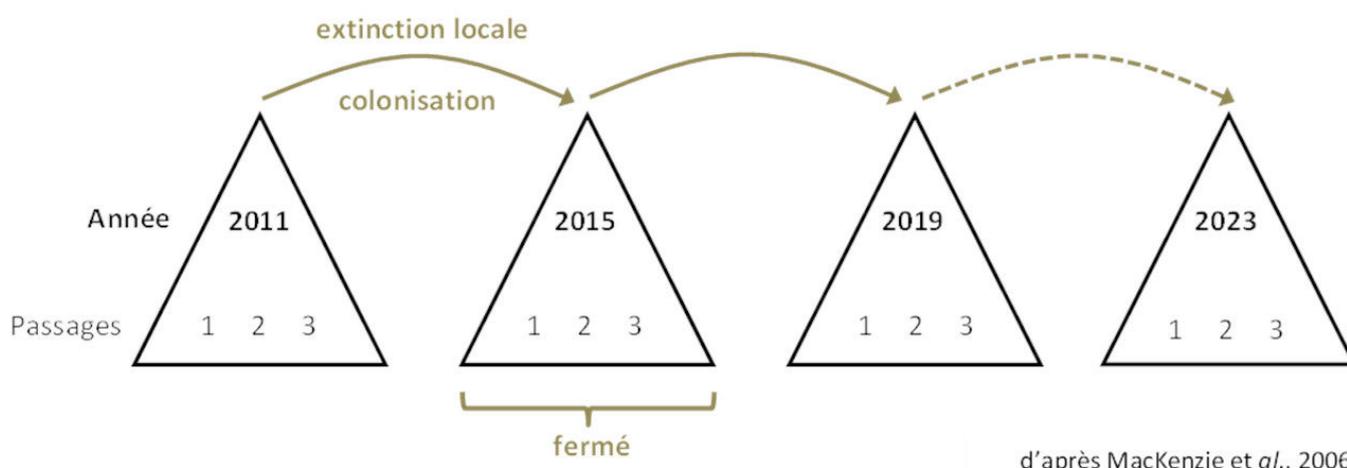
Le matériel utilisé pour le relevé physico-chimique, de fin mai à début juin, est constitué d'une sonde multiparamétrique LAQUA WQ-330-K® pour la mesure de la température de l'eau, du pH et de la conductivité, ainsi que d'un tube-turbimètre (Myre & Shaw, 2006) permettant d'évaluer la turbidité de l'eau. Enfin, les taux de nitrates et nitrites ont été relevés via des tests colorimétriques avec indicateurs colorés (JBL Proaquatest®).

En 2015, une caractérisation de la structure paysagère a été réalisée par photointerprétation, dans des zones tampons de 400 m de rayon autour de chaque mare étudiée. Cette analyse spatiale a permis de montrer l'influence positive du linéaire de haie, la richesse taxonomique des mares de bordure du Marais poitevin dépassant trois espèces à partir de 159 mètres linéaire de haie par hectare (Thirion *et al.*, 2015). Ces données n'ont pas été prises en compte dans ce rapport car les principales variables du paysage n'ont pas évolué depuis 2015. De manière complémentaire, des relevés floristiques sont réalisés sur un échantillon de 15 mares, qui n'ont pas été utilisés dans le cadre de ce rapport. Enfin, un relevé des profondeurs d'eau de chaque mare a également été effectué à la fin du mois d'août dans le but de recueillir des données supplémentaires sur les assècs pour les analyses à venir.

## 4.5) Analyse de l'occupation

### a) Méthode d'analyse

De nouvelles méthodes, encore peu utilisées, permettent aujourd'hui d'estimer la probabilité de détection d'une espèce (MacKenzie *et al.*, 2006). Ces méthodes de « site occupancy » (présence-absence) se basent sur la répétition de sessions d'observations pour lesquelles on suppose une détection imparfaite des individus, détection qui sera modélisée par la suite. Elles demandent moins d'efforts que d'autres méthodes de suivis et semblent bien adaptées à la situation qui nous occupe. Elles permettent d'estimer la proportion d'occupation d'une espèce sur un secteur. Cette méthode répétée, tous les quatre ans, permet de connaître l'évolution des paramètres liés à la distribution spatiale des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin : l'occupation ( $\Psi$ ), la probabilité de détection ( $p$ ), la colonisation ( $\gamma$ ) et l'extinction ( $\epsilon$ ) selon le schéma ci-dessous (**Figure 6**).



**Figure 6.** Principe d'analyse du suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin.

Afin d'appliquer la méthode de MacKenzie *et al.* (2006) quelques conditions sont requises :

- les sites sont « fermés » au cours de la saison : l'occupation du site est toujours la même pendant toute la durée de la saison d'échantillonnage ;
- les sites sont indépendants : la détection d'une espèce sur un site est indépendante de la détection sur un autre site ;
- la probabilité de détection doit être constante au cours de la saison.

L'**occupation naïve** ( $\Psi$  naïve) est calculée simplement en supposant que la probabilité de détection est égale à 1, avec :  $\Psi_{naïve} = n_i / n$   
où  $n_i$  est le nombre de sites avec l'espèce d'Amphibien et  $n$  le nombre total de sites échantillonnés.

L'**occupation estimée** ( $\Psi$ ) correspond à la distribution estimée d'une espèce dans un espace en prenant en compte sa probabilité de détection ( $p$ ).

La **probabilité de détection** ( $p$ ) pour une espèce donnée est définie de la manière suivante :

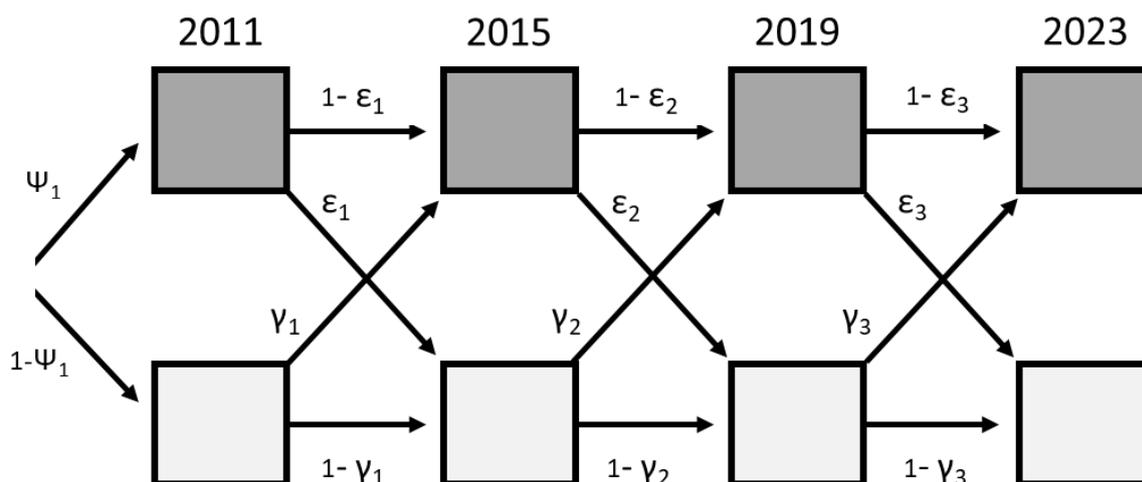
- si le site est non-occupé : l'espèce ne peut être détectée.
- si le site est occupé : à chaque visite  $j$ , il y a une probabilité de détecter ( $p_j$ ) ou non ( $1-p_j$ ) l'espèce.

Dans le cadre de cette étude, une première analyse de type « single-season occupancy models » développée par McKenzie *et al.* (2006), a été réalisée sur les données récoltées en 2023, afin d'estimer l'occupation et la probabilité de détection des différentes espèces. Ensuite, dans le but de prendre en compte les processus dynamiques qui entrent en jeu au cours des quatre années de suivi, une méthode « multiple-season occupancy models » (dite analyse « multi-saison ») a été réalisée. Cette seconde méthode permet de modéliser deux paramètres supplémentaires : la colonisation et l'extinction.

La probabilité de **colonisation** ( $\gamma_t$ ) est définie comme la probabilité qu'un site inoccupé l'année  $t$  soit occupé par l'espèce l'année  $t+1$ .

La probabilité d'**extinction** ( $\epsilon_t$ ) est définie comme la probabilité qu'un site occupé l'année  $t$  soit inoccupé par l'espèce l'année  $t+1$ .

Ces processus dynamiques représentent la probabilité pour un site de transiter entre des états occupé et inoccupé entre des années consécutives selon le graphique suivant (**Figure 7**).



**Figure 7.** Représentation du changement d'occupation d'un site entre les années en fonction des paramètres d'occupation ( $\Psi$ ), de colonisation ( $\gamma_i$ ), et d'extinction ( $\epsilon_i$ ). Les carrés noirs représentent un site occupé (espèce présente) et les carrés blancs un site non occupé (espèce absente) d'après McKenzie *et al.* (2006).

Le **taux de variation d'occupation** ( $\lambda$ ) est le rapport des occupations estimées successives et peut être interprété comme un accroissement de l'occupation entre l'année  $t$  et l'année suivante  $t+1$ , avec :  $\lambda_t = \Psi_{t+1} / \Psi_t$

Afin d'affiner les paramètres de la modélisation, une sélection des **variables** ayant le plus de poids sur la présence ou l'absence d'une espèce est réalisée. Pour cela, un modèle par variable environnementale est réalisé, puis, chacun de ces modèles est comparé au modèle constant, sans covariable  $\psi$  ( $\cdot$ )  $\gamma$  ( $\cdot$ )  $\epsilon$  ( $\cdot$ )  $p$ ( $\cdot$ ).

Les variables utilisées pour la modélisation sont les caractéristiques descriptives des mares (Cf. 4.2 – c. Description des mares). On distingue :

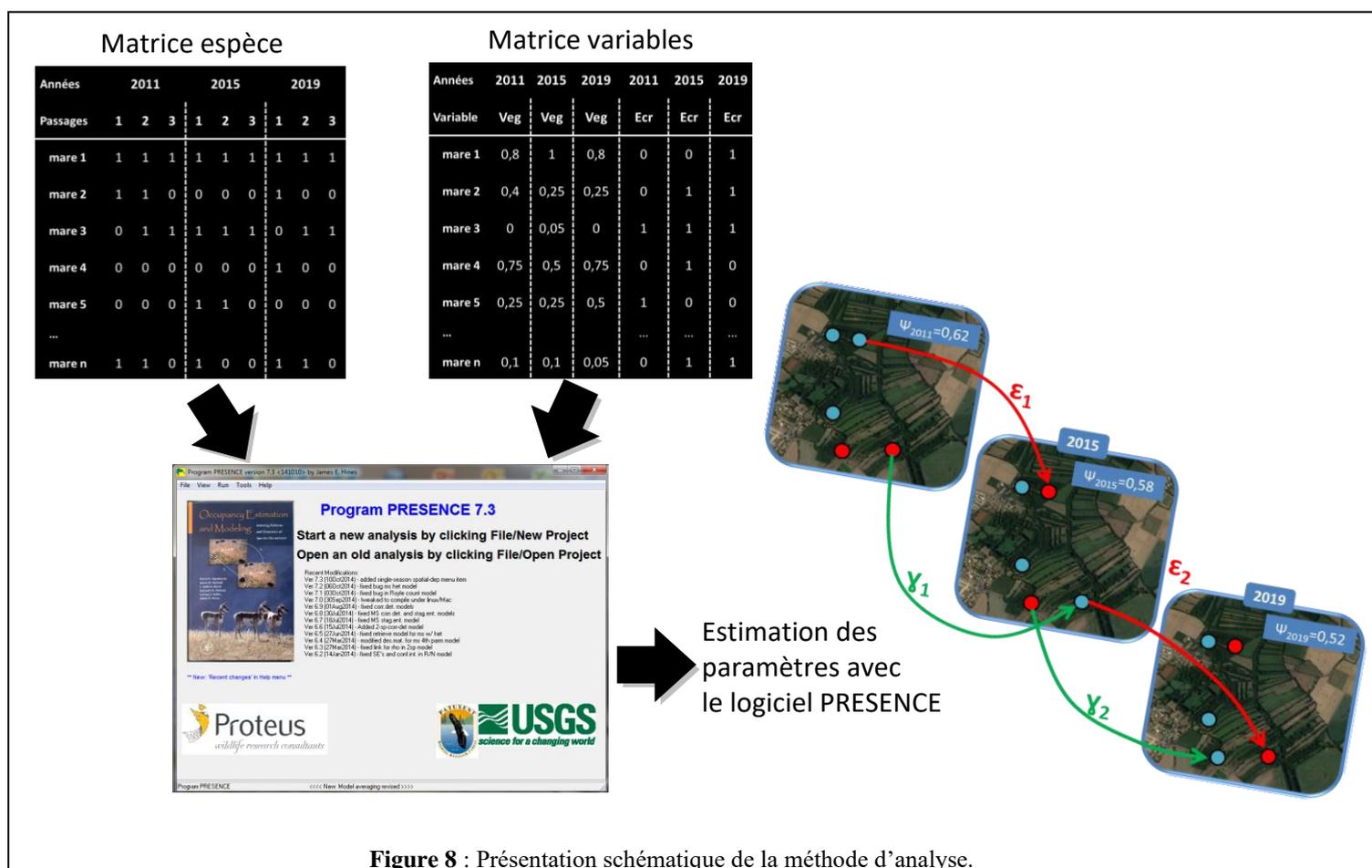
- les variables environnementales ayant un effet sur l'occupation de la première année de suivi (variables initiales de l'année 2011)
- les variables environnementales ayant un effet sur les probabilités de colonisation et/ou d'extinction (variables d'évolution des années 2015, 2019 et 2023).
- la variable « temps » qui permet d'introduire une variation annuelle ou saisonnière des paramètres (probabilité de détection, de colonisation et d'extinction).

Pour chaque espèce, l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction sont modélisées à l'aide du programme PRESENCE 2.13.47 (Hines, 2006). Chaque modèle calculé est classé à l'aide d'un test AIC (Akaike information Criterion) (Akaike, 1974) en appliquant le principe de parcimonie (plus un AIC est faible et plus un modèle est considéré robuste) :  $AIC = -2 \log (L(\theta/y)) + 2 K$ .

De plus, le poids d'AIC est calculé (AICwi). Ces paramètres sont calculés pour chaque modèle et permettent de sélectionner les modèles qui expliquent le plus fidèlement la présence de l'espèce pour estimer l'occupation. Lorsque les valeurs AIC des modèles sont trop proches ( $\Delta AIC \leq 2$ ) et qu'aucun des modèles ne présente un poids d'AIC prépondérant par rapport aux autres modèles, un modèle moyen est alors réalisé, selon les préconisations de Burnham & Anderson (2002).

## b) Résumé simplifié de la méthode

La méthode présence-absence de Mackenzie basée sur des passages successifs permet d'estimer la réelle distribution d'une espèce sur un territoire en prenant en compte sa probabilité de détection. La phase de terrain permet de détecter chaque espèce sur trois passages. Une matrice est constituée en prenant en compte les historiques de présence (1) et d'absence (0) des espèces pour chaque année (**Figure 8**). La modélisation à l'aide du logiciel PRESENCE entre l'historique de détection des différentes sessions et les variables environnementales expliquant la distribution de l'espèce permet de mesurer des paramètres de tendance d'évolution des espèces.



**Figure 8** : Présentation schématique de la méthode d'analyse.

Les paramètres estimés sont :

- L'**occupation** ( $\psi$ ) est la distribution estimée d'une espèce dans un espace en prenant en compte sa probabilité de détection. Plus  $\psi$  tend vers 1 plus l'occupation est importante.
- La **probabilité de détection** ( $p$ ) est la probabilité que l'espèce soit détectée par l'observateur sur un site occupé. Plus  $p$  tend vers 1 plus la détection est importante.
- La **probabilité de colonisation** ( $\gamma$ ) est la probabilité qu'un site inoccupé une année soit occupé par l'espèce l'année suivante. Plus  $\gamma$  tend vers 1 plus la probabilité de colonisation est forte.
- La **probabilité d'extinction** ( $\varepsilon$ ) est ma probabilité qu'un site occupé une année par une espèce soit inoccupé l'année suivante. Plus  $\varepsilon$  tend vers 1 plus la probabilité d'extinction est forte.
- Le **taux de variation d'occupation** ( $\lambda$ ) est la variation d'occupation entre une année  $t$  et l'année suivante  $t+1$ . L'occupation est stable si  $\lambda=1$ , diminue si  $\lambda < 1$  et augmente si  $\lambda > 1$ .

## 4.6) Richesse taxonomique

### a) Richesse taxonomique par mare

La richesse taxonomique par mare représente le nombre de taxons cumulé sur les trois passages pour chaque année. La richesse taxonomique par secteur est calculée en faisant la moyenne de la richesse taxonomique par mare, en prenant en compte 3 secteurs distincts : Sansais (30 mares), St-Denis-du-Payré (17 mares) et Champs-St-Père (24 mares).

### b) Analyse de la richesse taxonomique

A partir de ces données, une comparaison de la richesse taxonomique par année a dans un premier temps été réalisée à l'aide de tests de Wilcoxon pour données appariées.

Dans un second temps, les paramètres environnementaux influençant l'évolution de la richesse taxonomique entre 2011 et 2023 ont été mis en évidence par la réalisation de tests de corrélation de Spearman.

### c) Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle

De nouvelles méthodes permettent d'estimer la densité d'une espèce à la détection imparfaite par des dénombrements répétés (P. ex. Royle & Nichols, 2003 ; Royle, 2004 ; Kery *et al.*, 2005 ; Royle & Dorazio, 2008). Afin d'utiliser une méthode de dénombrements répétés des N-mixture de Royle (2004), certaines conditions d'application sont requises. Le nombre d'individus ou d'espèces doit être constant au cours du suivi, la population ou la communauté est donc considérée fermée (Royle, 2004). Certains mouvements individuels aléatoires sont autorisés si la taille des populations ne varie pas (Dail & Madsen, 2011). Durant le suivi, les détections des individus dans un site sont supposées indépendantes et tous les individus présents sur un site à un temps  $t$  sont supposés avoir la même probabilité de détection (Royle, 2004). Dans cette étude, la fermeture de la population ou de la communauté est assurée par des passages réalisés en un temps court (moins de 10 jours) et l'indépendance spatiale par un éloignement des mares échantillonnées d'au moins 250 mètres.

La modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel PRESENCE 2.13.47 (Hines, 2006). Les variables de l'habitat ayant du poids statistique sur la richesse taxonomique ont été recherchées en comparant les modèles avec et sans ces variables. Le modèle a été choisi en utilisant les AIC (Royle, 2004), qui sont calculé par  $AIC = \text{la Déviance} + 2 \cdot np$  (avec  $np$  étant le nombre de paramètres). Ces critères représentent un compromis entre une bonne adéquation du modèle aux données et un nombre limité de paramètres. Deux modèles sont considérés comme différents quand leur AIC diffère d'une valeur de 2 (Burnham & Anderson, 2002). Pour stabiliser les critères d'information d'Akaike (AIC), une recherche empirique de la meilleure valeur du paramètre  $K$ , qui représente dans l'estimation le nombre maximal possible d'individus qu'on puisse observer à un site, est effectuée (Couturier *et al.*, 2013).

#### 4.7) Étude des actions de gestion pouvant être mises en place

Afin de sélectionner les mares où il serait intéressant de mettre en place des travaux de restauration, une note de valeur biologique a été calculée pour chaque mare, pour l'année 2011 ainsi que l'année 2023. Elle correspond à la somme de la note de patrimonialité des Amphibiens (Thirion *et al.*, 2020), de la richesse taxonomique en Amphibiens et de la note de complexité de la végétation aquatique de la mare. La note de patrimonialité d'une mare correspond à la somme des notes de patrimonialité de chacune des espèces d'Amphibiens présentes dans cette mare divisée par le nombre d'espèces. Celle-ci s'appuie sur plusieurs critères (Thirion *et al.*, 2020). Une soustraction de la valeur biologique de 2011 à celle de 2023 a ensuite été effectuée, permettant de sélectionner les mares sur lesquelles il serait intéressant d'agir. En effet, si la valeur obtenue est négative, cela montre qu'il y a eu une perte de valeur biologique pour cette mare et il serait intéressant d'effectuer des travaux de restauration qui pourraient permettre de retrouver des valeurs semblables à 2011.

Pour les mares sélectionnées, un diagnostic écologique a ensuite été effectué afin de mettre en évidence les travaux de restauration qui pourraient être mis en place sur chacune d'elle. Pour cela, les évolutions de différentes variables entre 2011 et 2023 ont été examinées comme l'épaisseur de vase (curage possible), l'ombrage (élagage et débroussaillage possibles) et le pourcentage de berges en pente douce (reprofilage des berges possible). Des valeurs seuil ont été déterminées pour chacun de ces paramètres à partir desquelles l'action de restauration correspondante est envisageable.

# RESULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTES D'AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE



Le Crapaud épineux *Bufo spinosus* est une espèce à faible occupation dans les mares de bordure du Marais poitevin © Vollette, OBIOS

## 5) Résultats du suivi des communautés d'Amphibiens des mares de bordure en 2023

### 5.1) Analyse de l'occupation par espèce

#### a) Modélisation de l'occupation par espèce en 2023

L'occupation de chacune des espèces a été estimée pour 2023 en prenant en compte la probabilité de détection des espèces et les variables environnementales, par une modélisation de type « single-season » (**Tableau IV**). Certaines espèces ne présentent cependant pas suffisamment de données d'observation pour permettre la modélisation de leur occupation. Il s'agit notamment du Triton crêté, du Crapaud épineux et de la Salamandre tachetée. Les modèles sélectionnés, ainsi que les résultats des tests d'ajustement sont présentés dans le tableau ci-dessous :

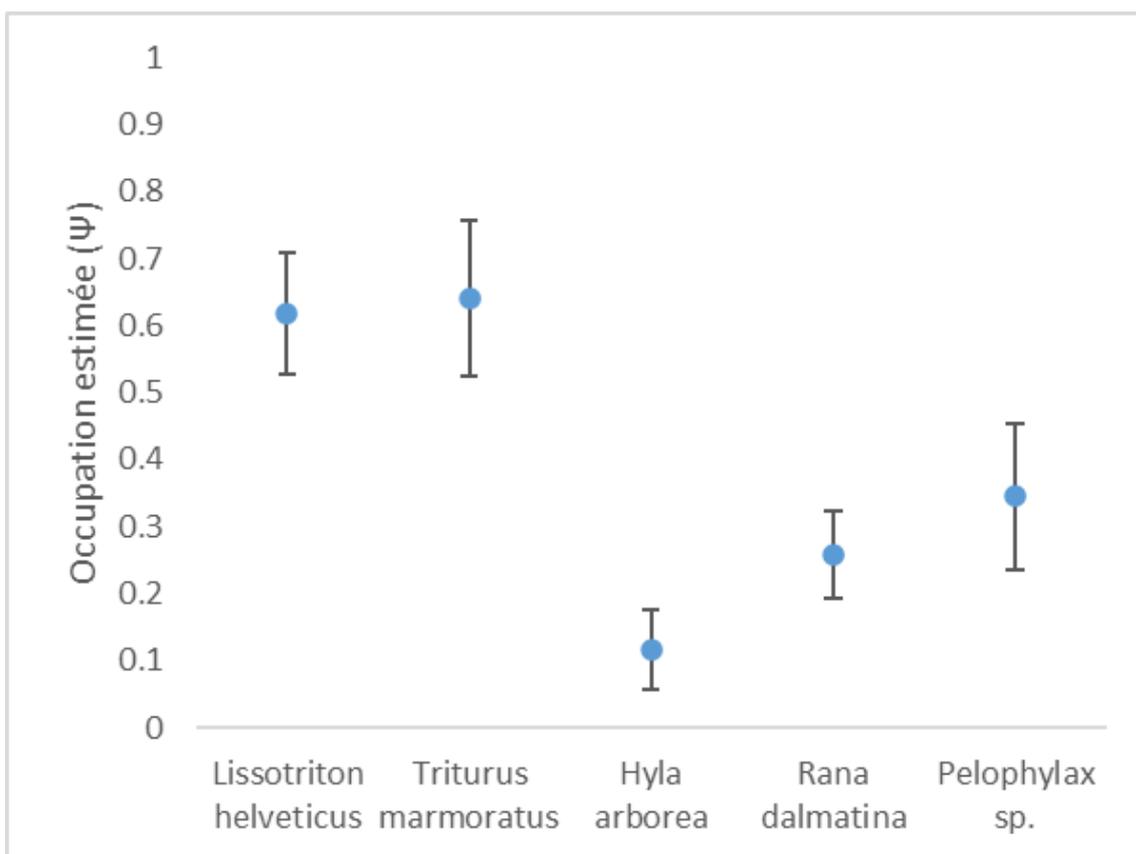
**Tableau IV** : Variables explicatives sélectionnées et résultat des tests d'ajustements réalisés par espèce ( $\Psi$  = occupation, cst = constant, p = probabilité de détection).

	<i>Lissotriton helveticus</i>	<i>Triturus marmoratus</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Pelophylax sp.</i>
Variables explicatives sélectionnées	- Abondance d'écrevisses - Complexité de la végétation aquatique	- Complexité de la végétation aquatique - Profondeur d'eau - Conductivité - Abondance d'écrevisses - Epaisseur de vase	- Complexité de la végétation aquatique - Ombrage	- Conductivité	- Profondeur d'eau - Temporaire - Pourcentage d'O2 dissous
Modèles réalisés	Modèle moyen	Modèle moyen	$\Psi(\text{cst}+\text{Complexité}+\text{Ombrage}), p(t)$	$\Psi(\text{cst}+\text{Conductivité}), p(\text{cst})$	Modèle moyen
Test d'ajustement ( $\hat{c}$ )	-	-	1,5330	0,8836	-

Les variables qui influencent l'occupation sont relativement différentes d'une espèce à l'autre. On retrouve cependant des variables communes entre certaines espèces comme la complexité de la végétation aquatique qui agit sur l'occupation du Triton palmé, du Triton marbré et de la Rainette verte. Pour les deux espèces de tritons, l'abondance d'écrevisses dans les mares semble également jouer un rôle important sur leur distribution. La conductivité est, quant à elle, associée aux variations de l'occupation du Triton marbré et de la Grenouille agile.

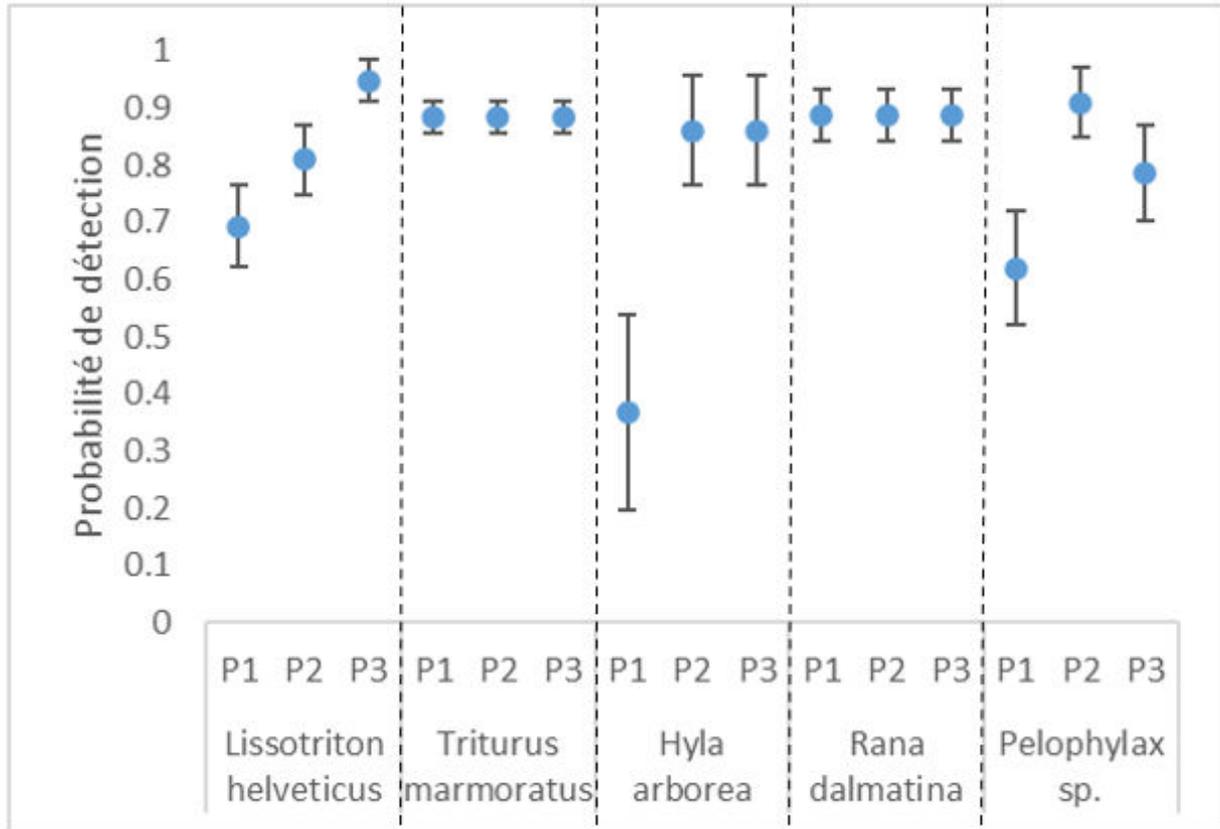
A partir de ces modèles, l'occupation estimée, ainsi que la probabilité de détection de chacune des espèces ont pu être calculées.

L'occupation estimée des cinq espèces d'Amphibiens analysées présente des valeurs assez hétérogènes (**Figure 9**). On distingue notamment deux groupes. D'une part les Urodèles : Triton marbré et Triton palmé, qui sont bien représentés dans les mares suivies avec des occupations estimées respectives de 0,64 et 0,62. D'autre part, les Anoures : Grenouilles vertes, Grenouille agile et Rainette verte qui présentent des occupations respectives nettement plus faibles de : 0,34 ; 0,26 et 0,12.



**Figure 9** : Occupation estimée des différents taxons étudiés pour les mares de bordure du Marais poitevin (moustaches = erreur standard).

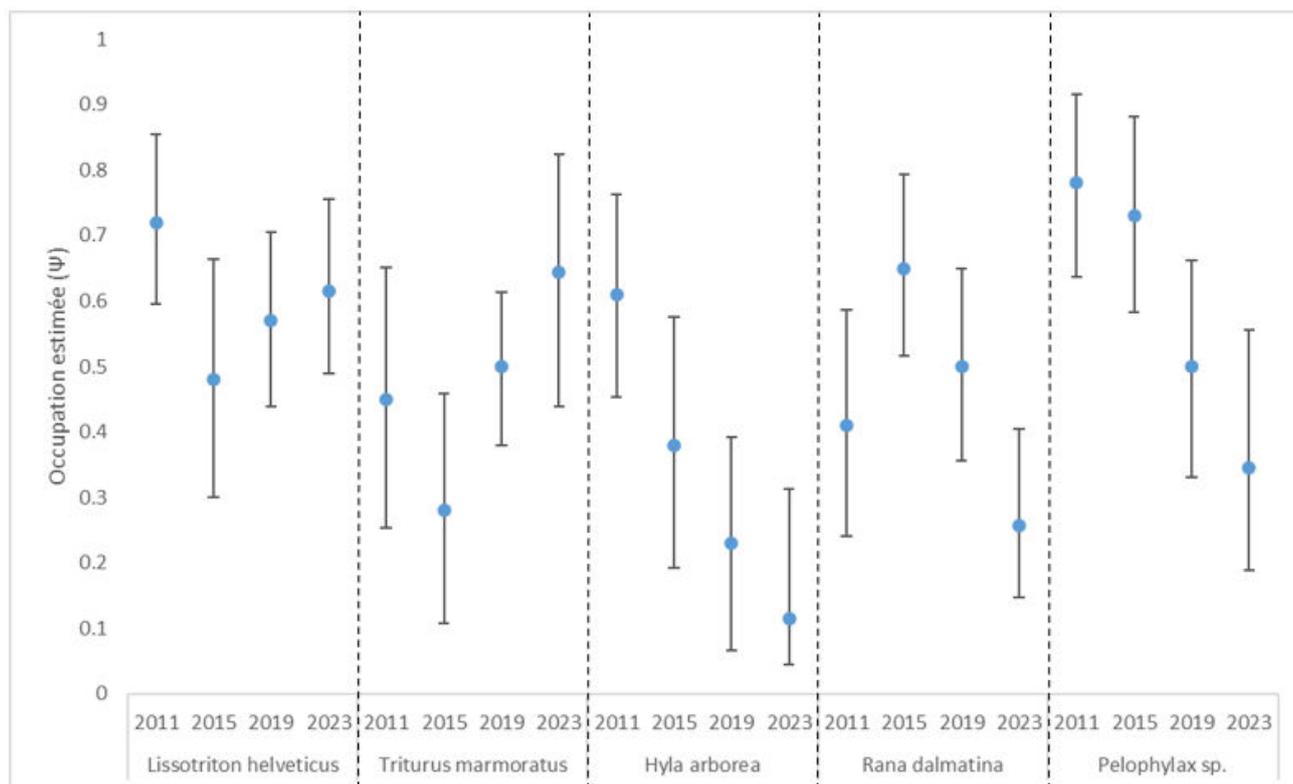
La probabilité de détection ( $p$ ) est, quant-à-elle, relativement importante pour chaque espèce. Ses valeurs sont supérieures à 0,60, à l'exception du premier passage pour la Rainette verte ( $p_1 = 0,37$ ) (**Figure 10**). La probabilité de détection de cette espèce s'améliore ensuite nettement à partir du deuxième passage ( $p_2 = 0,86$  ;  $p_3 = 0,86$ ). Pour le Triton marbré et la Grenouille agile, les probabilités de détection sont constantes entre les différents passages avec des valeurs respectives de 0,88 et 0,89. En revanche, pour le Triton palmé ( $p_1 = 0,69$  ;  $p_2 = 0,81$  et  $p_3 = 0,95$ ) et les Grenouilles « vertes » ( $p_1 = 0,62$  ;  $p_2 = 0,91$  ;  $p_3 = 0,79$ ), les probabilités de détections varient nettement selon les passages.



**Figure 10** : Probabilité de détection des différents taxons étudiés par passage (moustaches = erreur standard).

## b) Évolution de l'occupation au cours du temps

Afin d'illustrer l'évolution de l'occupation des Amphibiens dans les mares de bordure du Marais poitevin, les occupations estimées pour 2023 ont été comparées à celles estimées lors des suivis de 2011, 2015 et 2019, selon la même méthode (**Figure 11**). Trois des cinq espèces d'Amphibiens évaluées montrent une importante diminution de leur occupation au sein des habitats de reproduction suivis, au fil des années. La diminution la plus marquée concerne la Rainette verte qui passe d'une occupation de 61 % en 2011 à 11 % en 2023 ( $\Psi_{2011}=0,61$  ;  $\Psi_{2015}=0,38$  ;  $\Psi_{2019}=0,23$  et  $\Psi_{2023}=0,11$ ). On trouve ensuite les Grenouilles vertes, dont l'occupation est passée de 78 % à 35 % ( $\Psi_{2011}=0,78$  ;  $\Psi_{2015}=0,73$  ;  $\Psi_{2019}=0,5$  et  $\Psi_{2023}=0,35$ ), puis la Grenouille agile, qui après une légère augmentation de son occupation en 2015, est passée d'une occupation de 65 % à 26 % ( $\Psi_{2011}=0,41$  ;  $\Psi_{2015}=0,65$  ;  $\Psi_{2019}=0,5$  et  $\Psi_{2023}=0,26$ ). L'occupation du Triton marbré atteint une valeur de 64 % en 2023 alors qu'en 2011 elle ne s'élevait qu'à 45 %. Concernant le Triton palmé, on remarque que l'augmentation de son occupation en 2023 n'a pas suffi à rétablir son occupation initiale. En 2011 l'occupation du Triton palmé s'élevait à 72 % contre 62 % en 2023 ( $\Psi_{2011}=0,72$  ;  $\Psi_{2015}=0,48$  ;  $\Psi_{2019}=0,57$  et  $\Psi_{2023}=0,62$ ).



**Figure 11** : Evolution de l'occupation estimée des différents taxons étudiés pour les mares de bordures du Marais poitevin de 2011 à 2023 (moustaches = intervalles de confiance bayésiens à 95 %).

### c) Modélisation multi-saison (2011-2023)

Afin d'évaluer les paramètres dynamiques (colonisation, extinction et taux de variation) et environnementaux permettant d'expliquer la distribution spatiale des espèces d'Amphibiens présents dans les mares bocagères du Marais poitevin, une analyse multi-saison a été réalisée.

Dans cette analyse, une année de référence est définie pour chaque espèce afin de comparer les données de l'année de référence, aux données de l'année 2023. L'année 2011 a été considérée comme année de référence pour toutes les espèces d'Amphibiens, à l'exception de la Grenouille agile. En effet, l'année 2015 lui a été préférée car le protocole a évolué avec des passages successifs plus rapprochés afin de mieux prendre en compte les espèces à reproduction précoce. L'adaptation du protocole en 2015, avec les 3 passages réalisés sur une période plus réduite, a permis d'améliorer cette probabilité de détection ( $p_{2011} = 0,46$  ;  $p_{2015} = 0,89$ ).

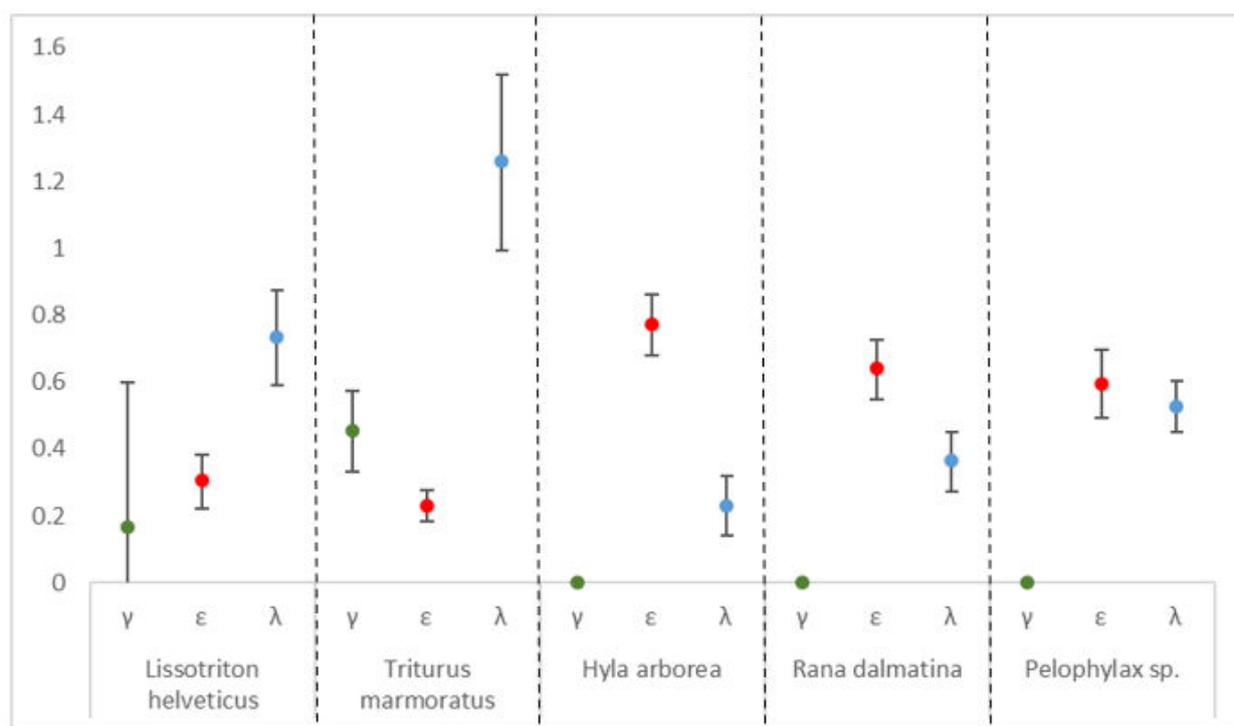
Les variables environnementales sélectionnées par les différents modèles réalisés sont de nouveau relativement différentes d'une espèce à l'autre (**Tableau V**). On retrouve cependant des variables communes entre certaines espèces comme la complexité de la végétation aquatique qui a un impact sur les paramètres dynamiques de tous les taxons étudiés, à l'exception des Grenouilles vertes.

L'abondance d'écrevisses dans les mares semble également avoir un impact important sur les paramètres dynamiques des deux espèces de Tritons. Les paramètres dynamiques des Grenouilles vertes, n'étaient pas influencés par les variables physico-chimiques intrinsèques aux mares échantillonnées, mais par la distance à la zone humide permanente la plus proche. Cette variable correspond à un habitat refuge dans lequel les Grenouilles « vertes » pourraient se réfugier lors d'un assec.

**Tableau V** : Variables influençant les paramètres dynamiques de distribution des Amphibiens entre 2011 et 2023.

	<i>Lissotriton helveticus</i>	<i>Triturus marmoratus</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Pelophylax sp.</i>
Variabiles influençant les paramètres dynamiques de distribution	- Abondance d'écrevisses - Complexité de la végétation aquatique - Épaisseur de vase	- Complexité de la végétation aquatique - Abondance d'écrevisses	- Complexité de la végétation aquatique - Ombrage	- Conductivité - Complexité de la végétation	- Distance à l'habitat refuge le plus proche
Modèles réalisés	Modèle moyen	Modèle moyen	Modèle moyen	Modèle moyen	Modèle moyen

Etant donné qu'aucun des modèles réalisés pour chacune des espèces n'a un poids suffisamment important pour expliquer à lui seul les variations des paramètres dynamiques, un modèle moyen a été réalisé pour chacune d'entre elles (Cf. **Tableau V**). A partir de ces modèles, une estimation moyenne des différents paramètres dynamiques a pu être calculée (**Figure 12**).



**Figure 12** : Paramètres dynamiques de l'évolution par espèce entre 2011 et 2023. En vert :  $\gamma$ , la probabilité de colonisation ; en rouge :  $\epsilon$ , la probabilité d'extinction ; en bleu  $\lambda$ , le taux de variation ; moustaches = erreur standard.

Les paramètres dynamiques ainsi calculés permettent de corroborer les tendances temporelles observées précédemment. L'augmentation de l'occupation des Tritons marbré entre l'année 2011 et l'année 2023 est appuyée par un taux de variation supérieur à 1 ( $\lambda = 1,26$ ), ainsi qu'un taux de colonisation supérieur à la probabilité d'extinction ( $\gamma = 0,45$  et

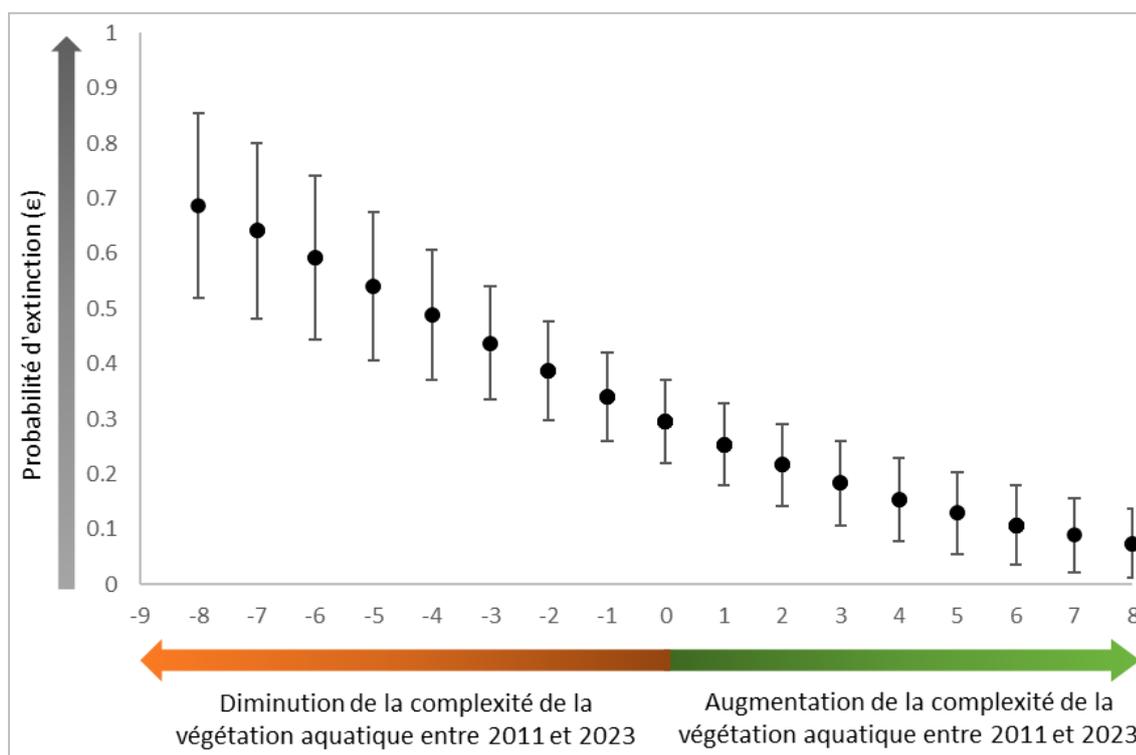
$\varepsilon = 0,23$ ). Les Grenouilles « vertes », la Grenouille agile et la Rainette verte ont une probabilité de colonisation nulle et des probabilités d’extinction élevées traduisant une diminution de leur occupation. En effet, pour la Rainette verte la probabilité d’extinction s’élève à 0,77, tandis que celles de la Grenouille agile et des Grenouilles « vertes » s’élèvent respectivement à 0,64 et 0,59. Les taux de variation observés pour ces trois taxons présentent cependant des valeurs hétérogènes. Le taux de variation le plus élevé correspond à celui des Grenouilles « vertes » ( $\lambda = 0,53$ ), suivi des Grenouilles agiles ( $\lambda = 0,36$ ) et enfin de la Rainette verte ( $\lambda = 0,23$ ). Pour le Triton palmé, le taux de variation est inférieur à 1 ( $\lambda = 0,73$ ) et la probabilité d’extinction est relativement élevée ( $\varepsilon = 0,30$ ), traduisant une occupation en baisse entre 2011 et 2023.

#### d) Influence des variables

L’influence des différentes variables sur les probabilités d’extinction et de colonisation a été modélisée et illustrée, pour chacune des espèces.

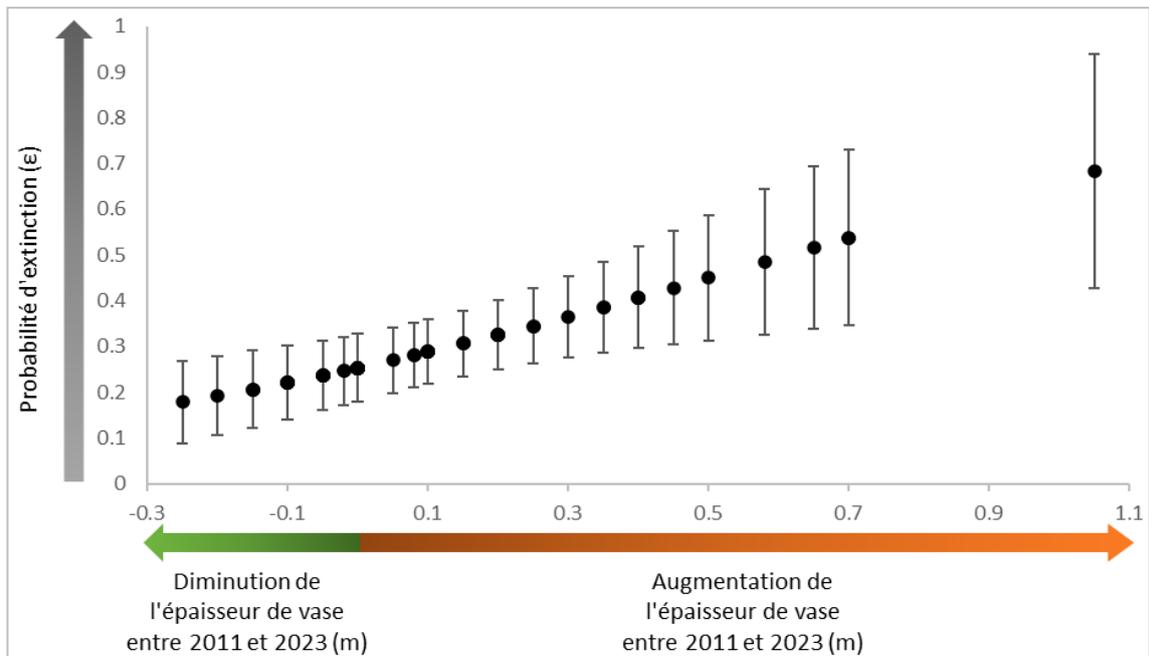
- **Triton palmé**

La complexité de la végétation aquatique est une variable favorable à la présence du Triton palmé. Sa probabilité d’extinction diminue jusqu’à être proche de zéro lorsque la complexité de la végétation aquatique augmente (**Figure 13**).



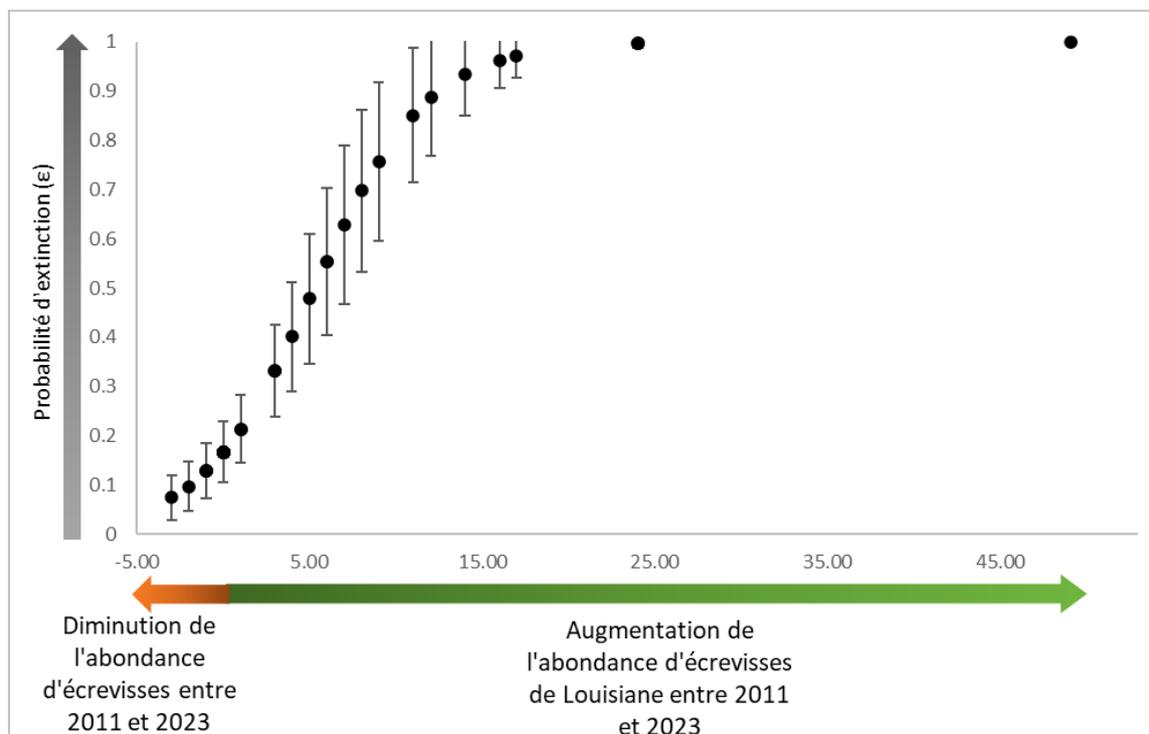
**Figure 13** : Probabilité d’extinction du Triton palmé dans les mares de bordures du Marais poitevin en fonction de l’évolution de la complexité végétale (moustaches = erreur standard).

Au contraire, d’autres variables sont défavorables à sa présence. Ainsi, la probabilité d’extinction du Triton palmé augmente avec l’épaisseur de vase (**Figure 14**).



**Figure 14** : Probabilité d’extinction du Triton palmé dans les mares de bordure du Marais poitevin en fonction de l’évolution de la profondeur de vase (moustaches = erreur standard).

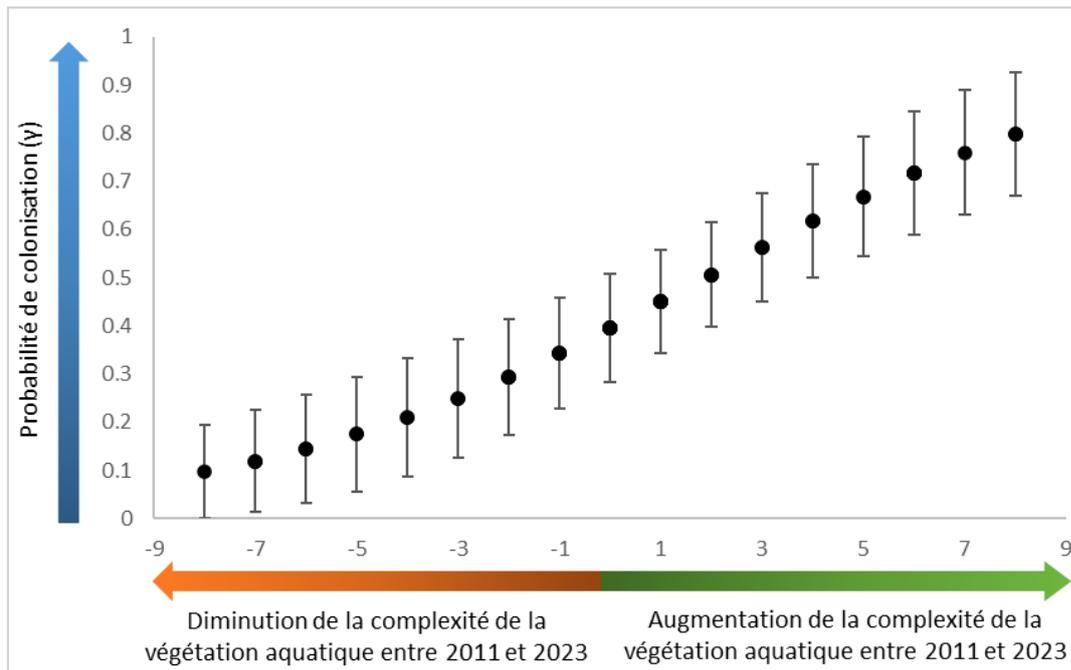
La probabilité d’extinction du Triton palmé augmente en lien avec l’abondance en écrevisses. Une augmentation de 15 % de l’abondance en écrevisse entre 2011 et 2023 induit une probabilité d’extinction de 0,90 (**Figure 15**).



**Figure 15** : Probabilité d’extinction du Triton palmé dans les mares de bordure du Marais poitevin en fonction de l’évolution de l’abondance en écrevisses (moustaches = erreur standard).

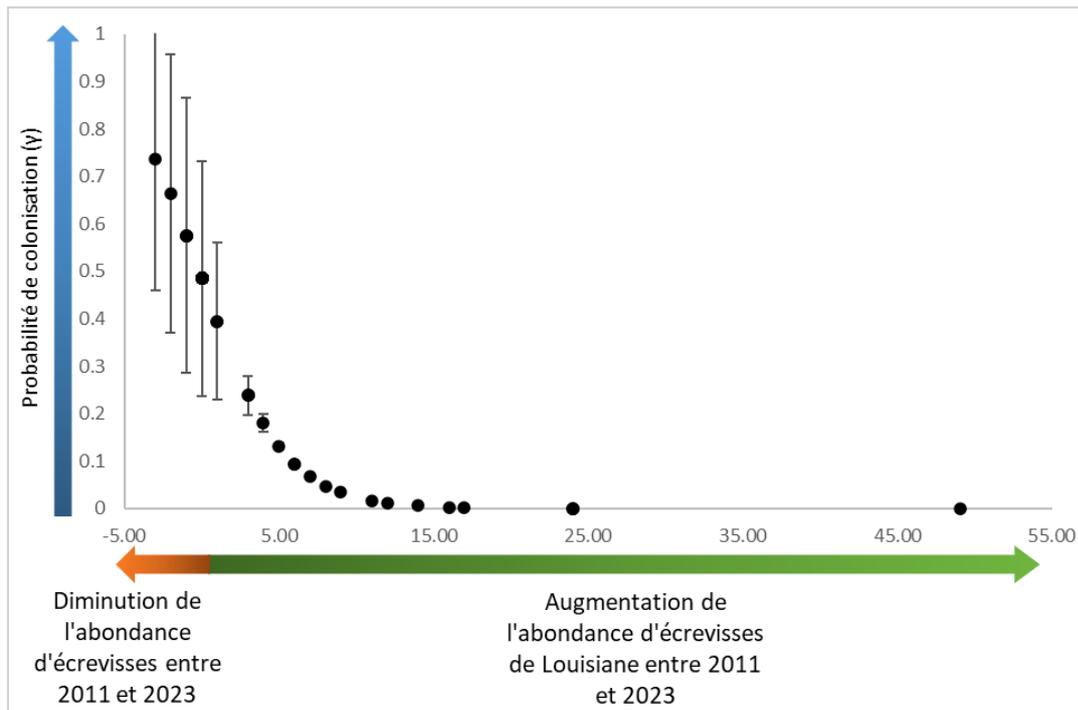
- **Triton marbré**

La complexité de la végétation aquatique favorise également la présence du Triton marbré. En effet, l'augmentation de la complexité de la végétation a un impact positif sur la probabilité de colonisation du Triton marbré (**Figure 16**). Lorsque la complexité de la végétation aquatique augmente, la probabilité de colonisation du Triton marbré dépasse 0,40.



**Figure 16** : Probabilité de colonisation du Triton marbré en fonction de l'évolution de la complexité de la végétation (moustaches = erreur standard).

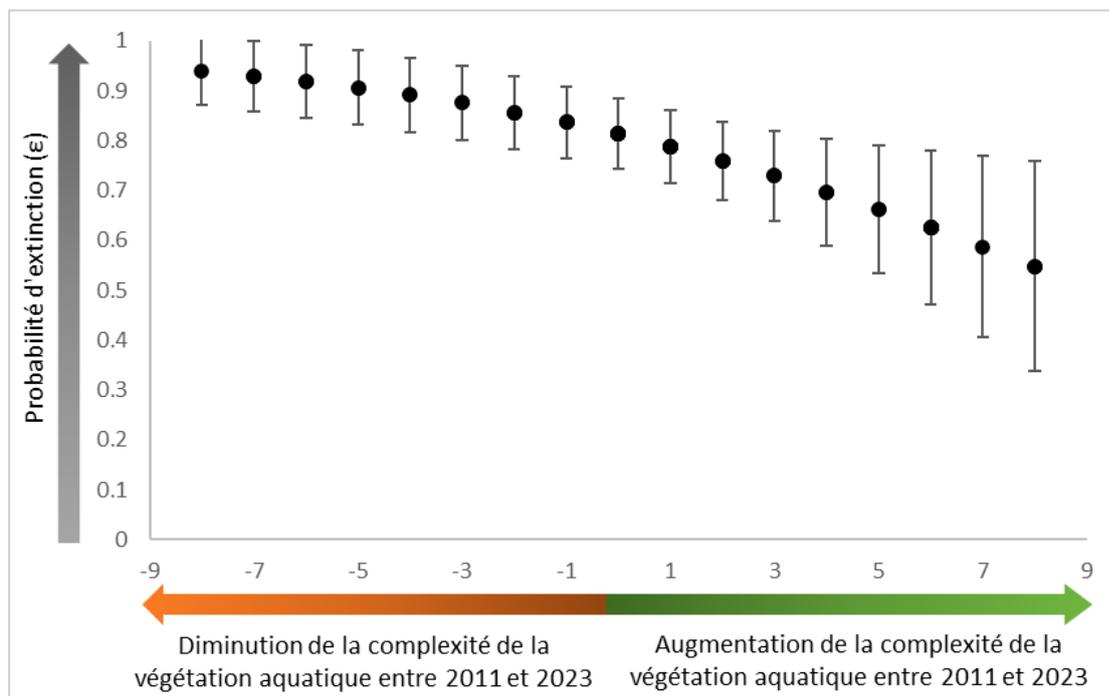
Au contraire, d'autres variables sont défavorables comme la probabilité de colonisation du Triton marbré qui diminue lorsque l'abondance d'écrevisses augmente (**Figure 17**).



**Figure 17** : Probabilité de colonisation du Triton marbré en fonction de l'évolution de l'abondance d'écrevisses (moustaches = erreur standard).

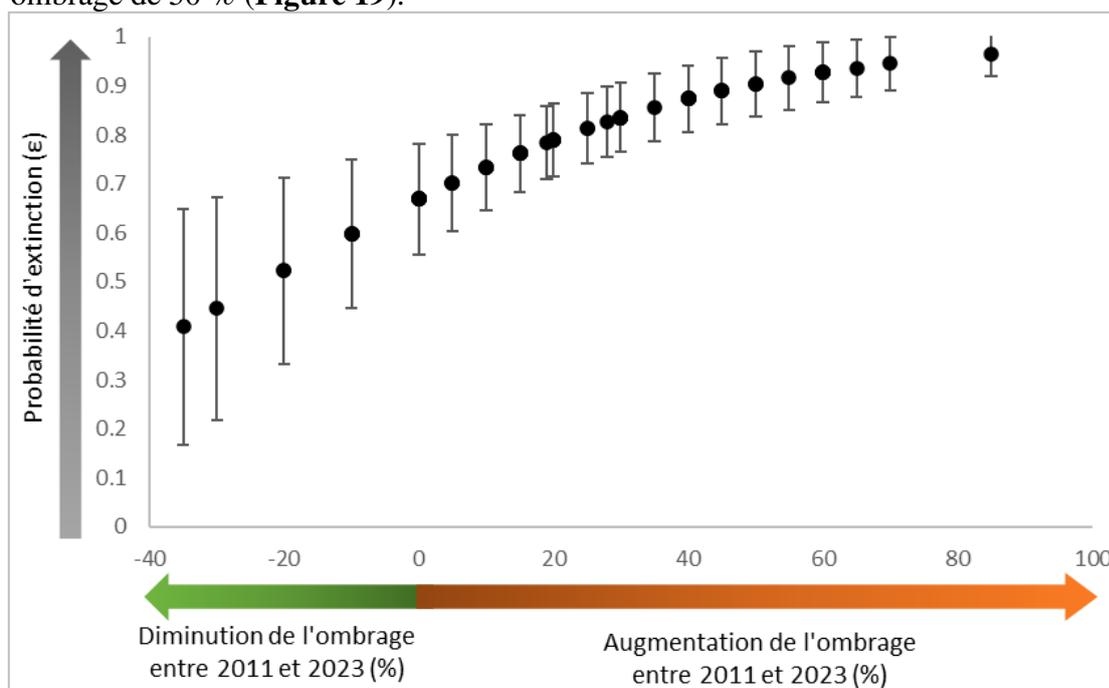
- **Rainette verte**

La complexité de la végétation aquatique présente également un effet favorable sur la présence de la Rainette verte, contrairement à l'ombrage qui lui est défavorable. L'augmentation de la complexité de la végétation entraîne en effet une diminution de la probabilité d'extinction de la Rainette verte (**Figure 18**).



**Figure 18** : Probabilité d'extinction de la Rainette verte en fonction de l'évolution de la complexité végétale (moustaches = erreur standard).

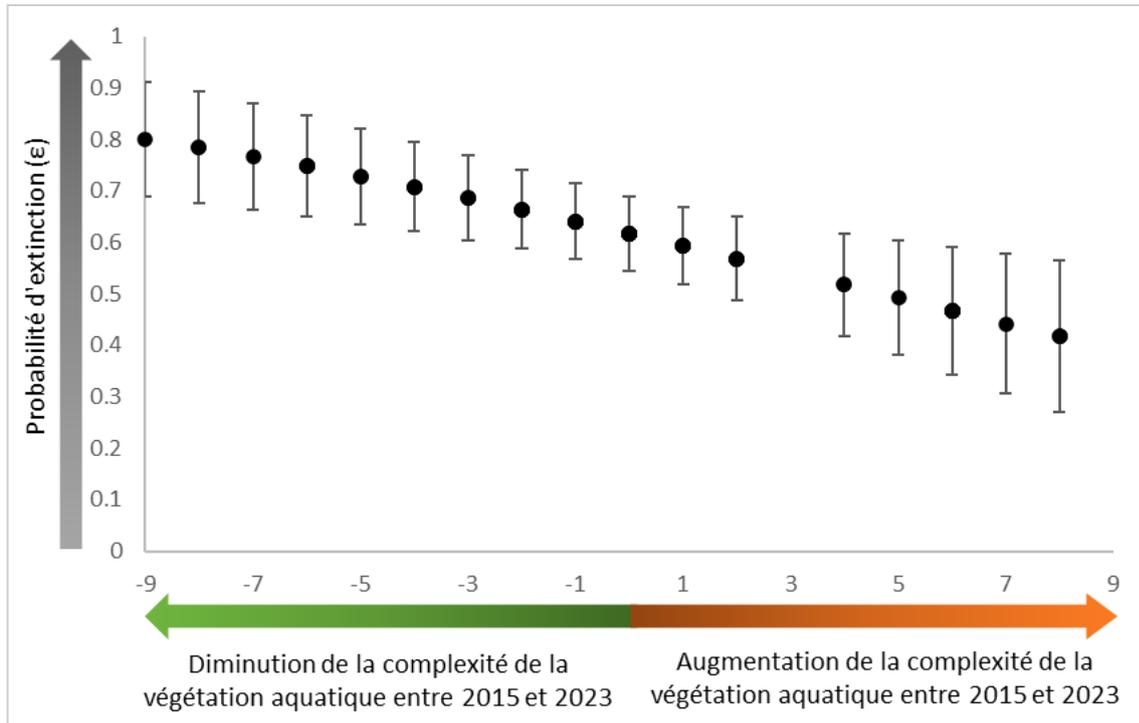
L'augmentation de l'ombrage entraîne une augmentation de la probabilité d'extinction. Une probabilité d'extinction élevée de la Rainette verte de 0,90 correspond à une augmentation de l'ombrage de 50 % (**Figure 19**).



**Figure 19** : Probabilité d'extinction de la Rainette verte en fonction de l'évolution de l'ombrage (moustaches = erreur standard).

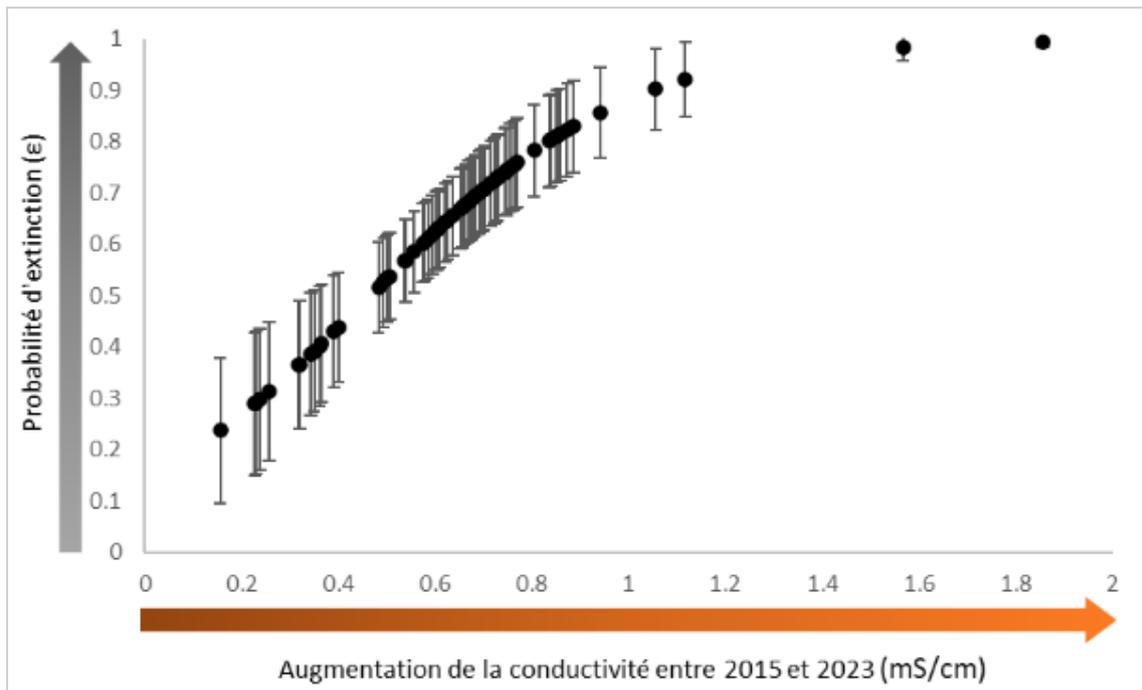
- Grenouille agile

Pour la Grenouille agile, l'augmentation de la complexité de la végétation aquatique a un effet positif en diminuant sa probabilité d'extinction (**Figure 20**).



**Figure 20** : Probabilité d'extinction de la Grenouille agile en fonction de l'augmentation de la complexité de la végétation (moustaches = erreur standard).

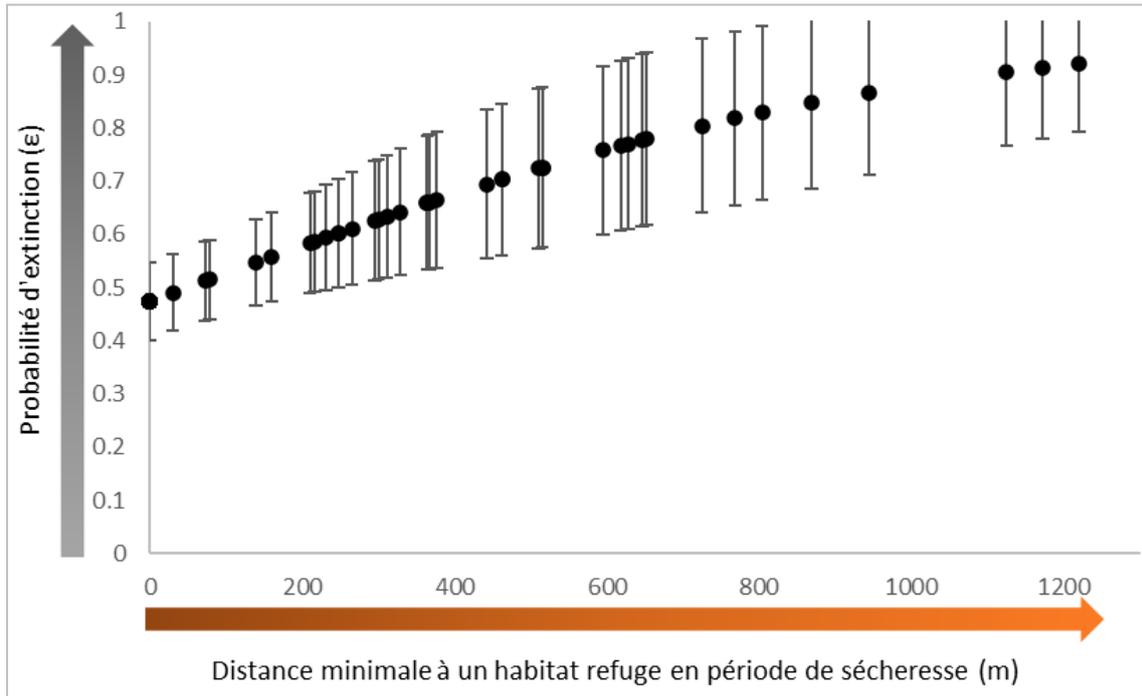
En revanche, une augmentation de la conductivité entraîne un accroissement de la probabilité d'extinction de la Grenouille agile (**Figure 21**).



**Figure 21** : Probabilité d'extinction de la Grenouille agile en fonction de la conductivité (moustaches = erreur standard).

- **Grenouilles vertes**

La distance minimale à un habitat refuge en période de sécheresse est un facteur qui influence l'occupation des Grenouilles « vertes ». Leur probabilité d'extinction est plus élevée lorsque l'habitat refuge est éloigné (**Figure 22**).



**Figure 22** : Probabilité d'extinction des Grenouilles « vertes » en fonction de l'évolution de la distance minimale à un habitat refuge en période de sécheresse (moustaches = erreur standard).

## 5.2) Analyse de la richesse taxonomique

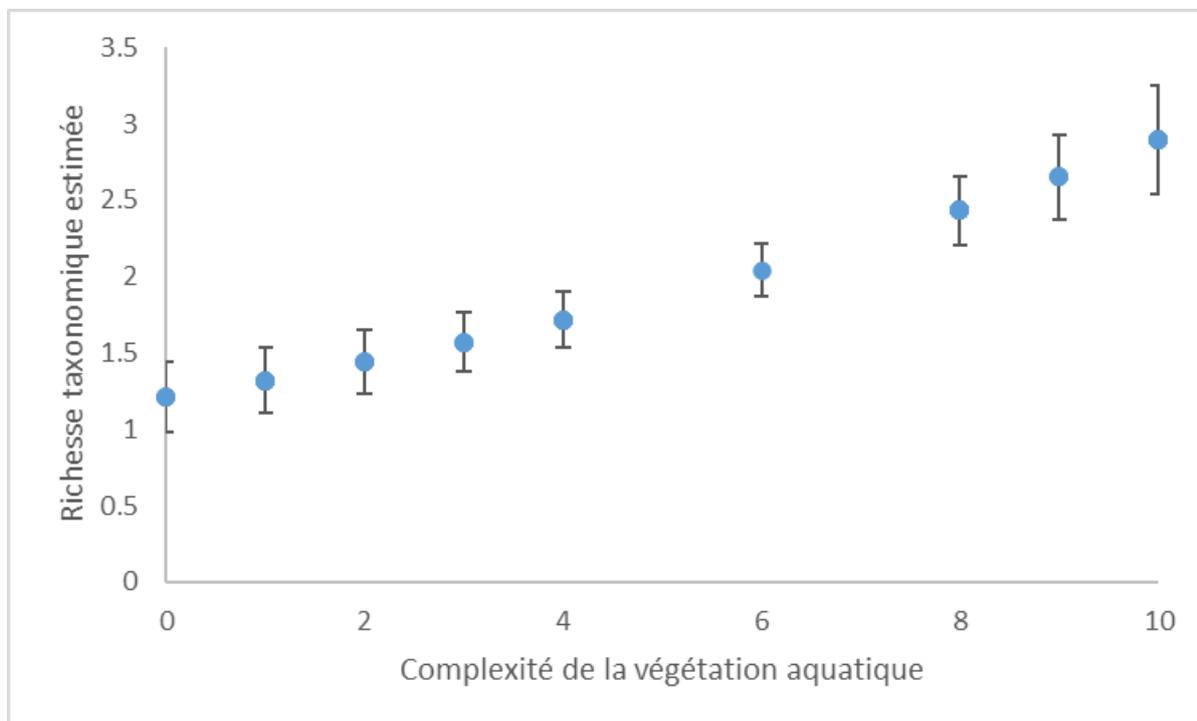
Une analyse de la richesse taxonomique a ensuite été réalisée afin de visualiser si les tendances observées dans l'analyse espèce par espèce se traduisent également au niveau de la communauté.

### a) Modélisation de la richesse taxonomique en 2023

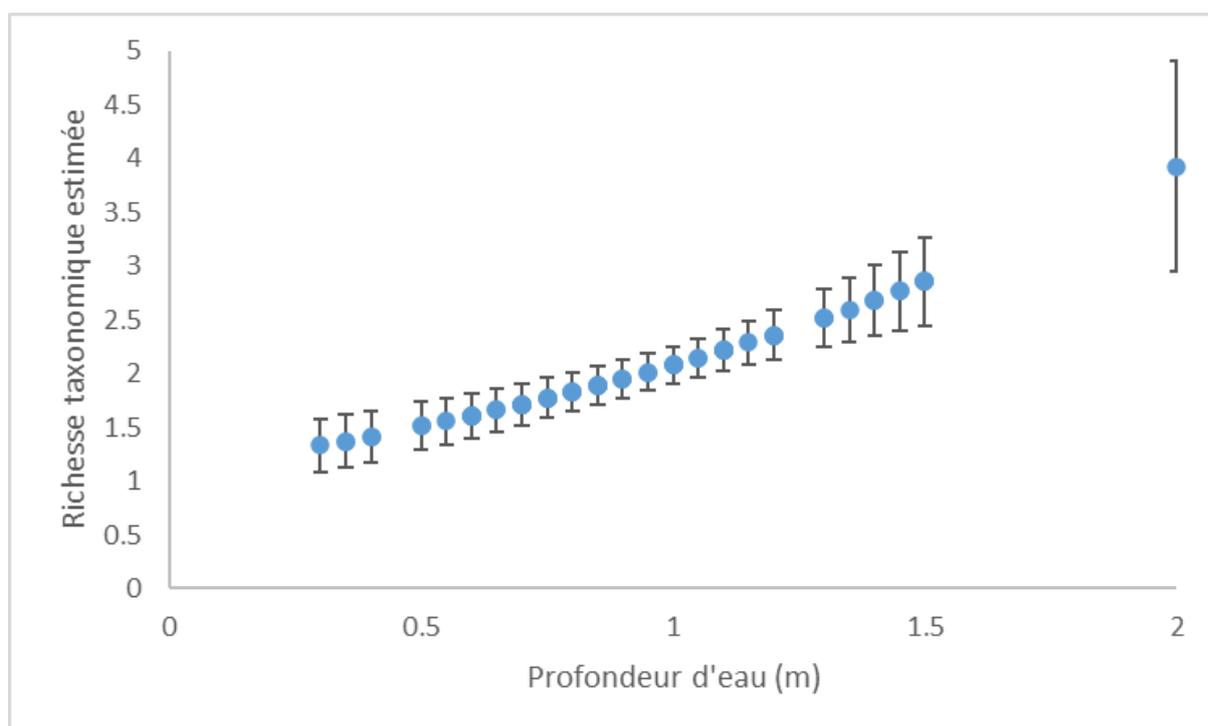
La richesse taxonomique moyenne de l'année 2023 a été modélisée par une méthode de dénombrements répétés des N-mixture de Royle (2004). Un modèle moyen a été calculé avec une richesse taxonomique moyenne estimée pour 2023 de 2,05 (erreur standard = 0,458).

Les variables sélectionnées lors de la modélisation, qui influencent la richesse taxonomique de 2023, sont : la complexité de la végétation aquatique, l'abondance d'écrevisses, la conductivité, la profondeur d'eau, la turbidité et l'épaisseur de vase.

La complexité de la végétation et la profondeur d'eau présentent un effet positif sur la richesse taxonomique. En effet, la richesse taxonomique augmente avec la complexité végétale (**Figure 23**) ainsi qu'avec l'augmentation de la profondeur d'eau (**Figure 24**).

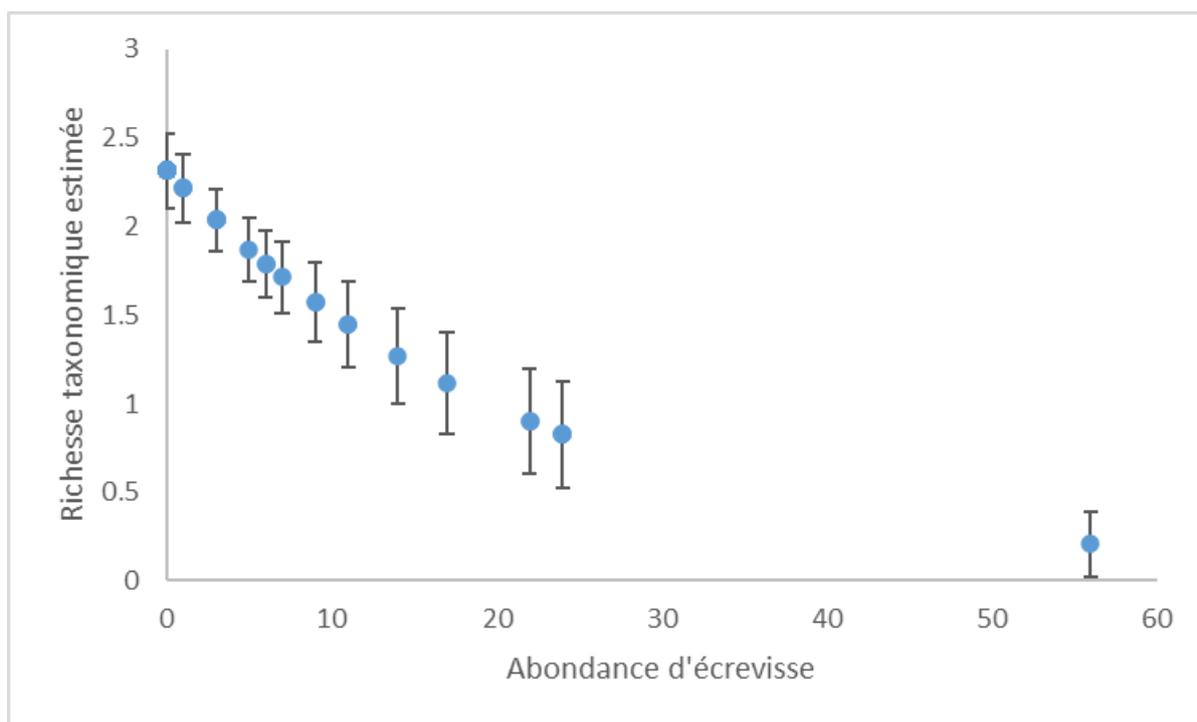


**Figure 23 :** Influence de la complexité de la végétation aquatique sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).

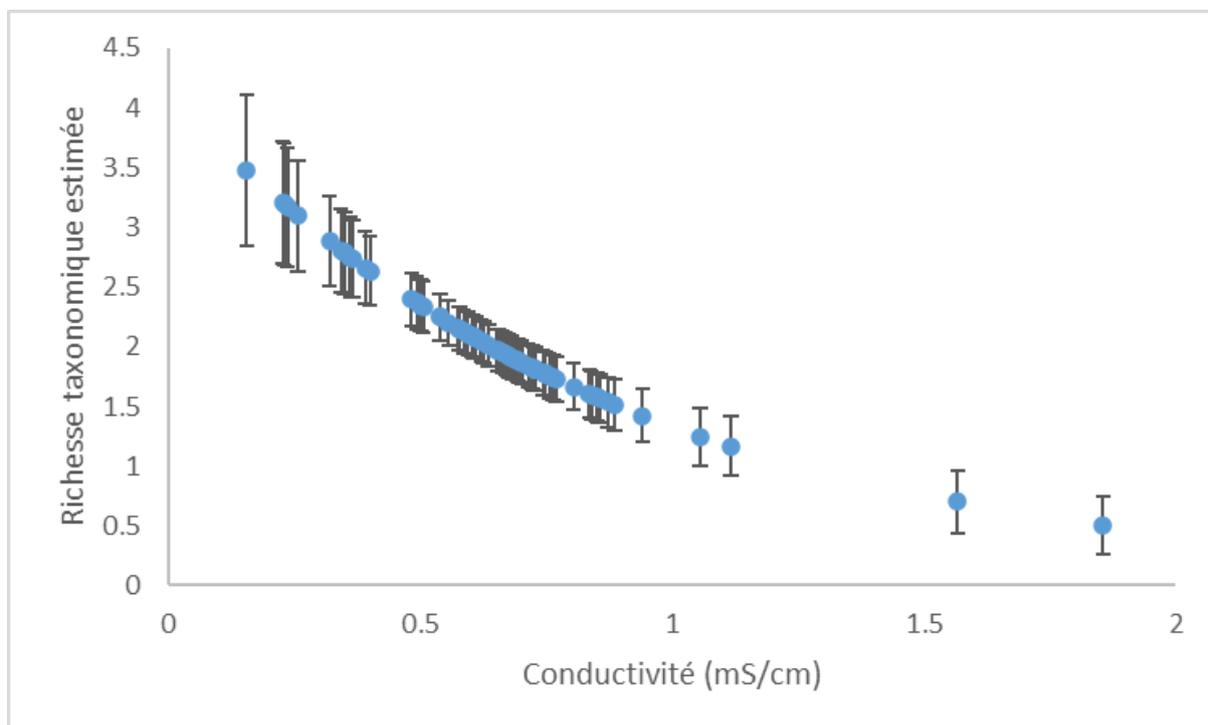


**Figure 24 :** Influence de la profondeur d'eau sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).

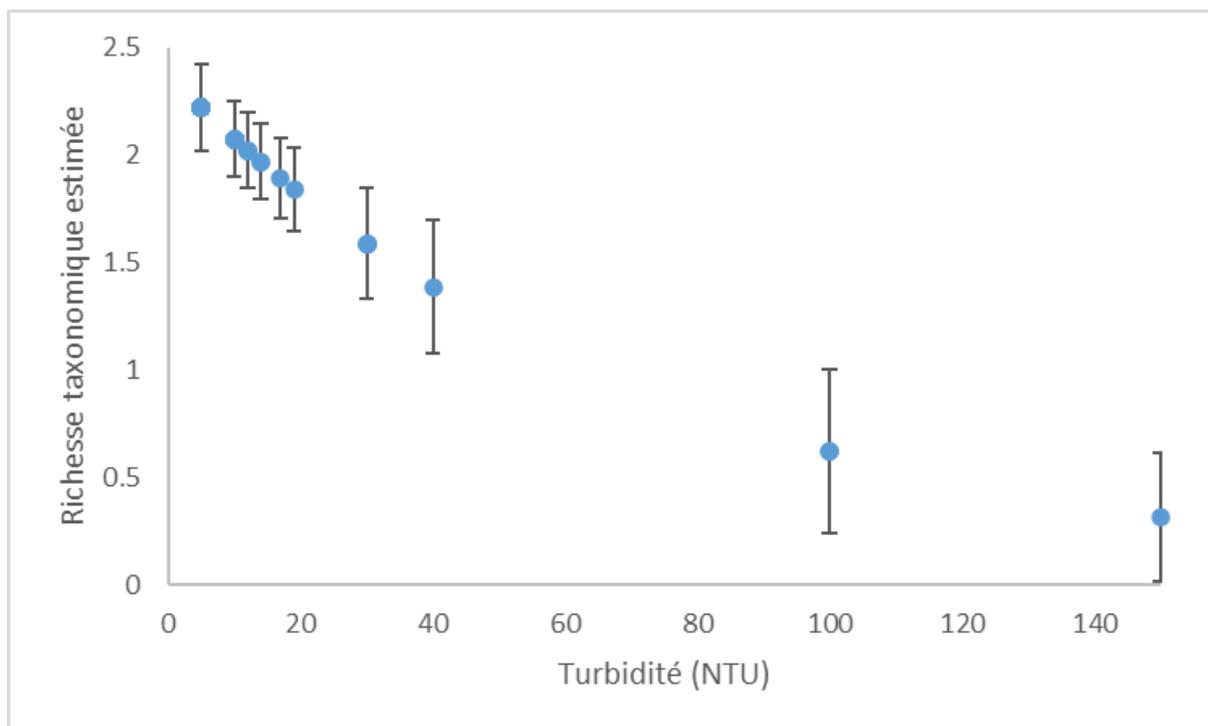
En revanche, l'abondance d'écrevisse, la conductivité, la turbidité et l'épaisseur de vase ont un effet négatif sur la richesse taxonomique (**Figure 25 à 28**).



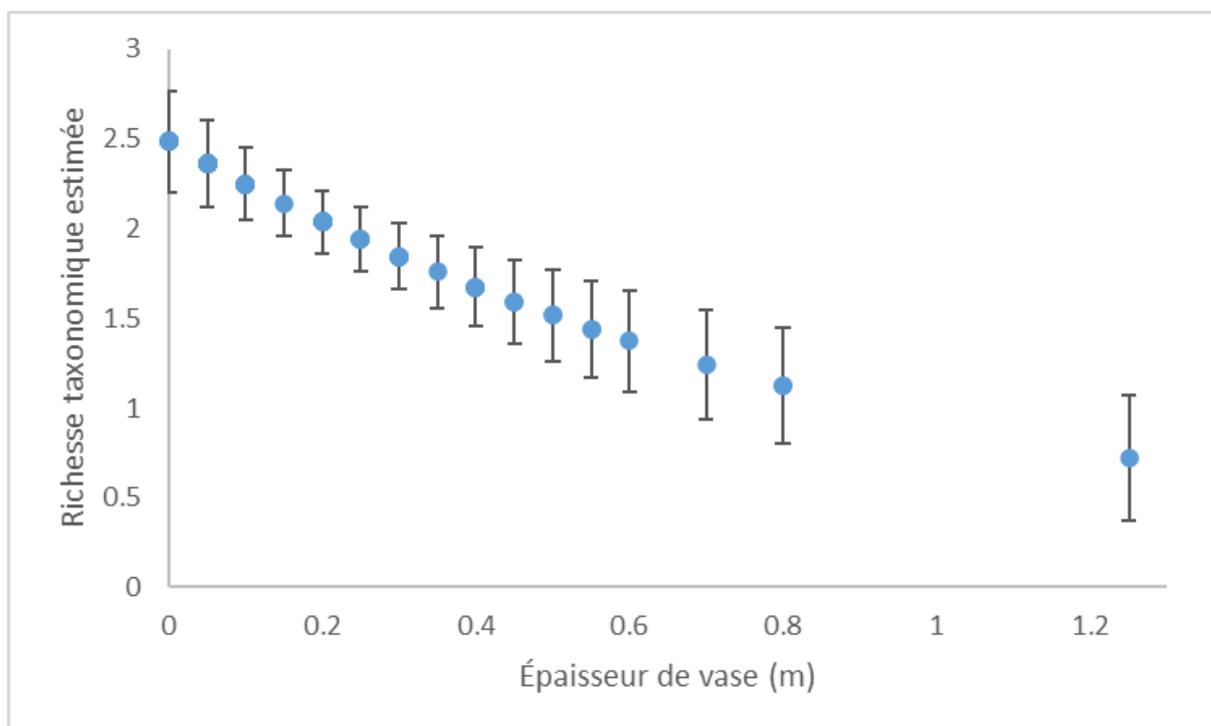
**Figure 25** : Influence de l'abondance d'écrevisse sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).



**Figure 26** : Influence de la conductivité sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).



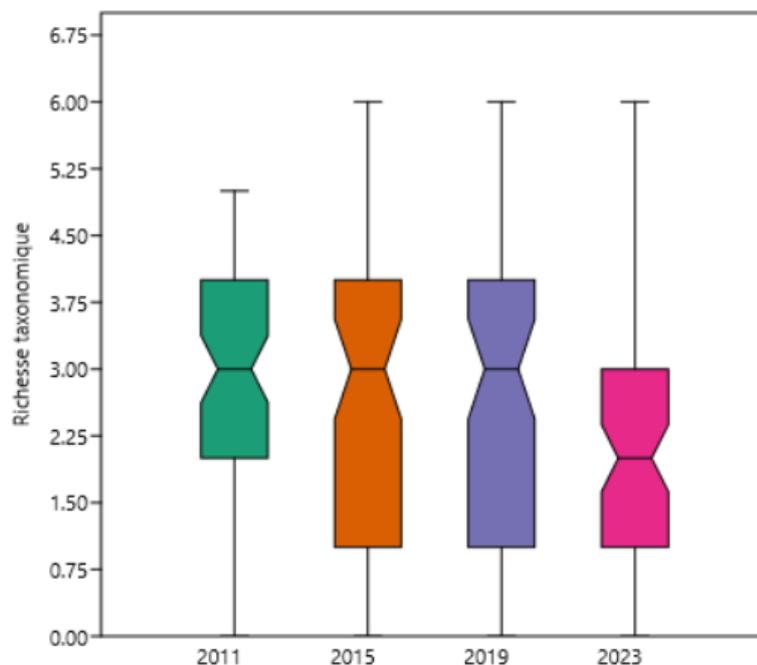
**Figure 27** : Influence de la turbidité sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).



**Figure 28** : Influence de l'épaisseur de vase sur la richesse taxonomique (moustaches = erreur standard).

## b) Comparaison de la richesse taxonomique par année

La richesse taxonomique de l'année 2023 semble moins élevée que celle des autres années du suivi, avec en moyenne environ 2 espèces par mare. L'année 2023 présente également une médiane plus faible ( $\text{médiane}_{2023} = 2$ ) par rapport aux années précédentes ( $\text{médiane}_{2011} = 3$  ;  $\text{médiane}_{2015} = 3$  ;  $\text{médiane}_{2019} = 3$ ) (**Figure 29**).



**Figure 29** : Boxplot de la richesse taxonomique par année (trait central = médiane, boxplot = 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles, moustaches = minimum et maximum).

La richesse taxonomique de l'année 2023 est significativement différente des années précédentes (**Tableau VI**). En revanche, entre 2011, 2015 et 2019, on ne constate aucune différence significative de la richesse taxonomique.

**Tableau VI**: Comparaison des richesses taxonomiques en fonction des années par des tests de Wilcoxon pour échantillons appariés (ns = non significatif et \* = degré de significativité)

Années comparées	Wilcoxon W	p-value	Significativité
2011-2015	671	0,5451	ns
2011-2019	823	0,6515	ns
2011-2023	1064	0,001685	**
2015-2019	486	0,2991	ns
2015-2023	949	0,0001731	***
2019-2023	844	0,0007054	***

## c) Influence des variables sur l'évolution de la richesse taxonomique

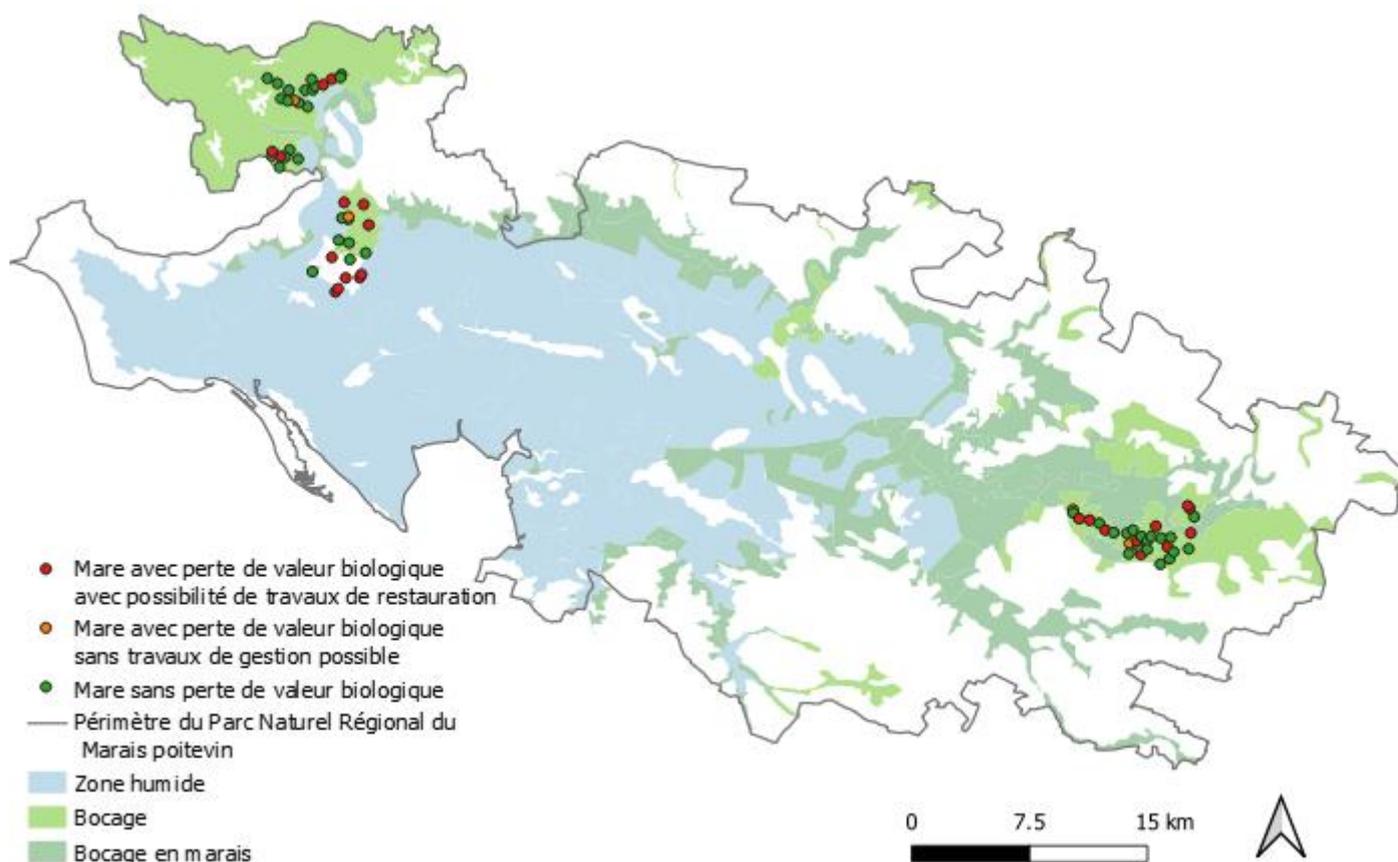
Les tests de Spearman, réalisés dans le but de comparer l'évolution temporelle de la richesse taxonomique avec l'évolution de différentes variables entre 2011 et 2023, montrent un effet significatif de l'évolution de la complexité de la végétation aquatique (**Tableau VII**). D'autre part, l'augmentation de l'ombrage influence négativement la richesse taxonomique, mais cette tendance n'est pas significative.

**Tableau VII** : Influence de l'évolution des variables sur la richesse taxonomique évaluée à l'aide de tests de Spearman (ns = non significatif et \* = degré de significativité).

	Coefficient de Spearman	p-value	Significativité
Évolution de la complexité de la végétation	0,3239	0,0062	**
Évolution de l'abondance d'écrevisses	0,1542	0,2024	ns
Évolution de la profondeur d'eau	0,0819	0,4999	ns
Évolution de l'ombrage	-0,2331	0,0520	ns
Évolution de l'épaisseur de vase	-0,1299	0,2834	ns

### 5.3) Gestion

La comparaison des valeurs biologiques de chaque mare entre 2011 et 2023 a permis de mettre en évidence 27 mares présentant une baisse de cette valeur biologique en 2023. Pour 24 de ces mares, des actions de restauration pourraient être bénéfiques (**Figure 30**).



**Figure 30** : Carte de l'évolution de la valeur biologique des mares entre 2011 et 2023 et travaux de restauration possibles

Les actions de restauration possibles sur les mares sont :

- le **débroussaillage** et l'**élagage** permettant la réouverture et la remise en lumière des mares.
- le **curage** partiel afin de limiter l'atterrissement et le comblement des mares. Il permet d'augmenter la capacité de stockage et la qualité de l'eau. Il est cependant nécessaire d'adapter la méthode et la période de curage aux espèces présentes ainsi qu'à leur cycle biologique.
- le **reprofilage** des berges de manière à conserver des pentes douces facilitant l'accès pour la batrachofaune et une partie de berges abruptes pour limiter la prédation
- la **mise en défens** de certaines zones des mares permettant l'abreuvement du bétail tout en limitant le piétinement des berges et le souillage des eaux par leurs déjections
- la **création de nouvelles mares** afin de mettre en place un réseau de mares fonctionnel et ainsi favoriser le maintien des métapopulations.

A partir d'une épaisseur de vase de 40 cm, un curage peut être nécessaire (SNPN, 2021). L'épaisseur de vase ayant un impact négatif sur la richesse taxonomique, une épaisseur de 40 cm correspond à une richesse de moins de 2 taxons. Cela a également été démontré chez le Triton palmé dont la probabilité d'extinction augmente pour cette épaisseur de vase. Pour des ombrages recouvrant plus de 70 % de la mare, la probabilité d'extinction de la Rainette verte atteint 0,9 et un élagage et un débroussaillage sont nécessaires. Enfin, pour ce qui est du reprofilage des berges, on considère qu'un minimum de 30 % des berges en pente douce est essentiel notamment pour l'accès des mares aux Amphibiens pendant la période de reproduction (Guittet *et al.*, 2015).

Des fiches conseils décrivant les quatre actions de restauration des mares sont disponibles en annexe et présentent : les objectifs, les périodes d'intervention et la méthode à privilégier (**Annexe 1**).

# DISCUSSION



Grenouille de Pérez © Thirion, OBIOS

## 6) Discussion

Le suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin mis en place depuis 2011 a permis d'évaluer l'occupation des espèces et d'estimer les tendances des populations.

### *Tendance des différentes espèces d'Amphibiens*

Sur l'ensemble du suivi, 3 espèces accusent une baisse importante de leur occupation dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2023 : la Grenouille agile, la Rainette verte et la Grenouille « verte » et dans une moindre mesure, le Triton palmé. En revanche, l'occupation du Triton marbré a légèrement augmenté par rapport à 2011 (**Tableau VIII**).

Le déclin le plus marqué est celui de la Rainette verte, passant d'une occupation de 61 % en 2011 à 11 % en 2023. De plus, les extinctions ne sont pas compensées par des colonisations puisqu'aucune nouvelle mare n'a été colonisée et les mares où l'espèce avait disparu n'ont pas été recolonisées depuis. Ce déclin à mettre en parallèle avec les observations dans la partie du marais mouillé du Marais poitevin où l'espèce semble de plus en plus localisée aux bocages les plus préservés. Ce constat pourrait être lié aux exigences écologiques élevées de la Rainette verte, notamment en termes de chimie de l'eau (Pellet *et al.*, 2004). Les analyses ont montré que le maintien de la Rainette verte passe par l'ensoleillement de l'habitat aquatique, permettant aussi le développement d'une végétation aquatique complexe.

L'occupation de la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. dans les mares de bordures du Marais poitevin diminue de 73 % en 2015 à 35 % en 2023. Ce constat est principalement lié à des extinctions dans des mares où le taxon était présent depuis 2011. Cette tendance négative semble confirmer des observations et ressentis de terrain, notamment de riverains qui s'étonnent de ne plus entendre de chant de Grenouilles au cours de l'été. Cependant, l'occupation de la Grenouille « verte » semble variable d'une année à l'autre, avec par exemple la colonisation en 2019 de mares où elle n'était pas présente en 2015. Les fortes probabilités d'extinction et de colonisation pourraient donc indiquer un « turn-over » important sur un réseau de mares. Ce turn-over des Grenouilles « vertes » en fonction des années de reproduction a également été noté dans le suivi à l'échelle du Marais poitevin (Thirion *et al.*, 2023). Dans les mares de bordure, la probabilité d'extinction de la Grenouille « verte » augmente avec l'éloignement des habitats « refuges ».

Les occupations de la Grenouille agile et du Triton palmé diminuent au fil des années dans les mares de bordure du Marais poitevin. L'occupation estimée pour la Grenouille agile en 2023 est de 26 % contre 65 % en 2015.

Un déclin marqué du nombre de pontes de Grenouille agile a été mis en évidence dans les populations du Marais poitevin, en lien avec des paramètres météorologiques (Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin), comme cela avait été également démontré par Meek (2008) dans un réseau de mares en bordure du marais. Dans les mares de bordure, la probabilité d'extinction de la Grenouille agile augmente avec la conductivité, tandis qu'une végétation aquatique complexe permet de diminuer la probabilité d'extinction de cette espèce.

Pour le Triton palmé, le déclin de son occupation est moins marqué. Les analyses ont montré une légère diminution de 10 % de son occupation entre 2011 et 2023, passant de 72 %

à 62 %. Sa probabilité d’extinction augmente avec l’abondance de l’Ecrevisse de Louisiane alors qu’elle diminue avec la complexité de la végétation aquatique. En 2015, la densité de tritons adultes avait été comparée à la densité d’écrevisses montrant qu’une abondance de 2 individus pour 10 minutes de pêche correspond à une densité d’écrevisses nulle ou très faible (Thirion *et al.*, 2016).

Pour le Triton marbré, on observe une augmentation de l’occupation entre 2011 et 2023. Cette augmentation pourrait être due à une évolution du protocole en 2015 ayant permis d’améliorer la détection de cette espèce.

**Tableau VIII** : Evolution de l’occupation des Amphibiens des mares de bordures entre 2011 et 2023 : petite flèche rouge : déclin modéré ; grande flèche rouge : déclin important ; petite flèche verte : augmentation modérée.

	Mares de bordure 2011-2023
Triton palmé	
Triton marbré	
Rainette verte	
Grenouille agile	
Grenouille verte	

### ***Richesse taxonomique des mares de bordure du Marais poitevin***

La richesse taxonomique moyenne des mares de bordure n’a pas évolué de manière significative entre 2011 et 2019, cependant, une baisse significative est notée en 2023. En 2019, la richesse moyenne s’élevait à 2,32 taxons par mare (Thirion *et al.*, 2019b) avec une médiane de 3 taxons, alors qu’en 2023, elle ne s’élève plus qu’à 2,05 taxons par mare avec une médiane de 2 taxons. En 2023, plusieurs variables environnementales présentent une influence sur la richesse taxonomique. La complexité de la végétation aquatique et la profondeur d’eau ont un impact positif sur la richesse taxonomique des mares, tandis que l’abondance en écrevisses, la conductivité et la turbidité avaient un impact négatif.

## ***Facteurs influençant l'occupation des Amphibiens***

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les principaux facteurs influençant l'occupation des Amphibiens sont la complexité de la végétation aquatique et l'abondance d'écrevisse, mais aussi l'ombrage et la conductivité de l'eau.

**La complexité de la végétation aquatique** est en effet une variable qui a un poids important pour expliquer l'évolution de l'occupation des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2023. Les analyses réalisées montrent que les probabilités d'extinction du Triton palmé, du Triton marbré et de la Grenouille agile augmentent lorsque les herbiers aquatiques se dégradent. Les herbiers aquatiques ont un rôle important pour la biodiversité des mares, puisqu'ils constituent à la fois une ressource alimentaire, un abri contre les prédateurs et un site de fixation pour les larves d'Amphibiens et les invertébrés (Diaz Paniagua, 1985 ; Haury & Bagliniere, 1996 ; Guest, 1997). Une diminution du couvert de cette végétation aquatique peut être due à plusieurs causes, telles que : des conditions environnementales défavorables ; une augmentation de l'ombrage ; une augmentation de leur consommation, des pratiques de gestion inadaptées...

**L'ombrage** a également un impact sur la biodiversité aquatique (Shaw *et al.*, 2015) et a notamment un effet négatif sur la distribution des Amphibiens (Hamer & Parris, 2011). Dans les mares de bordures du Marais poitevin, la probabilité d'extinction de la Rainette verte est très élevée lorsque l'ombrage augmente de plus de 50 %. En effet, il a été montré que le temps d'ensoleillement des mares a un effet sur le succès de reproduction de la Rainette verte (Friedl & Klump, 2002). Les mares sont des milieux qui évoluent dans le temps et tendent à se fermer par le développement d'une végétation ligneuse sur les berges. Cette fermeture s'accompagne d'une augmentation de l'ombrage et d'assèchements plus fréquents qui sont défavorables à la végétation aquatique. De plus, l'exposition des mares au soleil est une variable importante, qui favorise la richesse en Amphibiens (Ficetola & De Bernardi, 2004).

**L'abondance d'Ecrevisse de Louisiane** est une variable qui a un poids important dans la modélisation pour expliquer l'évolution de l'occupation des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2023. Les espèces les plus impactées par l'augmentation de la densité d'Ecrevisse de Louisiane sont le Triton palmé et le Triton marbré, comme cela a également été montré dans un réseau de mares du Pays-Bas charentais (Thirion, *in litt.*). L'Ecrevisse de Louisiane est une espèce envahissante exotique qui a été notée pour la première fois dans le Marais poitevin, en 1997 dans un fossé de ceinture du canal de Marans-La Rochelle puis en 2000 dans le Canal du Curé (Robin, 2005) et en 1999 dans le Curé (Baron, com. pers.). Depuis, cette espèce a été notée dans l'ensemble du Marais poitevin. L'impact de l'Ecrevisse de Louisiane peut en partie expliquer l'évolution de l'occupation spatiale des Amphibiens, puisqu'en effet, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes est une cause importante du déclin des Amphibiens (Semlitsch, 2003). La prédation de l'Ecrevisse de Louisiane sur les Amphibiens (adultes, pontes et larves) entraîne une diminution importante des effectifs dans les populations (Delibes & Adrián, 1987 ; Cruz *et al.*, 2008 ; Ficetola *et al.*, 2011), mais également un impact indirect défavorable en consommant la végétation aquatique (Carey *et al.*, 2003). La propagation de l'Ecrevisse de Louisiane dans le réseau de mares de bordure du Marais poitevin va s'amplifier ces prochaines années entraînant des densités importantes avec pour conséquences des impacts majeurs sur la biodiversité.

**La conductivité de l'eau** exerce également une influence sur l'occupation de certaines espèces, telle que la Grenouille agile dont la présence est favorisée lorsque la conductivité est faible. Dans les systèmes d'eau douce la conductivité est influencée par la présence d'ions dans la colonne d'eau (Wetzel & Likens, 2000) et pourrait être considéré comme une mesure indirecte de la pollution organique des paysages ruraux (Pellet *et al.*, 2002). Les Amphibiens étant dotés d'une peau particulièrement perméable, leur exposition à une conductivité importante peut avoir un impact négatif sur leur croissance, leur développement (Gómez-Mestre & Tejedo, 2002 ; Snodgrass *et al.*, 2008) et leur survie (Sanzo & Hecnar, 2006).

### ***Gestion des mares de bordure***

La comparaison des valeurs biologiques relevées entre 2011 et 2023 montrent que 37 % des mares de bordure du Marais poitevin pourraient faire l'objet d'actions de gestion favorables aux Amphibiens. Ces actions de gestion (débroussaillage, mise en défens, curage...) pourraient être mises en place par le Parc Naturel Régional du Marais poitevin ces prochaines années. L'impact de cette gestion pourra être évaluée par la poursuite du suivi des communautés d'Amphibiens, dont la prochaine période d'étude se déroulera en 2027.

### ***Conclusion***

En conclusion, les suivis menés dans les mares de bordure du Marais poitevin illustrent le déclin de plusieurs espèces d'Amphibiens depuis 2011. Ce déclin est tout particulièrement marqué pour la Rainette verte, la Grenouille agile, les Grenouilles « vertes » et le Triton palmé.

Ce déclin est dû à des évolutions de l'habitat de reproduction mais également à des changements plus globaux comme le réchauffement climatique qui induit une augmentation des sécheresses, comme celle très marquée en 2022. La préservation de la qualité de l'habitat de reproduction et les éléments favorables au maintien de l'habitat terrestre des espèces (paysage) permettront d'estomper les effets du réchauffement climatique. Pour cela, la mise en place d'actions de gestion conservatoire par le Parc Naturel Régional du Marais poitevin permettra d'assurer le maintien d'un réseau de mares favorables aux Amphibiens.

# BIBLIOGRAPHIE



La Grenouille agile *Rana dalmatina* est une grenouille brune très ubiquiste sur ces zones de reproduction  
© Thirion, OBIOS.

# Bibliographie

Akaike, H. (1974). A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, **19** : 716-722.

Burel, F. & Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage*. Concepts méthodes et applications, Paris, Tec & Doc. 362 p.

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. 2nd ed., Springer-Verlag, New-York. 488 p.

Carey, C., Bradford, D. F., Brunner, J., Collins, J. P., Davidson, E., Longcore, J. Ouellet, M., Pessier, A. & Schock, D. (2003). Biotic factors in amphibian population declines. Pp 153-208. In: Linder, G., Krest, S. K. & Spurling, D. W. (eds). *Amphibian decline: An Integrated Analysis of Multiple Stressor Effects*. Pensacola, FL: Setac Press. 368 p.

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*. *Herp. J.*, **18** : 197-204.

Couturier, T., Cheylan, M., Bertolero, A., Astruc, G. & Besnard, A. (2013). Estimating abundance and population trends when detection is low and highly variable: a comparison of three methods for the Hermann's tortoise. *The Journal of Wildlife Management*, **77** : 454-462.

Dail, D. & Madsen, L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics*, **67** : 577-587.

Delibes, M. & Adrián, I. (1987). Effects of crayfish introduction on Otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, **42** : 153-159.

Díaz-Paniagua, C. (1985). Larval diets related to morphological characters of five Anuran species in the biological reserve of Doñana (Huelva, Spain). *Amphibia-Reptilia*, **6** : 307-322.

Doré, F., Réthoré, A., Texier, A. & Sudraud, J. (2011). Mise en place d'un suivi à long terme des Amphibiens des mares bocagères du Marais poitevin.

Duellman, W.E. (1999). *Patterns of distribution of amphibians, a global perspective*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 633 p.

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. *Divers. Distrib.* **17** : 1141–1151.

Ficetola, G. F. & De Bernardi, F. (2004). Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, **119**: 219-230.

Friedl, T. W. P. & Klump, G. M. (2002). The vocal behaviour of male European treefrogs (*Hyla arborea*): implications for inter- and intrasexual selection. *Behaviour*, **139** : 113–136.

- Gomez-Mestre, I. & M., Tejedo (2002). Geographic variation in asymmetric competition: a case study with two larval anuran species. *Ecology*, **83** : 2102–2111.
- Guest, J.P. (1997). Biodiversity in the ponds of lowland North-west England. Pp 49-58. In: Boothby, J. (eds). *British pond landscapes, action for protection and enhancement*. The Pond Life project, Liverpool. 177 p.
- Guittet, V., Laporte, M., Seguin, S. & Zimolo, A. (2015). *Prendre en compte la préservation des mares dans la gestion forestière - Guide pratique*. SNPN/CRPF. 24 p.
- Hamer, A. & Parris, K. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, **21** : 378-390.
- Haury, J. & Bagliniere, J.-L. (1996). Les macrophytes, facteur structurant de l'habitat piscicole en rivière à salmonidae : étude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-sud). *Cybium*, **20** (3) : 111-127.
- Hines, J. E. (2006) – PRESENCE 2.13.47. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC : <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Hopkins, G. R., Brodie, E. D Jr. & French, S. S. (2014). Developmental and evolutionary history affect survival in stressful environments. *PLoS One* **9**: e95174. doi: 10.1371/journal.pone.0095174
- IUCN (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Consulté le 20 décembre 2023.
- Kery, M., Royle, J. A., & Schmid, H. (2005). Modeling Avian Abundance from Replicated Counts Using Binomial Mixture Models. *Ecological Applications*, **15** (4) : 1450-1461.
- Lachavanne J. B., Juge R. & Perfetta J. (1995). *Structure des peuplements de macrophytes* In Pourriot R., Meybeck M., Champ P., Arcady-Meyer J. (eds) Limnologie générale. Masson, Paris. 474 – 493.
- Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K. *et al.* (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, **622** : 308–314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling, Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, Academic Press. 324 p.
- Meek, R. (2018). Temporal trends in agile frog *Rana dalmatina* numbers : results from a long- term study in western France. *Herpetological Journal*, **28** : 117-122.
- Miaud C. & Muratet J. (2004). *Identifier les œufs et larves des amphibiens de France*. Techniques et Pratiques, INRA Editions. 200 p.
- Myre, E. & Shaw, R. (2006). The turbidity tube : simple and accurate measurement of turbidity in the field. Requirements of CE 5993 *Field Engineering in the Developing World*

- and FW 5770 *Community Planning and Analysis*. Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan Technological University. 15 p.
- Pellet, J., Dubey, S. & Hoehn, S. (2002). Les amphibiens du bassin de l'Aubonne : distribution et analyse d'habitat. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, **88** (1) : 41-57.
- Pellet, J., Hoehn, S. & Perrin, N. (2004). Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland. *Biodiversity and Conservation*, **13** : 2227-2235.
- Ray, N., Lehmann, A. & Joly, P. (2002). Modelling spatial distribution of amphibian populations : a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, **11** : 2143-2165.
- Robin, O. (2005). Populations d'écrevisses et régulation des espèces exotiques en Charente-Maritime. *estuaria*, **6** :171-177.
- Royle, J.A. & Nichols, J. D. (2003). Estimating Abundance from Repeated Presence-Absence Data or Point Counts. *Ecology*, **84** (3) : 777-790.
- Royle, J.A. (2004). N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics*, **60** : 108-115.
- Royle, J.A. & Dorazio, R.M. (2008). *Hierarchical modeling and inference in ecology*. Academic Press, London. 444 p.
- Sanzo, D. & Hecnar, S. J. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, **140** (2) : 247-256.
- Semlitsch, R.D. (ed.) (2003). *Amphibian conservation*. Smithsonian, London. 324 p.
- Shaw, R. F., Johnson, P. J., Macdonald, D. W. & Feber, R. E. (2015). Enhancing the Biodiversity of Ditches in Intensively Managed UK Farmland. *PLoS ONE* **10** (10) : e0138306. doi:10.1371/journal.pone.0138306
- Simon, E., Puky, M., Braun, M. & Tóthmérész, B. (2011). *Frogs and toads as biological indicators in environmental assessment*. In *Frogs : Biology, Ecology and Uses*. James L. Murray. pp 141-150.
- Snodgrass, J., Casey, R., Simon, J. A. & Gangapura, K. (2008). Ecotoxicology of Amphibians and reptiles in urban environments: An overview of potential exposure routes and bioaccumulation. *Herpetological Conservation*, **3** : 177-196.
- Thirion, J.-M., Texier, A., Doré, F., Vollette, J., Boissinot, A., Bracco, S., Guéret, J.P., Palier, S., Sudraud, J. & Trotignon, P. (2010). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult, 31 p.
- Thirion, J.-M. & Evrard, P. (2012). *Guide des Reptiles et Amphibiens de France*. Belin, Paris. 223 p.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Doré, F., Tullié, L. & Texier, A. (2013). *Suivi des populations de Grenouilles brunes du Marais poitevin 2012-2013*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 32 p.

Thirion, J.-M., Texier, A., des Touches, H., Doré, F., Guéret, J.-P., Sudraud, J. & Vollette, J. (2015). *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin 2012-2015*. Parc Naturel Régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 35 p.

Thirion, J.-M., Gouraud, C., Vollette, J., Texier, A. Doré, F. & Sudraud, J. (2016). *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011- 2015*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 38 p.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Trotignon, P., Sudraud, J., Mercier, P. & Texier, A. (2018). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin. 2010-2018*. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, OBIOS, Parc Régional du Marais Poitevin, Pont l'Abbé d'Arnoult. 86 p.

Thirion, J.-M., Texier, A., Doré, F., Moneuse, S., Sudraud, J. & Vollette, J. (2019a). *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais poitevin 2012-2019*. Parc Naturel Régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 36 p.

Thirion, J.-M., Moreau, L., Vollette, J., Texier, A. Doré, F. & Sudraud, J. (2019b). *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011- 2019*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 66 p.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Doré, F., Tullié, L. & Texier, A. (2020). *Suivi des populations de Grenouilles brunes du Marais poitevin 2009-2019*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 36 p.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Sudraud, J., Bruneau, M. Trotignon, P., Blanc J.-F. & Ruaud, A. (2022). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin 2010-2022*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 88 p.

Thirion, J.-M., Texier, A., Ruaud, A., Bruneau, M., Sudraud, J. & Vollette, J. (2023). *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais poitevin 2012-2023*. Parc Naturel Régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 39 p.

UICN France (2015). *La Liste rouge des espèces menacées en France – Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. UICN, France. 12 p.

Wake, D. B. & Morowitz, H. J. (eds) (1991). Declining amphibian populations – a global phenomenon ? Findings and recommendations. *Alytes*, **9** (2) : 33-42.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (2000). Nitrogen, Phosphorus, and Other Nutrients, *In Limnological Analyses, 3rd Edition*. Springer, New York, pp. 85-113.

# Annexes

## Annexe 1 : Fiches conseils des quatre actions de restauration des mares envisageables

### Fiche conseil n°1

#### Curage des mares

##### Pourquoi ?

Au fil du temps, l'épaisseur de vase des mares augmente menant à son comblement. Lorsque l'épaisseur de vase dépasse 40 cm, un curage peut être envisagé.



Mare en comblement avant curage



Mare après curage

##### Objectifs :

- Augmenter la hauteur d'eau
- Favoriser le développement de la végétation aquatique
- Conserver et favoriser la diversité des espèces faunistiques et floristiques qui vivent dans ou en bordure des mares

##### Actions :

- Retirer la vase sur les deux tiers maximum de la mare ou bien retirer un premier tiers une année puis un second deux ans plus tard. Permet de conserver des zones refuges pour les différents organismes vivants présents dans les mares et conserver une partie de la réserve de graine.
- Diversifier les profondeurs (créer des zones refuge qui restent en eau lorsque le niveau diminue)
- Un reprofilage des berges peut être réalisé simultanément (voir fiche n°2)



##### Coût estimé :

600 à 800 € /mare de 100 m<sup>2</sup>

##### Précautions :

- Ne pas percer la couche d'argile assurant l'imperméabilité de la mare
- Si des zones de végétation aquatique sont présentes, les conserver pour limiter l'impact sur cette dernière
- Limiter également l'impact sur les berges en limitant les allers-retours avec la pelleteuse (affaissement des berges)
- Pour éviter aux vases de se redéposer dans la mare en cas de forte pluie, les vases doivent être déposées à une distance minimale de 20m en contre-bas de la mare

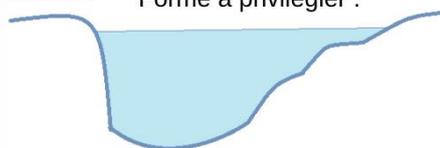
##### Devenir des matières extraites :

- Export des vases
- Ou dépôt des vases à proximité de la mare

##### Forme à éviter :



##### Forme à privilégier :

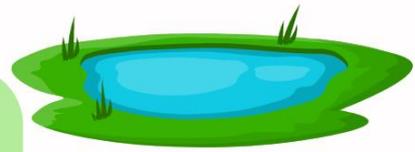


##### Période d'intervention :

- Septembre à novembre après la période de reproduction de la plupart des espèces faunistiques et floristiques mais avant l'arrivée de certaines espèces animales dans la mare pour passer l'hiver.

# Fiche conseil n°2

## Reprofilage des berges



### Pourquoi ?

Les berges abruptes présentent différents inconvénients :

- Sensibilité à l'érosion et à l'effondrement
- Limitent l'implantation des différents niveaux de végétation
- Limitent l'accès à l'eau pour la faune



Mare avec des pentes 100% abruptes sans végétation aquatique

### Objectifs :

- Favoriser le développement de la végétation de la berge
- Faciliter l'accès aux Amphibiens (notamment en période de reproduction)
- Faciliter l'abreuvement de la faune sauvage
- Faciliter la sortie des petits animaux tombés à l'eau
- Limiter les risques d'effondrement des berges

### Actions :

- Adoucir la pente des berges (angle  $<45^\circ$ ) sur au moins un tiers des berges ou travailler sur des berges en escalier (voir "formes à privilégier")

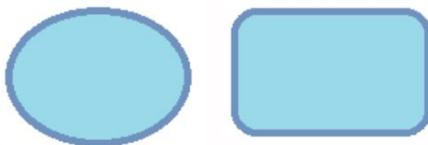
Intervenir si possible sur les berges côté nord, exposées sud donc bien ensoleillées ce qui favorise le développement de la végétation de la rive

- Possibilité de redessiner les contours de la mare de manière irrégulière permettant de créer différents microhabitats et donc favoriser une plus forte diversité écologique

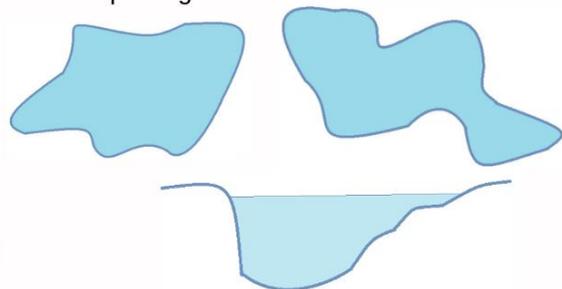


Mare avec des pentes douces riche en végétation aquatique

### Formes à éviter :



### Formes à privilégier :



### Précautions :

Conserver des zones de berge abruptes (au moins un tiers) avec une profondeur d'eau plus importante ce qui permettra de conserver une zone refuge.

### Période d'intervention :

- Septembre à novembre

# Fiche conseil n°3

## Élagage/débroussaillage

### Pourquoi ?

La végétation des berges se développe et l'ombrage de la mare peut devenir trop important. Les branches situées au dessus de la mare entraînent un apport de matière organique accrue (feuilles et branches mortes) participant au comblement de la mare.

Lorsque l'ombrage dépasse 70% de la surface de la mare, cette action peut être envisagée.



### Objectifs :

- Augmenter l'ensoleillement de la mare qui favorise le développement de la végétation rivulaire et aquatique
- Réduire l'apport de matière organique en limitant l'apport de feuilles et de branches mortes
- Limiter l'envahissement de la surface de l'eau par les lentilles

### Coût estimé :

200 à 1000€ en fonction de la taille du chantier

### Actions :

- Coupe des branches situées au-dessus de la mare
- Abattage d'une partie des arbres autour de la mare si trop abondants



Mare avant élagage en 2019



### Devenir des branchages:

Les branches et feuillages coupés peuvent être disposés à quelques mètres de la mare afin de créer des habitats refuge pour certaines espèces animales comme les Amphibiens.

### Période d'intervention :

- Septembre à décembre (après période de reproduction de la plupart des espèces animales pouvant nicher dans les arbres et période à laquelle les arbres perdent la majorité de leurs feuilles facilitant le travail)



Mare après élagage en 2023

# Fiche conseil n°4

## Mise en défens de la mare

### Pourquoi ?

Les mares servent principalement d'abreuvoir et les bovins ont tendance à stagner aux abords de la mare créant à la fois un surpiétinement des berges et une contamination de la mare par leurs déjections.



Mare partiellement clôturée



Seul accès à la mare

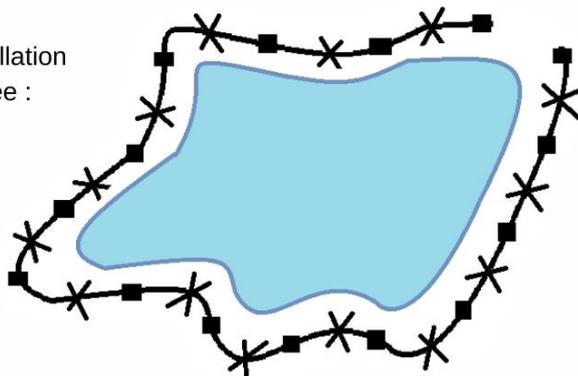
### Objectifs :

- Permettre l'abreuvement de la faune sauvage et du bétail tout en limitant leur impact sur la mare
- Limiter les risques sanitaires pour le troupeau

### Action :

- Installation d'une clôture à environ 1,50m des berges de la mare en ne laissant qu'un accès limité à la mare qui permettra aux animaux de venir s'abreuver sans y stagner

Exemple d'installation recommandée :



### Période d'intervention :

- Toute l'année

### Coût estimé :

20 à 50€ mètre linéaire

# Fiche conseil n°5

## Création de mare

### Pourquoi ?

Les mares sont le lieu de vie et de reproduction d'un certains nombres d'espèces de flore et de faune (Amphibiens, Odonates,...). On constate, depuis le XXe siècle, une régression du nombre de mares notamment dû à la perte de leurs usages. En effet, autrefois, elles étaient très utilisées par l'Homme pour l'abreuvement du bétail, comme réserve d'eau pour la maison, réserve à incendie ou encore comme vivier à poisson.

Cette régression entraîne un isolement des mares restantes conduisant à un isolement des populations présentes dans ces milieux et donc à un appauvrissement génétique. C'est notamment le cas pour les Amphibiens qui effectuent leur reproduction dans les mares et qui présentent une capacité de dispersion relativement faible, généralement inférieure à 400m.

La création de mares pour former un réseau peut donc s'avérer essentielle au maintien de certaines populations.



**Coût estimé :**  
9 à 13 €/m<sup>3</sup>

### Objectifs :

- Créer des milieux essentiels pour la faune et la flore sauvage des zones humides
- Créer un réseau de mares fonctionnel et donc favoriser le maintien des métapopulations (dans l'idéal, 13 mares pour 100 ha / 400m entre les différentes mares)

### Actions :

- Les mares doivent respecter certains critères :
  - Varier les profondeurs (voir fiche n°1)
  - Veiller à réaliser des formes de berges sinueuses (voir fiche n°2)
  - Au moins un tiers des berges doivent être en pente douce (voir fiche n°2)
  - Créer la mare sur une zone de source ou qui capte l'eau de ruissellement
  - Si le sol est suffisamment argileux, il ne sera pas nécessaire d'imperméabiliser la mare. Dans le cas contraire, une bâche devra être installée.

### Période d'intervention :

- Toute l'année (hors période de gel)  
Une intervention avant l'automne permettra un remplissage naturel de la mare