



Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin 2010-2018



Observatoire
du patrimoine naturel
du Marais Poitevin



Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin 2010-2018

Coordinateur du pôle et rédacteur : Jean-Marc THIRION, OBIOS

Coordinateur administratif pour le PNR du Marais poitevin : Alain
TEXIER

Avec la participation :

- Charente-Maritime (OBIOS) : Julie VOLLETTE, Yannis SÉRIOT,
Ambre-Anaïs MICHON

- Deux-Sèvres (DSNE) : Paulin MERCIER

- Vendée (LPO) : Antoine SALMON, Steve MONEUSE, Louise
FROUD, Julien SUDRAUD et Paul TROTIGNON



Résumé

Le suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin a été mis en place en 2010 dans le cadre de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin. Ce suivi a pour objectif de suivre les communautés d'Amphibien à l'échelle du Marais poitevin afin d'établir une veille écologique et de connaître l'évolution de l'occupation des espèces sur le moyen et le long terme. Suite à un état initial réalisé en 2010, ce suivi est reconduit en 2014 puis en 2018 afin de mieux cerner les tendances des populations d'Amphibiens à l'échelle du Marais poitevin. Un protocole de suivi de l'occupation des taxons d'Amphibiens sur un réseau de 150 habitats aquatiques a été mis en place. Pour chaque habitat, 3 passages sont réalisés pendant la période de reproduction des Amphibiens, entre le mois d'avril et le mois de juin. A chaque passage, la présence d'espèces d'Amphibien est notée à partir des larves et/ou des pontes. Pour les Grenouilles vertes, les adultes sont pris en compte. Des variables environnementales sont également relevées afin de caractériser chaque habitat aquatique suivi. Ces données ont permis de modéliser l'occupation réelle des différents taxons d'Amphibiens, en tenant compte de la détection imparfaite des individus. Les résultats de ce suivi montrent que de 2010 à 2018, les espèces ayant la meilleure occupation naïve dans le Marais poitevin sont les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp., le Triton palmé *Lissotriton helveticus*, la Grenouille agile *Rana dalmatina* et le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*. Les occupations du Triton palmé, du Pélodyte ponctué et de la Grenouille agile *Rana dalmatina* ont diminué entre 2010 et 2018. Pour ces taxons, les sites colonisés ne compensent pas les sites où les taxons ont disparu. Les occupations des Grenouilles « vertes » et de la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* restent stables, avec des extinctions locales qui sont compensées par des colonisations d'habitats où elles n'avaient pas été observées précédemment. L'occupation du Triton marbré *Triturus marmoratus* reste également stable, mais avec une baisse marquée en 2014. Concernant la Grenouille rousse *Rana temporaria*, la Rainette verte *Hyla arborea* et le Crapaud épineux *Bufo spinosus*, les tendances restent incertaines du fait d'un nombre de données insuffisant. La richesse taxinomique par habitat aquatique suivi est significativement plus faible en 2014 par rapport à 2010 et 2018. La richesse taxinomique moyenne est estimée à 1,55 taxon en 2010, 1,08 taxon en 2014 et 1,24 taxon en 2018 par habitat aquatique suivi. Les causes expliquant ces tendances sont multiples : fragmentation des habitats, mauvaise gestion de l'eau, destruction des individus par l'Ecrevisse de Louisiane *Procambarius clarkii*.

Comment citer ce rapport : Thirion, J.-M., Vollette, J., Trotignon, P., Sudraud, J., Mercier, P. et 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.

Sommaire

1) INTRODUCTION.....	7
2) PRESENTATION ET CONTEXTE.....	10
2.1) Présentation de l'aire d'étude	10
2.2) Biogéographie	11
2.3) Habitats de reproduction des Amphibiens du Marais poitevin	12
2.4) Données météorologiques de la période d'étude.....	13
a) Printemps 2010	13
b) Printemps 2014	14
c) Printemps 2018	15
3) OBJECTIFS	17
4) PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DU MARAIS POITEVIN.....	20
4.1) Les Amphibiens du Marais poitevin.....	20
4.2) Principe d'échantillonnage.....	20
4.3) Description de l'habitat de reproduction	22
4.4) Atlas photographique des habitats de reproduction.....	24
4.5) Analyse de l'occupation	24
a) Méthode d'analyse détaillée	24
b) Résumé simplifié de la méthode.....	27
4.6) Richesse taxinomique.....	29
a) Richesse taxinomique par habitat	29
b) Modélisation de la richesse taxinomique par la méthode de Royle	29
5) RESULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTES D'AMPHIBIENS EN 2018.....	32
5.1) Occupation naïve des taxons d'Amphibien.....	32
5.2) Analyse de l'occupation par taxon.....	33
a) Le Triton marbré <i>Triturus marmoratus</i>	33
b) Le Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i>	37
c) Le Pélodyte ponctué <i>Pelodytes punctatus</i>	41

d)	Le Crapaud épineux <i>Bufo spinosus</i>	46
e)	La Rainette méridionale <i>Hyla meridionalis</i>	50
f)	La Grenouille rousse <i>Rana temporaria</i>	54
g)	La Grenouille agile <i>Rana dalmatina</i>	58
h)	Les Grenouilles « vertes » <i>Pelophylax</i> sp.....	63
i)	Bilan synthétique.....	68
5.3) Richesse taxinomique.....		69
a)	Richesse taxinomique par habitat.....	69
b)	Richesse taxinomique par quadrat.....	73
c)	Richesse taxinomique par type de marais.....	74
d)	Modélisation de la richesse taxinomique par la méthode de Royle.....	75
6) DISCUSSION - CONCLUSION.....		78
BIBLIOGRAPHIE.....		83

INTRODUCTION



La Rainette méridionale *Hyla meridionalis* atteint sa limite nord de répartition en Vendée et se caractérise par la présence d'une bande latérale brun noir ne possédant jamais de diverticule au dessus de la cuisse.

© Thirion, OBIOS

1) Introduction

Lors du premier congrès mondial d'herpétologie de 1989 en Grande-Bretagne, à Canterbury, les experts mettent en avant un déclin global des populations (par ex., Wake, 1991). Un an plus tard, aux Etats-Unis lors d'une réunion de travail du conseil national de la recherche, une analyse systématique des populations d'Amphibiens en déclin a été réalisée, permettant de mettre en avant un ensemble de causes (*Ibidem*). Ce contexte a conduit la communauté scientifique à créer en 1991 le « Declining Amphibian Populations Task Force » (DAPTF) sous l'égide de l'UICN (Union International pour la Conservation de la Nature). En 1997, lors du troisième congrès mondial, les chercheurs lancent un appel afin que les recherches se focalisent sur cette question, car le déclin s'accélère avec un contexte inquiétant de phénomène à grande échelle, avec la disparition d'espèce et de population au sein même d'espace protégé. En 2000, A l'initiative de l'United States Geological Survey, l'Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI) a été créé avec comme objectif principal de déterminer le statut et l'avenir des Amphibiens dans les territoires fédéraux des Etats-Unis (Corn *et al.*, 2005).

Un des axes de recherche, développé par ces programmes, est de mieux comprendre les dynamiques des communautés d'Amphibien en tant que bioindicateur afin de déterminer la détérioration des écosystèmes (Par exe., Wake, 1991). C'est pour cette raison que Pechmann (2003) insiste sur le fait que de nombreux facteurs d'origines naturels et anthropiques affectent la dynamique des populations, et qu'il est important de développer des programmes de recherche pour comprendre ces variations démoécologiques et traquer les changements dans les communautés en fonction des changements de la qualité de l'habitat.

Ces dernières années, aux Etats-Unis, de nombreuses études ont été réalisées sur la structure et la composition des communautés d'Amphibien en fonction de grands systèmes écologiques et leur perturbation (Par exe., Dodd, 1996 ; Welsh & Hodgson, 1997 ; Semlitsch, 2003). De la même manière en Europe, les études concernant l'impact des pratiques anthropiques sur les communautés d'amphibien se sont développées, fragmentation des habitats et isolement des populations (Mann *et al.*, 1991 ; Ray *et al.*, 2002 ; Löfvenhaft *et al.*, 2003), destruction des habitats de reproduction (Par exe., Beebee, 1997), impact de l'introduction d'espèces (Braña *et al.*, 1996). En France, les études s'intéressant à ce sujet sont plus rares (Par exe., Pages, 1984) et ont été réalisées en majorité dans les systèmes alluviaux (Joly, 1992 ; Fleurance *et al.*, 1999 ; Caublot, 2007), des paysages de mares (Jakob *et al.*, 1999) ou de bocage (Boissinot, 2009).

Cependant, les suivis des communautés d'Amphibien à long terme sont très rares. Ainsi, Anthony (2002) a réalisé un suivi des communautés d'Amphibien par comptage des chanteurs le long d'un réseau routier d'Hongrie pendant vingt ans. Dans le Sud de la France, Crochet *et al.* (2004) ont montré qu'il n'y avait pas de réel changement dans la composition des communautés d'Amphibien d'un réseau de mare entre les années 1970 et 2001. Récemment des suivis ont été mis en place en Alsace (Caublot, 2007), dans les marais d'Yves en Charente maritime (Thirion *et al.*, 2008), en Camargue (Anthony *et al.*, 2009) et dans le Parc National des Pyrénées (Thirion *et al.*, 2010), dans les marais de Brouage et d'Oléron (Gosselin et Thirion, 2012).

En France, ce manque de suivi à long terme des communautés d'Amphibien entraîne une impossibilité de connaître précisément le statut des espèces. C'est pour cette raison que le

programme national MARE a été mis en place, ainsi que pour établir une veille écologique sur ce groupe d'espèces fragiles (Morère, 2006). L'objectif principal de ce travail est de mettre en place un suivi des Amphibiens sur le moyen et long terme permettant de connaître l'évolution des espèces à l'échelle du Marais poitevin.

En 2010, la mise en place d'un suivi a permis d'établir un premier état des lieux afin de mieux connaître le statut de 9 taxons d'Amphibiens dans la zone humide Marais poitevin (Thirion, 2010). Ces espèces occupaient le Marais poitevin de façons différentes et les probabilités de détection de certaines espèces pouvaient varier au cours des passages, notamment en fonction de la baisse des niveaux d'eau et des métamorphoses. Sur les 150 habitats aquatiques suivis en 2010, 75 % avaient une richesse en Amphibien inférieure ou égale à 1 taxon dont 38 % sans aucune présence d'Amphibien.

Le suivi a été reconduit en 2014, montrant une baisse de l'occupation pour certaines espèces (Triton palmé, Triton marbré, Pélodyte ponctué, Grenouille agile) et une diminution globale de la richesse taxinomique par habitat.

Ce résultat préoccupant, indiquant une situation anormale pour les Amphibiens du Marais poitevin, pourrait être dû à plusieurs causes possibles comme la destruction et la fragmentation des habitats, une mauvaise gestion de l'eau et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes prédatrices d'Amphibien comme l'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*.

La poursuite de ce suivi en 2018 a pour objectif de préciser l'évolution de la présence des Amphibiens dans le Marais poitevin avec une 3^{ème} période de suivi. Ce suivi devrait permettre de mieux comprendre la tendance des populations d'Amphibiens dans le Marais poitevin, en comparant les résultats de l'année 2018 avec ceux des deux périodes précédentes.

PRÉSENTATION 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 regroupe 93 communes sur trois départements (Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vendée) et deux régions (Pays de la Loire et Poitou-Charentes). Avec une superficie de plus de 100 000 hectares, le Marais poitevin représente la deuxième zone humide française après la Camargue et le premier des Marais littoraux de l'Ouest. Entouré par les villes de Niort, La Rochelle, Fontenay-le-Comte et Luçon, le Marais poitevin, milieu artificiel créé par l'homme, est une zone humide d'une grande richesse écologique.

Les suivis sont organisés dans le cadre de l'Observatoire du Patrimoine Naturel qui comprend la zone humide du Marais poitevin composée de différents types de marais : marais mouillé, marais intermédiaire et marais desséché, ainsi que les zones de bordures.

La zone d'étude s'étend de la baie de l'Aiguillon à Coulon, du marais desséché au marais mouillé.

Le Marais Poitevin



Figure 1. Cartographie des grandes unités écologiques du Marais poitevin.

Cette zone d'étude comprend plusieurs espaces protégés : les réserves naturelles nationales de Saint-Denis-du-Payré (207 ha) et de la Baie de l'Aiguillon (4900 ha), la réserve naturelle régionale de la Vacherie (181 ha), la réserve nationale de chasse et de faune sauvage de la Pointe d'Arçay (1015 ha), La Zone de Protection Spéciale du Marais poitevin (68023 ha), les sites d'intérêts communautaires (FR 5200659, 47 745 ha ; FR5400446, 20323 ha), les arrêtés préfectoraux de protection de Biotopes (6570 ha) et le site classé « Marais mouillé poitevin » (18553 ha). De plus, des terrains ont également été acquis par le Conservatoire du Littoral et des Espaces Lacustres ou par le Conservatoire Régional des Espaces Naturels du Poitou-Charentes et d'autres acteurs.

2.2) Biogéographie

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 Marais poitevin se trouve au milieu du domaine biogéographique Atlantique. Cette situation biogéographique particulière est une bonne explication à l'originalité du peuplement d'Amphibien, avec 17 taxa. L'ensemble des espèces présentes sur le Marais poitevin 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 cultripedes* 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 verte *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 Marais poitevin sont la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus*, la Grenouille de Pérez *Pelophylax perezi* et les hybrides Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus* et Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi*. Il est probable 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 Amphibien de l'Ouest Paléarctique qui compte au total 51 aires (Duellman, 1999).

2.3) Habitats de reproduction des Amphibiens du Marais poitevin

Les principaux habitats naturels utilisés par les Amphibiens pour leur reproduction et présents dans le Marais poitevin sont présentés dans la liste suivante accompagnés de leur code CORINE Biotope :

Eaux libres sans tapis de Charophytes (23.11)
Tapis algal de Charophytes (23.12)
Formations immergées des eaux saumâtres ou salées (23.21)
Eaux douces libres et calmes dépourvues de végétation (22.1 ; 22.5)
Eau avec végétation immergée non vasculaire (22.44)
Eau avec végétation immergée vasculaire (22.42)
Eau avec végétation flottante libre (22.41)
Eau avec végétation flottante fixée (22.43)
Habitats aquatiques artificiels (89.2)
Végétation immergée des rivières (24.4)
Source (54.1)
Roselières (53.1)
Prairie flottante à petites hélrophytes (53.4)
Magnocariçaie (53.2)
Cladiaie (53.3)
Bas marais alcalins (54.2)
Prairie humide atlantique eutrophe (37.2)
Mégaphorbiaie marécageuse (37.1)
Ourlet hygrophile (37.1)
Aulnaies-frênaies alluviales non marécageuses
Aulnaies marécageuses (44.9)...

2.4) Données météorologiques de la période d'étude

a) Printemps 2010

La pluviométrie de l'année 2010 a été en dessous des normales saisonnières de janvier à juillet, à l'exception de juin 2010 où les hauteurs mensuelles ont été légèrement au dessus des normales. Les températures moyennes minimales et maximales étaient entre 3°C et 1°C en dessous des normales saisonnières de janvier à mars 2010. En avril 2010, les températures maximales moyennes étaient légèrement au dessus des normales, puis jusqu'en juillet 2010 les températures minimales et maximales étaient proches des normales saisonnières (**Figure 2**).

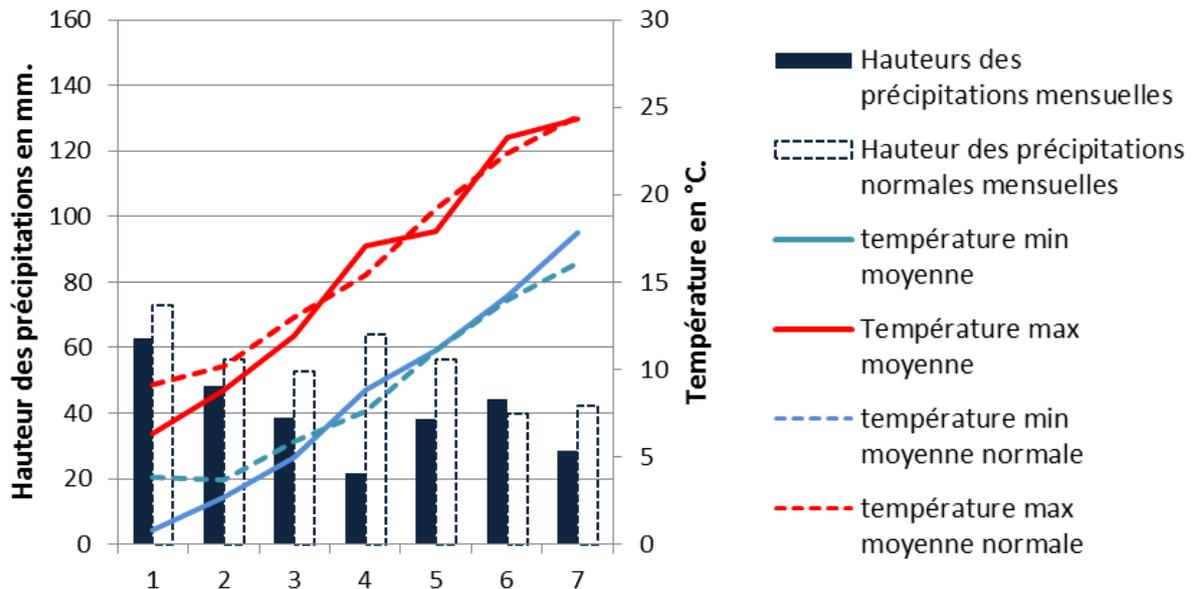


Figure 2. Pluviométrie mensuelle et température relevées à la station de la Rochelle pour l'année 2010 du mois de janvier (1) au mois de juillet (7) (sources : Météo France et Météo ciel).

b) Printemps 2014

La pluviométrie de l'année 2014 a été très au dessus des normales saisonnières en janvier et février 2014 (environ 70 mm). En mars 2014, la pluviométrie était légèrement inférieure aux normales saisonnières et en avril 2014, la pluviométrie était très en dessous des normales (environ 40 mm). En mai, juin et juillet 2014 la pluviométrie était de nouveau légèrement supérieure aux normales saisonnières. Les températures minimales et maximales moyennes étaient entre 2°C et 3°C au dessus des normales saisonnières en janvier et février 2014. De mars à mai 2014, les températures minimales et maximales moyennes étaient toujours 1 à 2°C au dessus des normales saisonnières. À partir de mai 2014 jusqu'en juillet 2014, les températures minimales et maximales étaient proche des normales saisonnières (**Figure 3**).

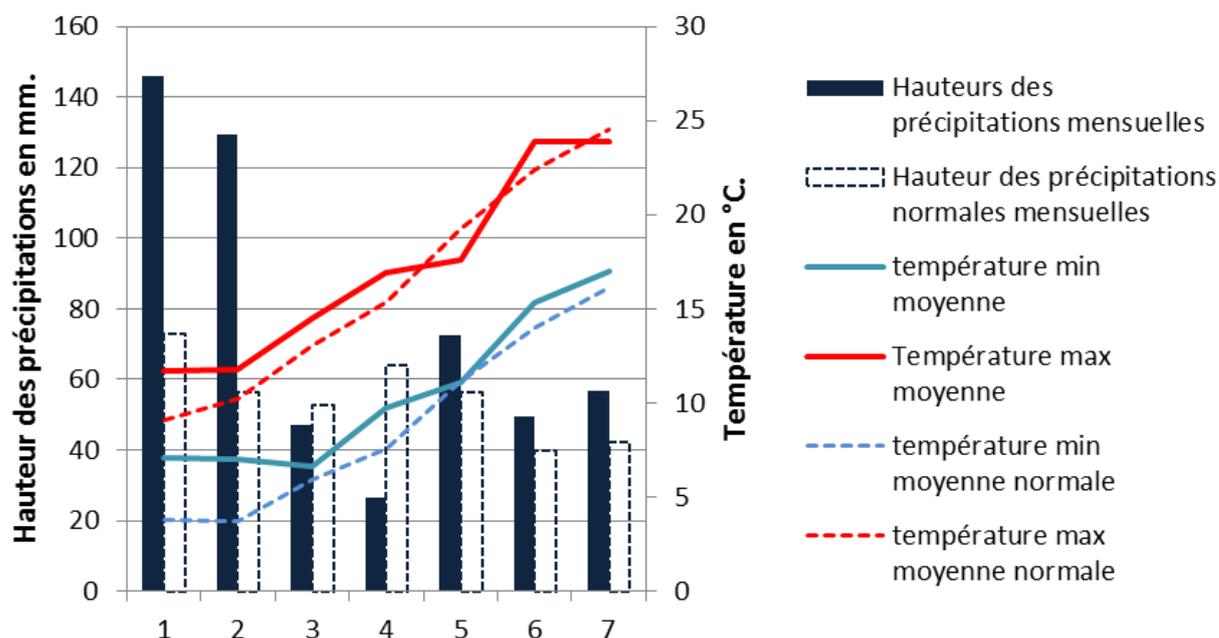


Figure 3. Pluviométrie mensuelle et température relevées à la station de la Rochelle pour l'année 2014 du mois de janvier (1) au mois de juillet (7) (sources : Météo France et Météo ciel).

c) Printemps 2018

La pluviométrie de l'année 2018 a été très au dessus des normales saisonnières en janvier et mars 2018. En mai 2018, la pluviométrie était très en dessous de la normale saisonnière. Les températures moyennes minimales et maximales au dessus des normales saisonnières en janvier mais bien en dessous au mois de février. D'avril à juillet, les températures maximales moyennes étaient légèrement au dessus des normales saisonnières (Figure 4).

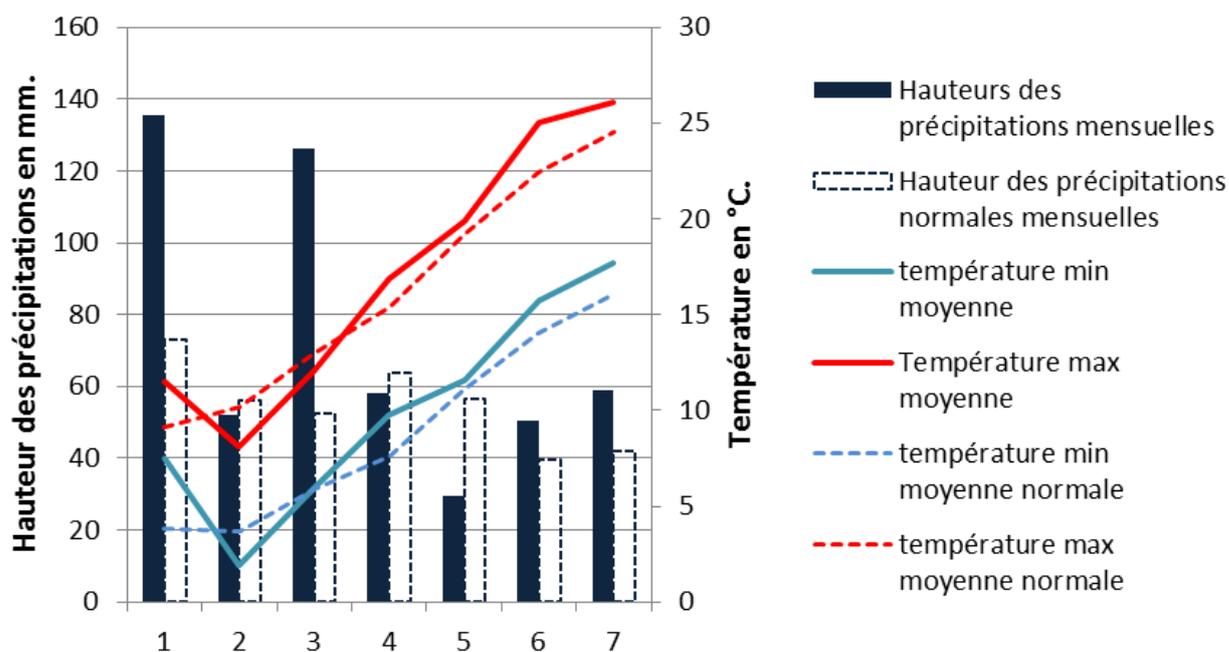


Figure 4. Pluviométrie mensuelle et température relevées à la station de la Rochelle pour l'année 2018 du mois de janvier (1) au mois de juillet (7) (sources : Météo France).

OBJECTIFS



3) Objectifs

L'objectif de ce suivi est de **caractériser et modéliser la présence des Amphibiens dans le Marais poitevin.**

De 2007 à 2009, des prospections complémentaires naturalistes ont été réalisées afin de pouvoir mettre en place un suivi avec un protocole standardisé.

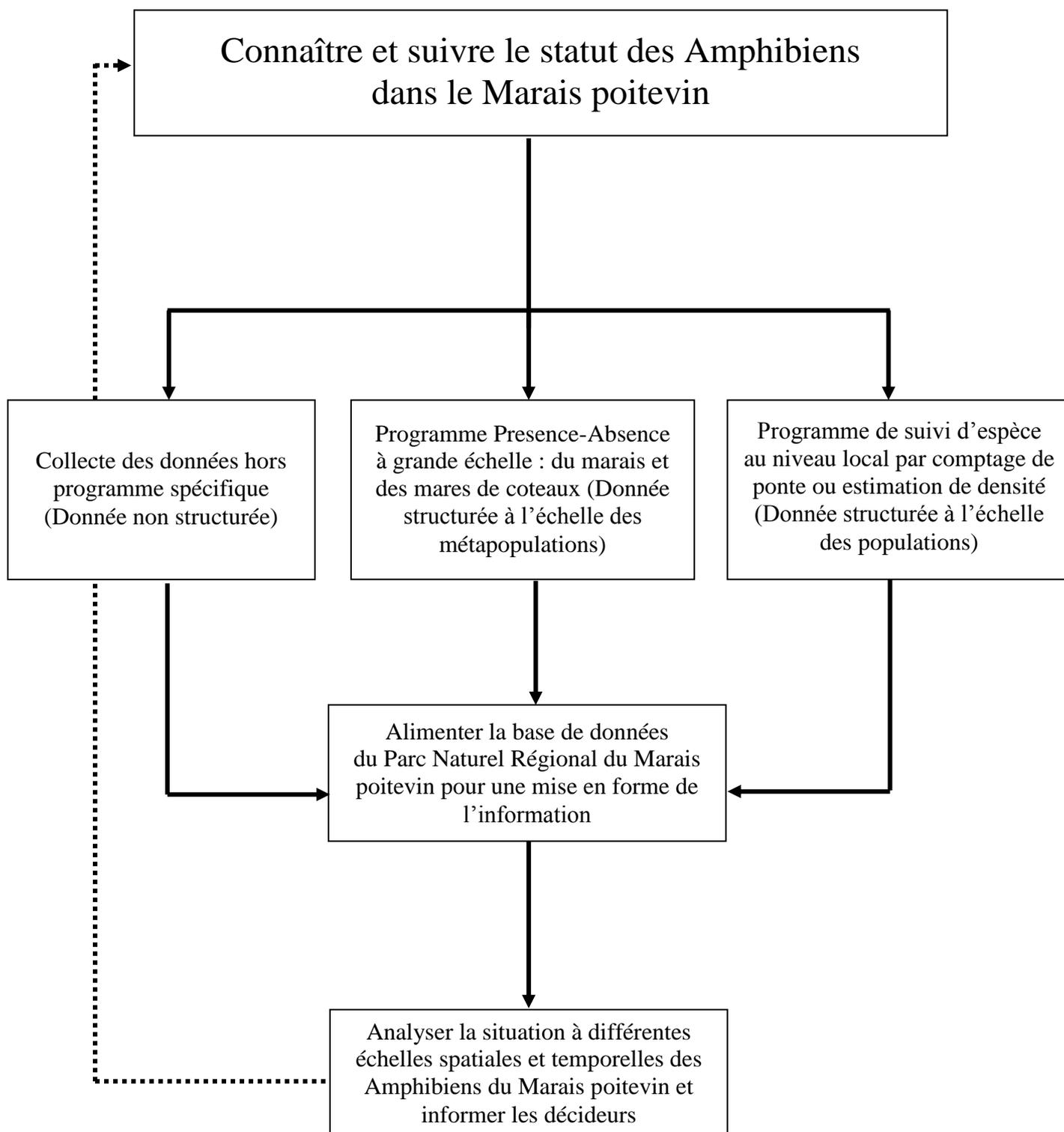
En 2010, un suivi des Amphibiens prenant en compte la probabilité de détection des espèces a été mis en place afin d'établir un réel état initial à l'échelle du Marais poitevin. De nouvelles méthodes, comme le « site occupancy » (MacKenzie et *al.*, 2006), ont permis d'estimer la probabilité de détection 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 statistique Bayésienne.

L'état initial réalisé en 2010 avait permis de mieux connaître le statut de 9 taxons d'Amphibiens dans le Marais poitevin : Triton palmé *Lissotriton helveticus*, Triton marbré *Triturus marmoratus*, Crapaud commun *Bufo bufo*, Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*, Rainette méridionale *Hyla meridionalis*, Rainette verte *Hyla arborea*, Grenouille agile *Rana dalmatina*, Grenouille rousse *Rana temporaria* et complexe Grenouille verte *Pelophylax* sp.. Ces premiers résultats tendaient à indiquer une situation anormale pour les Amphibiens (Thirion, 2010).

En 2014, une seconde période d'étude a permis de mieux connaître les évolutions et cerner les tendances des populations d'Amphibiens à l'échelle du Marais poitevin. Les taxons ayant une bonne occupation dans le marais étaient les mêmes qu'en 2010, avec notamment un maintien de l'occupation des Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. Cependant, plusieurs taxons montraient une baisse d'occupation avec de fortes extinctions : Triton palmé, Triton marbré, Crapaud épineux, Pélodyte ponctué et Grenouille agile. La richesse taxinomique par habitat aquatique avait également diminué de 1,55 taxon en 2010 à 1,08 taxon en 2014 (Thirion, 2014).

Le suivi réalisé en 2018, avec la même méthodologie que celle des périodes précédentes, a pour objectif de caractériser l'occupation des taxons d'Amphibiens pour une troisième période d'étude et de préciser l'évolution et les tendances des populations d'Amphibiens à l'échelle du Marais poitevin.

Pour les Amphibiens, le pôle est organisé selon le schéma suivant :



PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DU MARAIS POITEVIN



Le Triton palmé *Lissotriton helveticus* © Thirion OBIOS

4) Protocole de suivi des Amphibiens du Marais poitevin

4.1) Les Amphibiens du Marais poitevin

Le Marais poitevin comprend actuellement 17 taxa d'Amphibiens : Salamandre tachetée *Salamandra salamandra*, Triton palmé *Lissotriton helveticus*, Triton marbré *Triturus marmoratus*, Triton crêté *Triturus cristatus*, Alyte accoucheur *Alytes obstetricans*, Pélobate cultripède *Pelobates cultripes*, Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*, Crapaud épineux *Bufo spinosus*, Crapaud calamite *Bufo calamita*, Rainette méridionale *Hyla meridionalis*, Rainette verte *Hyla arborea*, Grenouille de Pérez *Pelophylax perezi*, Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus*, Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus*, Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi*, Grenouille agile *Rana dalmatina* et la Grenouille rousse *Rana temporaria*.

Les Amphibiens peuvent être dénombrés de différentes manières : l'écoute (Pélodyte ponctué, Crapaud commun, Rainette méridionale, Complexe Grenouilles vertes), les pontes (Grenouille agile, Grenouille rousse), l'observation directe à l'aide d'une lampe frontale (Rainette méridionale, Triton palmé, Triton marbré, Crapaud commun) (Joly et Deheuvels, 1997). **Pour cette étude, nous avons retenu la détermination de la présence des espèces par les pontes ou les larves. Pour le complexe des Grenouilles vertes, la présence d'adultes a été prise en compte pour l'analyse (Cf. Principe d'échantillonnage).**

4.2) Principe d'échantillonnage

Le principe d'échantillonnage repose sur un réseau de sites de reproduction répartis sur l'ensemble du territoire du Marais poitevin. Nous prenons en compte **31 quadrats échantillons en 2018 comportant chacun 5 habitats de reproduction des Amphibiens**, en évitant certains habitats : étangs de pêche ou grande rivière. Les quadrats sont répartis de la manière suivante : 16 en Vendée, 10 en Charente-Maritime et 5 en Deux-Sèvres.

Le plan d'échantillonnage de 2018 est identique à celui de 2014 mais présente trois quadrats qui diffèrent par rapport à celui de 2010 (**Figure 5**) : les quadrats 20b et 31 ont été ajoutés tandis que le quadrat 21 a été supprimé en 2014. Ces modifications ont été réalisées afin d'améliorer la représentativité du marais desséché. Ainsi, 32 quadrats différents ont été mis en place entre 2010 et 2018 (soit 30 en 2010 et 31 en 2014-2018) avec seulement 29 quadrats en commun étudiés en 2010, 2014 et 2018 (Cf. carré bleu **Figure 5**).

Les quadrats échantillonnés sont définis en fonction des études réalisées ces dernières années et des réflexions menées. La taille des quadrats est de 1,5 km par 1,5 km, surface suffisante pour définir 5 habitats de reproduction pour les Amphibiens : mare, dépression prairiale et/ou forestière, fossé I, II, III... Chaque habitat de reproduction est séparé par une distance d'au moins 200 mètres des autres habitats de reproduction.

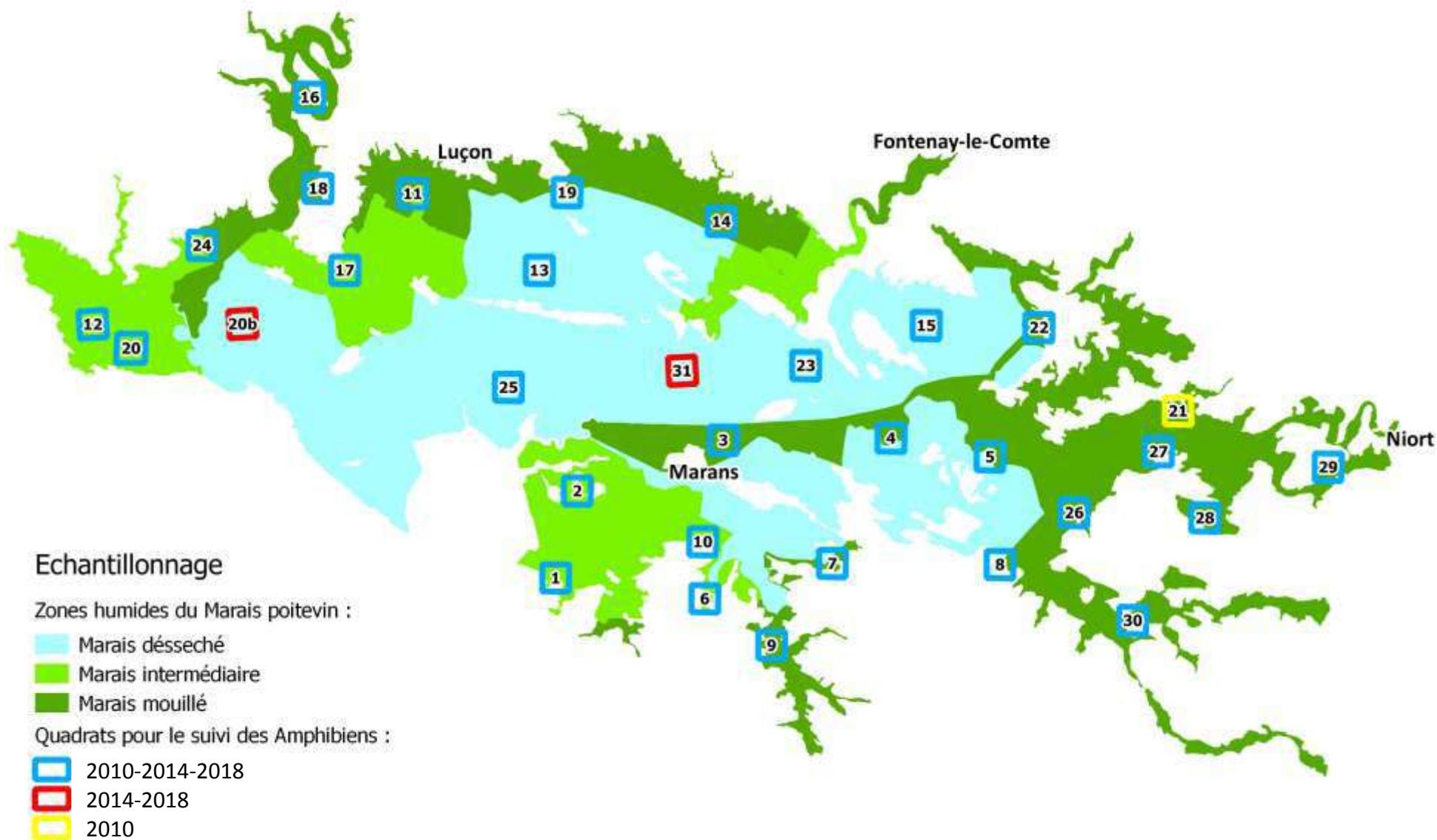


Figure 5. Principe d'échantillonnage pour le suivi Amphibien dans le Marais poitevin : quadrats suivis en 2010, 2014 et 2018 (en bleu), quadrat uniquement suivi en 2010 (en jaune) et quadrats suivis en 2014 et 2018 (quadrats en rouge).

La présence des différentes espèces 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. En effet les prospections sont réalisées en journée sur les sites de reproduction. D'autres méthodes peuvent être utilisées : l'écoute (Pélodyte ponctué, Crapaud commun, Rainette méridionale, complexe Grenouille verte), les pontes, l'observation directe (Joly et Deheuvels, 1997). Les larves seront identifiées à l'aide des ouvrages de Nöllert et Nöllert (2003), ACEMAV (2003), de Miaud et Muratet (2004) et une clé de détermination des larves d'Amphibien du Marais poitevin réalisée par l'association OBIOS (Thirion, non pub.).

Les prospections reposent sur la réalisation de 3 passages par habitat de reproduction. Elles sont réalisées en journée du début à la fin du printemps afin de prendre en compte les cycles d'activité des différentes espèces. Le premier passage a été réalisé entre le 10 et 18 avril 2018, le second entre le 5 et 10 mai 2018, et le dernier entre le 25 mai et le 6 juin 2018. Pour chaque passage, des pêches de 10 minutes par habitat de reproduction ont été effectuées à l'aide d'une épuisette robuste à maille fine (4-5 mm). Le protocole prévoit également un temps de recherche des pontes supplémentaire de 5 minutes, notamment pour améliorer la détectabilité des tritons.

Tableau I : Calendrier des prospections Amphibiens dans le Marais poitevin (en bleu = périodes de prospection)

	1 avr.	2 avr.	3 avr.	4 avr.	1 mai	2 mai	3 mai	4 mai	1 juin	2 juin	3 juin	4 juin
1 ^{er} passage												
2 ^{ème} passage												
3 ^{ème} passage												

Les inventaires de terrain sont réalisés par : la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) nationale et la LPO Vendée en Vendée, Deux-Sèvres Nature Environnement (DSNE) en Deux-Sèvres et Objectifs Biodiversités (OBIOS) en Charente-Maritime.

4.3) Description de l'habitat de reproduction

Les variables environnementales suivantes sont relevées sur une fiche de terrain (Figure 6) :

- Localisation
- Habitats de reproduction : type d'habitat (fossé I, II, III ; mare, dépression prairiale...)
- Régime de l'eau : durée en eau / permanent ou temporaire / date d'assec
- Unité écologique où se situe l'habitat de reproduction (prairie, boisement, cultures céréalière...)
- Connectivité du paysage : pourcentage favorable ou défavorable (route, culture intensive)
- Paramètres physico-chimique : turbidité, salinité, profondeur eau, profondeur vase, pentes et hauteurs des berges, surface, ombrage...
- Description de la végétation aquatique : type et recouvrement des macrophytes à partir de référentiels
- Description de la végétation rivulaire : type (herbacée, arbustif, arboré), recouvrement et hauteur
- Poissons carnassiers : présence-absence
- Ecrevisse de Louisiane : présence-absence

Ces données permettent d'ajuster l'occupation des différentes espèces d'Amphibiens et de définir les variables explicatives de la présence des espèces.

4.4) Atlas photographique des habitats de reproduction

Une photo panoramique de chaque habitat de reproduction, à la mi-saison, permet de le caractériser dans son environnement. On notera l'angle de prise de vue, en visant le centre du point d'eau, par rapport au nord magnétique et la distance par rapport à la berge.

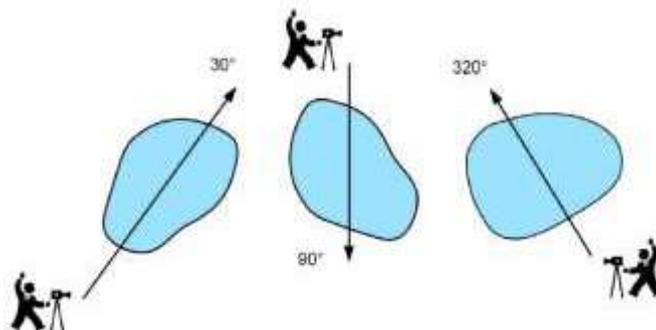


Figure 7. Prise de photographies des habitats aquatiques suivis.

Ces photos sont intégrées dans une base de données afin de suivre l'évolution des habitats de reproduction.

4.5) Analyse de l'occupation

a) Méthode d'analyse détaillée

De nouvelles méthodes permettent aujourd'hui d'estimer la probabilité de détection d'une espèce (MacKenzie *et al.*, 2006). Ces méthodes 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 le secteur (Ψ). Cette méthode répétée, tous les quatre ans, permet de connaître l'évolution des paramètres liés à la distribution spatiale des espèces d'Amphibien du Marais poitevin : l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction locale selon le schéma ci-dessous.

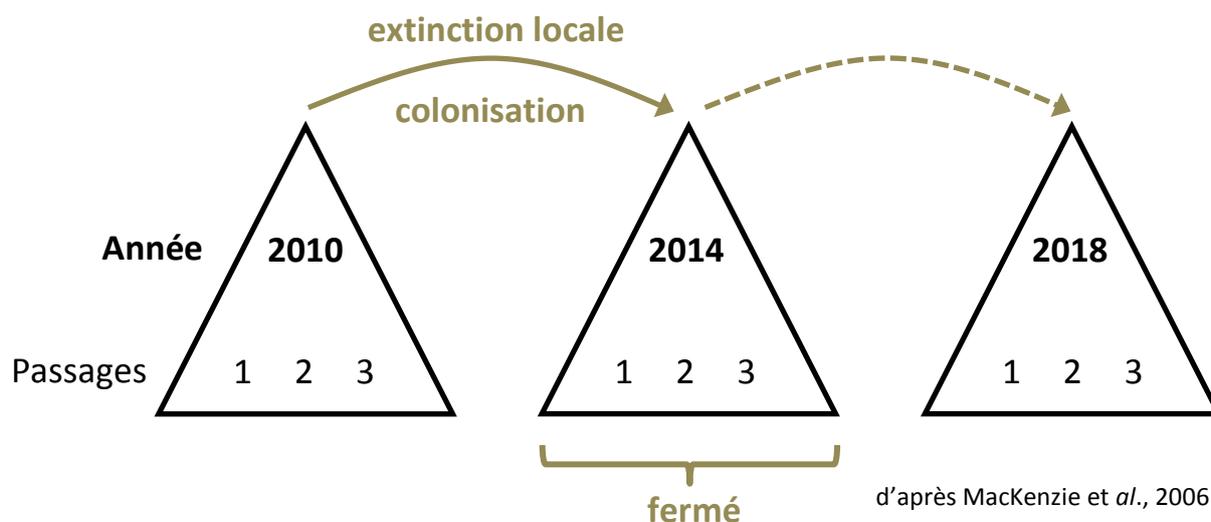


Figure 8. Schéma du principe d'analyse du suivi des Amphibiens du marais poitevin.

Afin d'affiner les paramètres de la modélisation, les variables ayant le plus de poids sur la présence ou l'absence d'une espèce sont sélectionnées par comparaison des modèles avec chaque variable environnementale aux modèle sans covariables $\psi (\cdot) p (\cdot)$.

Puis, pour chaque espèce, l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction locale sont modélisées à l'aide du programme PRESENCE 11.5 (© Hines, 2006). Une des principales conditions d'application de ces modèles est définie par une distribution « fermée » (ni extinction et ni colonisation) durant la saison de suivi (MacKenzie *et al.*, 2002). Chaque modèle calculé est classé à l'aide d'un test AIC (Akaike Information Criterion) en appliquant la règle par parcimonie (plus un AIC est faible et plus un modèle est considéré robuste) :

$$AIC = -2 \log (L(\theta/y)) + 2 K$$

Les différents modèles obtenus sont classés à l'aide d'un test AIC selon le poids de leur AIC (AICwi). Ce paramètre permet de sélectionner les modèles qui expliquent le plus fidèlement la présence de l'espèce pour estimer l'occupation. Ce paramètre est déterminé, pour chaque modèle, en calculant la moyenne de l'ensemble des occupations individuelles par site.

Si plusieurs modèles ont un delta AIC inférieur ou égale à 2, un modèle est recherché en basant les calculs sur une moyenne pondérée de tous les estimés à travers tous les modèles comme le suggère Burnham et Anderson (2002), avec :

$$\hat{\theta} = \sum_{i=1}^R w_i \hat{\theta}_i$$

où w_i = poids d'Akaike et $\hat{\theta}_i$ = estimé du modèle i.

Les précisions des paramètres estimés comme l'erreur standard ou les intervalles de confiances sont calculées suivant la formule de Burnham et Anderson (2002), avec

$$\widehat{\text{var}}(\hat{\theta}) = \sum_{i=1}^R w_i \left[\widehat{\text{var}}(\hat{\theta}_i | g_i) + (\hat{\theta}_i - \hat{\theta})^2 \right]$$

L'erreur standard et l'intervalle de confiance sont alors exprimés comme inconditionnelles. L'inférence repose sur tous les modèles rendant plus robustes l'estimation des paramètres.

L'ajustement du meilleur modèle est calculé à l'aide de l'indice \hat{c} calculé par 10000 bootstrap paramétriques :

$$\hat{c} = \frac{\chi_{\text{observé}}^2}{\chi_{\text{bootstrap}}^2}$$

L'occupation naïve est calculée simplement en supposant que la probabilité de détection est égale à 1, avec :

$$\Psi_{\text{naïve}} = n_i / n$$

où n_i est le nombre de sites avec l'espèce d'Amphibien et n le nombre total de sites échantillonnés.

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.

Afin d'appliquer la méthode de MacKenzie et *al.* (2002) quelques conditions sont requises :

- les sites sont « fermés », c'est-à-dire que l'occupation du site est toujours la même pendant toute la durée de la saison d'échantillonnage ;
- les sites sont indépendants, c'est-à-dire que 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.

La prise en compte de deux années de suivi permet une modélisation des paramètres suivant l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction avec une méthode de « multiple-season occupancy models » développé par McKenzie et *al.* (2006).

Les probabilités de colonisation (γ_t) et d'extinction locale (ε_t) sont définies comme :

- γ_t = la probabilité qu'un site inoccupé l'année t soit occupé par l'espèce l'année $t+1$.
- ε_t = 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.

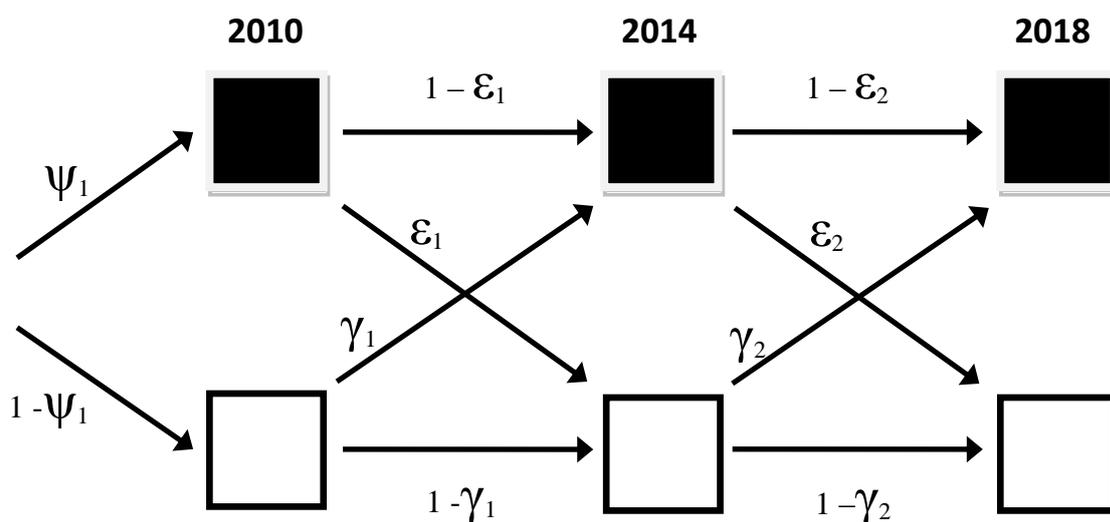


Figure 9. Représentation du changement d'occupation d'un site entre les années en fonction des paramètres d'occupation (Ψ), de colonisation (γ_t), et d'extinction locale (ϵ_t). Les carrés noirs représentent un site occupé (espèce présente) et les carrés blancs un site non occupé (espèce absente) d'après McKenzie et al. (2006).

b) Résumé simplifié de la méthode

Un résumé synthétique et simplifié de la méthode est présenté sur la page suivante.

Méthode simplifiée présence-absence de McKenzie

La méthode de présence-absence de McKenzie permet par des passages répétés d'estimer la réelle distribution d'une espèce dans un espace naturel en prenant en compte sa probabilité de détection.

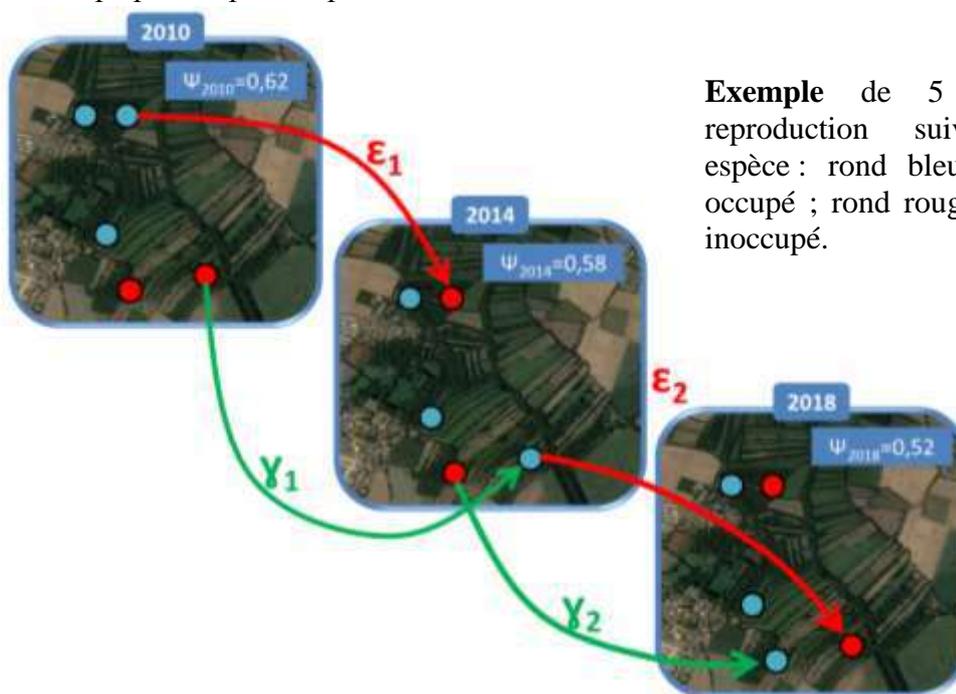
✦ Les paramètres estimés par cette méthode

L'**occupation** (ψ) est la distribution estimée d'une espèce dans un espace naturel en prenant en compte sa probabilité de détection.

La **probabilité de détection** (p) est la probabilité que l'espèce soit détectée lors du suivi par l'observateur.

La **probabilité de colonisation** (γ) est la probabilité qu'un site inoccupé pour une période donnée soit occupé par l'espèce la période suivante.

La **probabilité d'extinction** (ϵ) est la probabilité qu'un site occupé pour une période soit inoccupé par l'espèce la période suivante.



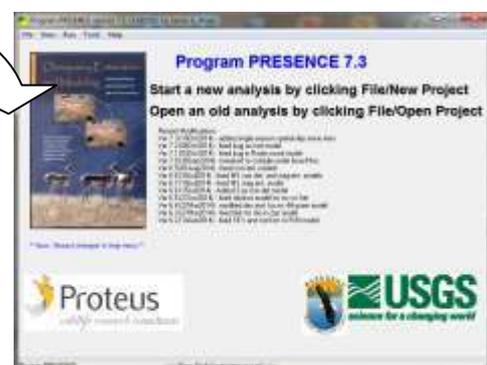
Exemple de 5 habitats de reproduction suivis pour une espèce : rond bleu pour un site occupé ; rond rouge pour un site inoccupé.

✦ Les outils d'analyse

Les historiques de présence (1) et d'absence (0) par passage et par habitat permettent d'établir une matrice pour chaque espèce. Ces matrices sont analysées avec le logiciel PRESENCE.

Années	2010			2014			2018		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Passages	1	2	3	1	2	3	1	2	3
site 1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
site 2	1	1	0	0	0	0	1	0	0
site 3	0	1	1	1	1	1	0	1	1
site 4	0	0	0	0	0	0	1	0	0
site 5	0	0	0	1	1	0	0	0	0
...									
site n	1	1	0	1	0	0	1	1	0

Matrice des historiques de présence qui sert à la modélisation des paramètres avec le logiciel PRESENCE



4.6) Richesse taxinomique

a) Richesse taxinomique par habitat

La richesse taxinomique par habitat échantillonné est le nombre de taxons cumulé sur les trois passages. Pour comparer, la richesse taxinomique des habitats en 2010, 2014 et 2018, seuls ceux ayant été suivis sur ces trois périodes ont été sélectionnés.

La comparaison de la richesse taxinomique a été réalisée par un test de Wilcoxon pour des échantillons appariés grands avec comme formule :

$$Z = \frac{W}{\sqrt{\frac{n(n+1)(2n+1)}{6}}}$$

où n représente le nombre de quadrats.

b) Modélisation de la richesse taxinomique par la méthode de Royle

Pour suivre les populations, il est souvent difficile de mettre en place des suivis par capture-marquage-recapture ou par « distance sampling ». 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 ; Royle & Dorazio, 2008). Ces nouvelles méthodes de suivi des espèces se développent à partir de modèles d'abondance (Royle, 2004).

Les méthodes d'estimation de l'abondance par les modèles développés par Royle mixent des lois de probabilité, binomiale pour la détection et poisson pour l'abondance.

L'évaluation du modèle d'abondance (Royle, 2004) s'établit également à partir de plusieurs formules.

- Le modèle Royle-Nichols suppose que la distribution du nombre d'animaux en fonction des sites (R) suit une loi de Poisson, avec :

$$f_x = \frac{e^{-\lambda} \lambda^x}{x!}$$

λ est la moyenne de la distribution de Poisson et x le nombre d'animaux d'un site donné.

- La fonction binomiale (Bin) est utilisée pour calculer la probabilité de détection des individus, avec :

$$\text{BINOMIAL: } f(n | N, p) = \binom{N}{n} p^n (1-p)^{N-n}$$

Dans cette formule, le nombre de succès est noté n , et la probabilité de réussite est désignée par p .

- Afin de trouver les valeurs les plus probables de θ et p , la méthode du maximum de vraisemblance est appliquée avec la formule suivante :

$$L(p, \theta | \{n_{it}\}) = \prod_{i=1}^R \left\{ \sum_{N_i=\max .n_{it}}^{\infty} \left(\prod_{t=1}^T \text{Bin}(n_{it}; N_i, p) \right) f(N_i; \theta) \right\}$$

Le terme de l'équation $L(p, \theta | \{n_{it}\})$ indique que la probabilité p (probabilité de détecter un individu présent sur le site) et θ (la moyenne de la distribution de Poisson ou λ), compte tenu des données observées sur le terrain $\{n_{it}\}$.

La comparaison des modèles entre eux en fonction des variables explicatives est réalisée à l'aide de test statistique. Cependant, lorsque de nombreux modèles doivent être comparés entre eux, il y a une augmentation du risque de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie. Afin de résoudre cela, les modèles sont comparés en utilisant le critère d'information d'Akaike (Akaike, 1974) :

$$\text{AIC} = -2 \times \log(L) + 2 \times k$$

où L est le maximum de vraisemblance et k le nombre de paramètres dans la modèle.

L'AIC représente donc un compromis entre le biais (qui diminue avec le nombre de paramètres) et la parcimonie (nécessité de décrire les données avec le plus petit nombre de paramètres possible). Le meilleur modèle est celui possédant l'AIC le plus faible. Il est primordial que tous les modèles comparés dérivent d'un même modèle complet (Burnham & Anderson, 2002).

Les analyses ont été réalisées avec le logiciel PRESENCE version 11.5 (© Hines, 2006) en utilisant les modèles d'abondance (Royle, 2004).

L'occupation est calculée à partir du paramètre estimés λ (MacKenzie *et al.* 2004), avec :

$$\Psi = 1 - e^{-\lambda}$$

RÉSULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTÉS D'AMPHIBIENS EN 2018



Le Crapaud épineux *Bufo spinosus* © Vollette OBIOS

5) Résultats du suivi des communautés d'Amphibiens en 2018

5.1) Occupation naïve des taxons d'Amphibien

Chaque année, les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp. ont l'occupation naïve la plus élevée ($\Psi_{naïve2010} = 0,38$; $\Psi_{naïve2014} = 0,40$; $\Psi_{naïve2018} = 0,43$) (Figure 10).

On trouve ensuite par ordre décroissant les mêmes espèces de 2010 à 2018 : Triton palmé *Lissotriton helveticus* ($\Psi_{naïve2010} = 0,21$; $\Psi_{naïve2014} = 0,13$; $\Psi_{naïve2018} = 0,13$) ; Grenouille agile *Rana dalmatina* ($\Psi_{naïve2010} = 0,19$; $\Psi_{naïve2014} = 0,12$; $\Psi_{naïve2018} = 0,12$) et Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* ($\Psi_{naïve2010} = 0,13$; $\Psi_{naïve2014} = 0,08$; $\Psi_{naïve2018} = 0,10$) (Figure 9).

Les espèces ayant une occupation naïve plus faible sont : Triton marbré *Triturus marmoratus* ($\Psi_{naïve2018} = 0,06$), Crapaud épineux *Bufo spinosus* ($\Psi_{naïve2018} = 0,03$), Rainette méridionale *Hyla meridionalis* ($\Psi_{naïve2018} = 0,08$), Grenouille rousse *Rana temporaria* ($\Psi_{naïve2018} = 0,03$) et Rainette verte *Hyla arborea* ($\Psi_{naïve2018} = 0,01$) (Figure 10).

Certaines tendances semblent se dégager : les occupations naïves des Grenouilles « vertes » et de la Rainette méridionale ont augmenté entre 2010 et 2018, tandis que celles du Triton palmé, de la Grenouille agile et du Pélodyte ponctué ont diminué sur cette même période. Ces tendances sont précisées dans la suite du rapport par une analyse prenant en compte la probabilité de détection. L'occupation de la Rainette verte n'a pas fait l'objet d'analyse du fait d'un nombre de données insuffisant. En 2018, elle n'a été observée que sur 2 des 154 habitats prospectés. Pour cette dernière espèce, peu présente dans la zone humide, le suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais Poitevin (Thirion et *al.*, 2015) devrait permettre de suivre son évolution.

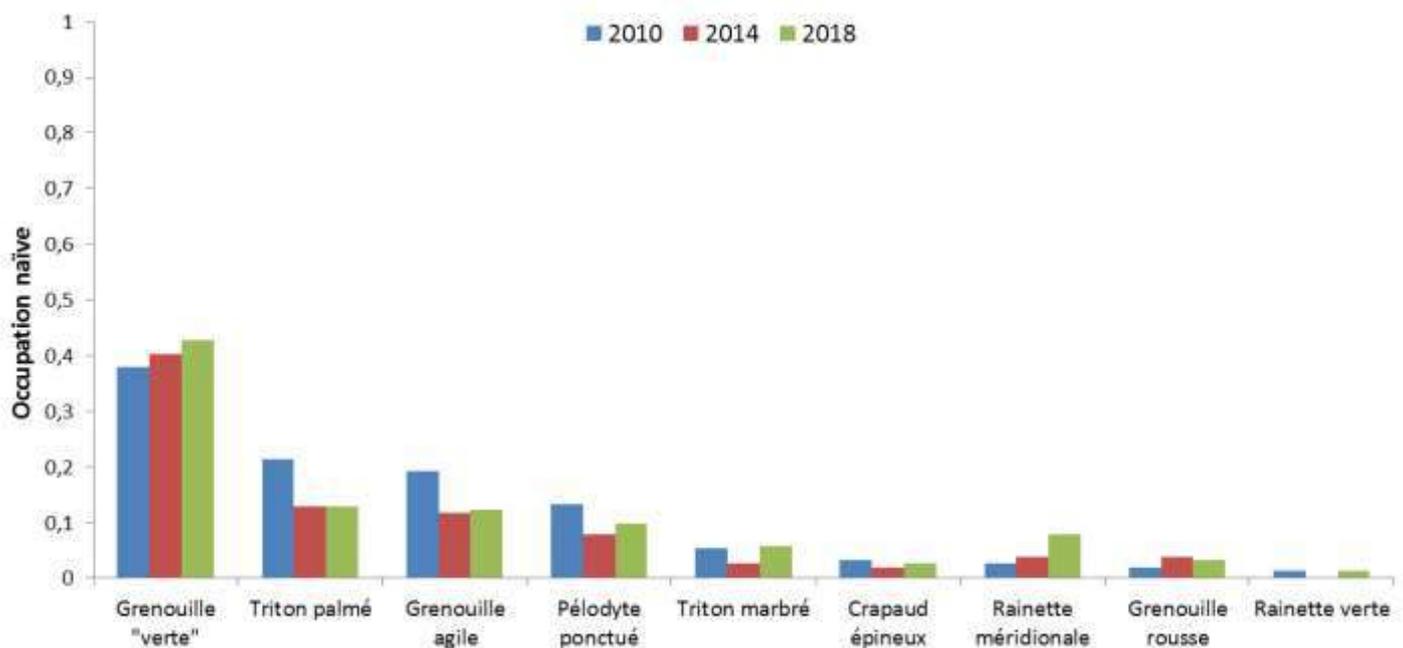


Figure 10. Occupation naïve des espèces d'Amphibien du Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

5.2) Analyse de l'occupation par taxon

a) Le Triton marbré *Triturus marmoratus*

Lors du suivi de 2018, le Triton marbré a été observé sur 6 des 31 quadrats étudiés (Figure 13), dont 2 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018 et 3 quadrats nouvellement occupés en 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 2 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 13).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, le Triton marbré a été contactée sur 9 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,06$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection du Triton marbré et des variables habitat aquatique « mare », « fossé tertiaire » et « fossé primaire » (Cf. Tableau II). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau III. Les modèles retenus ne sont pas très bien ajustés pour les années 2010 et 2014 ($\hat{c}_{2010} = 0,31$; $\hat{c}_{2014} = 0,63$). En revanche, le modèle est ajusté pour l'année 2018 ($\hat{c}_{2018} = 0,96$).

Tableau III. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection du Triton marbré *Triturus marmoratus* de 2010 à 2018 : AIC, w_i = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i
psi(cst x mare),p(t)	91,96	0,329	psi(cst x mare),p(.)	48,97	0,449	psi(cst x mare),p(t)	86,56	0,425
psi(cst x mare),p(.)	92,50	0,251	psi(cst x mare),p(t)	52,29	0,085	psi(cst x mare),p(.)	87,33	0,289
psi(.),p(t)	95,70	0,051	psi(.),p(.)	56,03	0,013	psi(cst mare x fossé tertiaire),p(.)	88,10	0,197
psi(.),p(.)	96,22	0,039	psi(.),p(t)	59,35	0,002	psi(cst x mare x fossé tertiaire x fossé primaire),p(.)	90,10	0,072

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau IV).

Tableau IV. Résultat de l'inférence multi-modèles pour le Triton marbré *Triturus marmoratus* de 2010 à 2018, Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,037	0,025	[0,024 ; 0,111]
2014	0,015	0,006	[0,005 ; 0,021]
2018	0,059	0,069	[0,028 ; 0,139]

D'après ces résultats, l'occupation du Triton marbré dans le Marais poitevin est similaire en 2010 et 2018 mais inférieure en 2014 (Figure 11). Cependant, le chevauchement des intervalles de confiance ne permet pas de traduire une tendance uniquement avec ce paramètre.

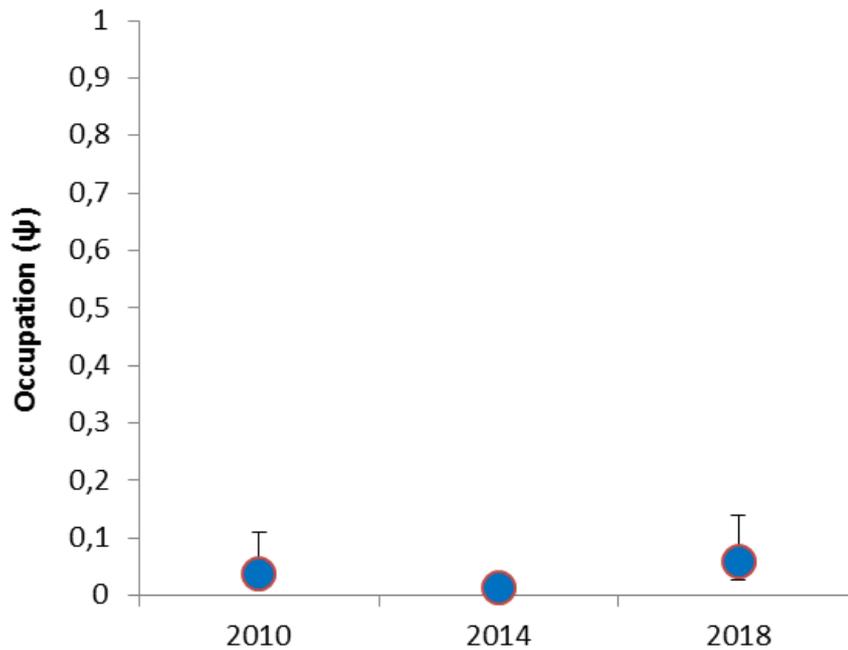


Figure 11. Occupation estimée du Triton marbré dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

En 2010, la probabilité de détection du Triton marbré varie au cours du temps avec des valeurs de 0,37 (SE = 0,17) lors du premier passage, 0,85 (SE = 0,14) lors du deuxième et 0,73 (SE = 0,16) lors du dernier passage (**Figure 12**). En 2014, la probabilité de détection est constante et égale à 0,63 (SE = 0,16) à chaque passage. En 2018, la probabilité de détection varie au cours du temps de 0,74 (SE = 0,08) lors du premier passage, 0,88 (SE = 0,08) lors du deuxième et 0,79 (SE = 0,08) lors du dernier passage

La probabilité de détection du Triton marbré est supérieure en 2018 par rapport à 2010 et 2014, particulièrement pour le 1^{er} passage (Figure 12).

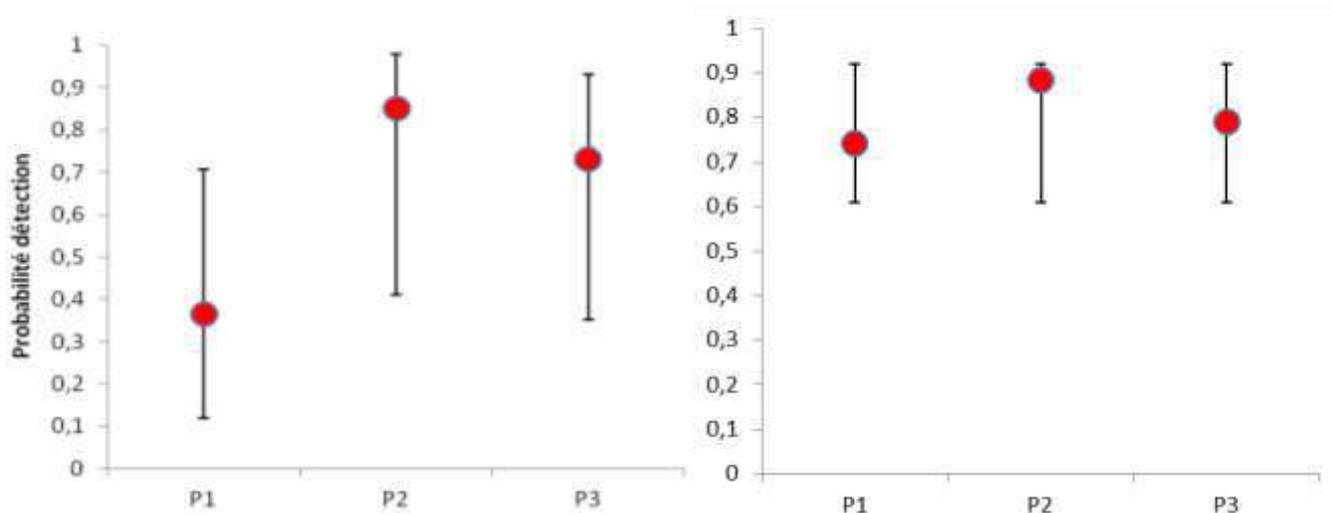


Figure 12. Variation temporelle des probabilités de détection du Triton marbré *Triturus marmoratus* au cours des 3 passages réalisés en 2010 (à gauche) et en 2018 (à droite).

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation varie au cours du temps ; l'extinction varie au cours du temps ; la probabilité de détection est constante : ψ (.) γ (t) ε (t) p (.).

Tableau V. Résultat de l'occupation multiple-saison pour le Triton marbré *Triturus marmoratus*, Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0055	0,0079	0	0,0210
$\gamma_{2014-2018}$	0,0285	0,0145	0,0001	0,0569
$\varepsilon_{2010-2014}$	0,5571	0,1880	0,1885	0,9256
$\varepsilon_{2014-2018}$	0	0	0	0
$\lambda_{2010-2014}$	0,5296	0,2227	0,0930	0,9662
$\lambda_{2014-2018}$	1,8792	0,6489	0,6074	3,1510

Entre 2010 et 2014, l'extinction locale estimée (ε) est supérieur à la colonisation de nouveaux sites (γ) pour le Triton marbré dans le Marais poitevin (Cf. **Tableau V**). Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une **baisse de l'occupation du Triton marbré entre 2010 et 2014** (Cf. **Tableau V**). Entre 2014 et 2018, la colonisation est légèrement supérieure à l'extinction locale et le taux de variation d'occupation est supérieur à 1 traduisant une **augmentation de l'occupation du Triton marbré entre 2014 et 2018**.

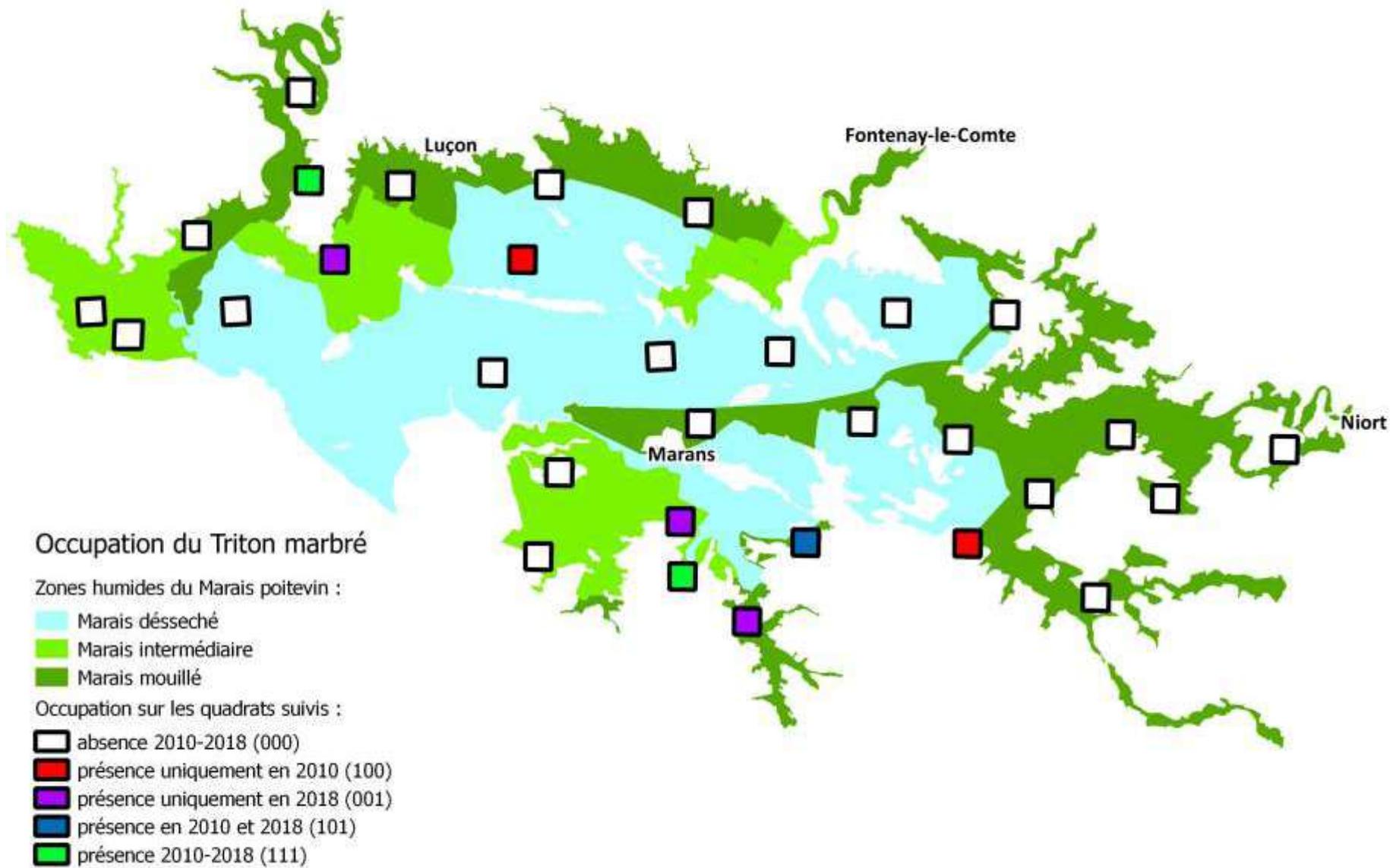


Figure 13. Occupation du Triton marbré *Triturus marmoratus* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

b) Le Triton palmé *Lissotriton helveticus*

Lors du suivi de 2018, le Triton palmé a été observé sur 8 des 31 quadrats étudiés (Figure 16), dont 6 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 4 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 16).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, le Triton palmé a été contacté sur 20 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,13$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection du Triton palmé et des variables habitat aquatique « mare » et milieu dominant « culture » et (Cf. Tableau VI). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau VII. Le modèle retenu est ajusté pour l'année 2010 ($\hat{c}_{2010} = 1,62$), 2014 ($\hat{c}_{2014} = 0,79$) et 2018 ($\hat{c}_{2018} = 0,91$).

Tableau VII. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection du Triton palmé *Lissotriton helveticus* de 2010 à 2018 : AIC, wi = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi
psi(cst x mare),p(t)	255,54	0,153	psi(cst x mare x culture),p(.)	183,60	0,100	psi(cst x mare x culture), p(t)	157,48	0,427
psi(cst x mare x culture),p(t)	256,46	0,097	psi(cst x mare x connectivité paysagère),p(.)	184,64	0,060	psi(cst x mare), p(t)	160,15	0,112
psi(cst x fossé primaire x mare),p(t)	256,64	0,088	psi(cst x mare x connectivité paysagère x culture),p(.)	184,79	0,055	psi(cst x mare x culture), p(.)	162,9	0,028
psi(cst x mare x prairie),p(t)	257,26	0,065	psi(cst x fossé primaire x mare x culture),p(.)	184,84	0,054	psi(cst x culture), p(t)	166,41	0,005

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau VIII).

Tableau VIII. Résultat de l'inférence multi-modèles pour le Triton palmé de 2010 à 2018,

Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,208	0,083	[0,137 ; 0,372]
2014	0,126	0,044	[0,074 ; 0,335]
2018	0,130	0,036	[0,074 ; 0,366]

D'après ces résultats, l'occupation du Triton palmé dans le Marais poitevin a diminué entre 2010 et 2014 puis est restée stable entre 2014 et 2018 (Figure 14). Cependant, le

chevauchement des intervalles de confiance ne permet pas de traduire une tendance uniquement avec ce paramètre.

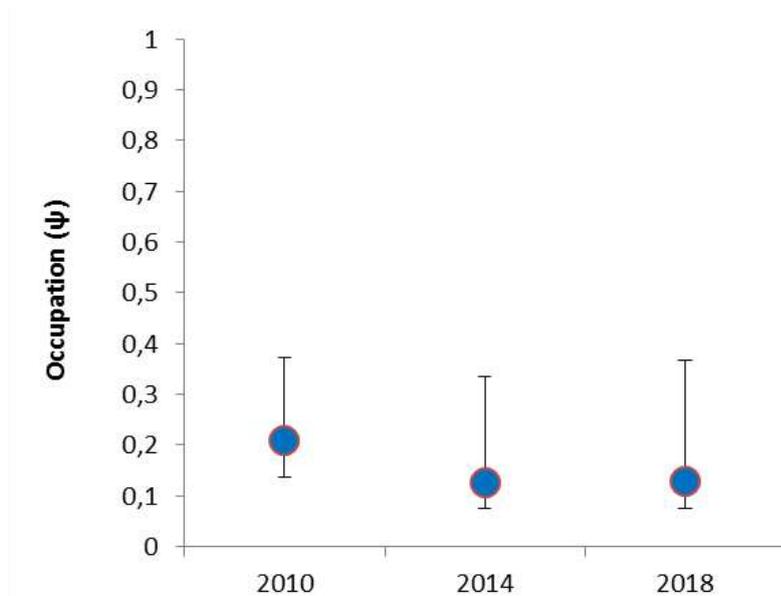


Figure 14. Occupation estimée du Triton palmé dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

En 2010, la probabilité de détection du Triton palmé varie au cours du temps avec des valeurs de 0,27 (SE = 0,08) lors du premier passage, 0,70 (SE = 0,10) lors du deuxième et 0,38 (SE = 0,09) lors du dernier passage (**Figure 15**). En 2014, la probabilité de détection est constante et égale à 0,57 (SE = 0,08) à chaque passage. En 2018, la probabilité de détection varie au cours du temps avec des valeurs de 0,70 (SE = 0,10) lors du premier passage, 1,00 (SE = 0,00) lors du deuxième et 0,80 (SE = 0,09) lors du dernier passage.

La probabilité de détection du Triton palmé est supérieure en 2018 par rapport à 2010 et 2014 (Figure 15).

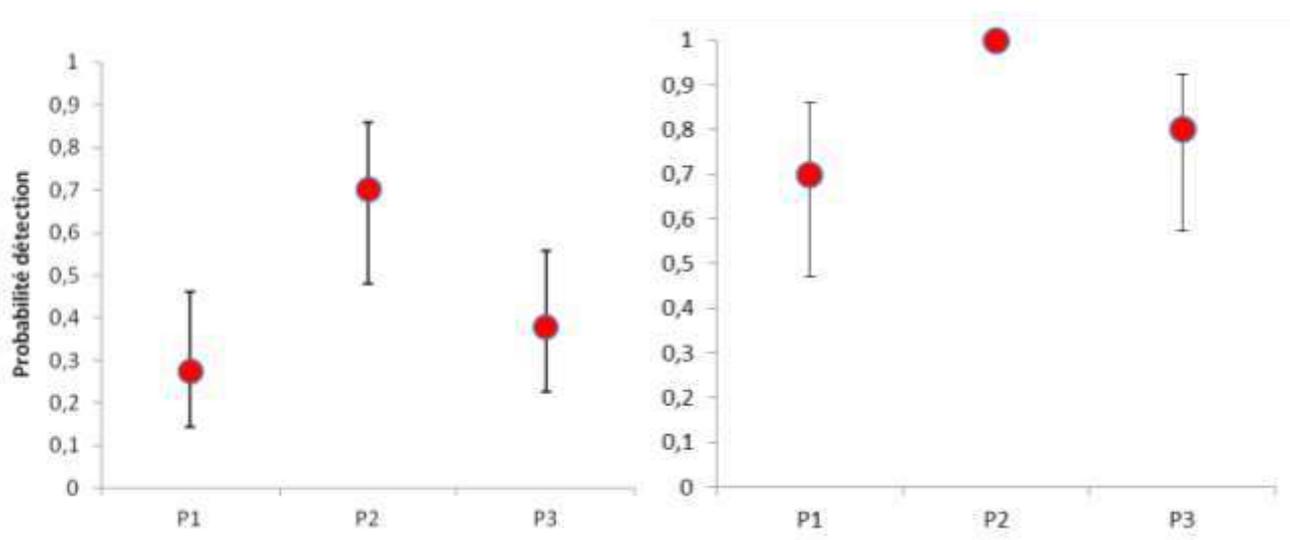


Figure 15. Variation temporelle des probabilités de détection du Triton palmé *Lissotriton helveticus* au cours des 3 passages réalisés en 2010 (à gauche) et en 2018 (à droite).

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation est constante ; l'extinction varie en fonction de l'évolution des herbiers aquatiques ; la probabilité de détection fluctue en fonction des passages : ψ (.) γ (.) ε (cst x évolution herbier) $p(t)$.

Tableau IX. Résultat de l'occupation multiple-saison pour le Triton palmé *Lissotriton helveticus*
 Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0071	0,0074	0	0,0216
$\gamma_{2014-2018}$	0,0071	0,0074	0	0,0216
$\varepsilon_{2010-2014}$	0,3963	0,0921	0,2158	0,5768
$\varepsilon_{2014-2018}$	0,3963	0,0921	0,2158	0,5768
$\lambda_{2010-2014}$	0,8673	0,0662	0,7374	0,9971
$\lambda_{2014-2018}$	0,8716	0,0654	0,7434	0,9998

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ε) est nettement supérieur à la colonisation de nouveaux sites pour le Triton palmé dans le Marais poitevin. Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une **baisse de l'occupation du Triton palmé dans le Marais poitevin entre 2010 et 2018** (Cf. Tableau IX).

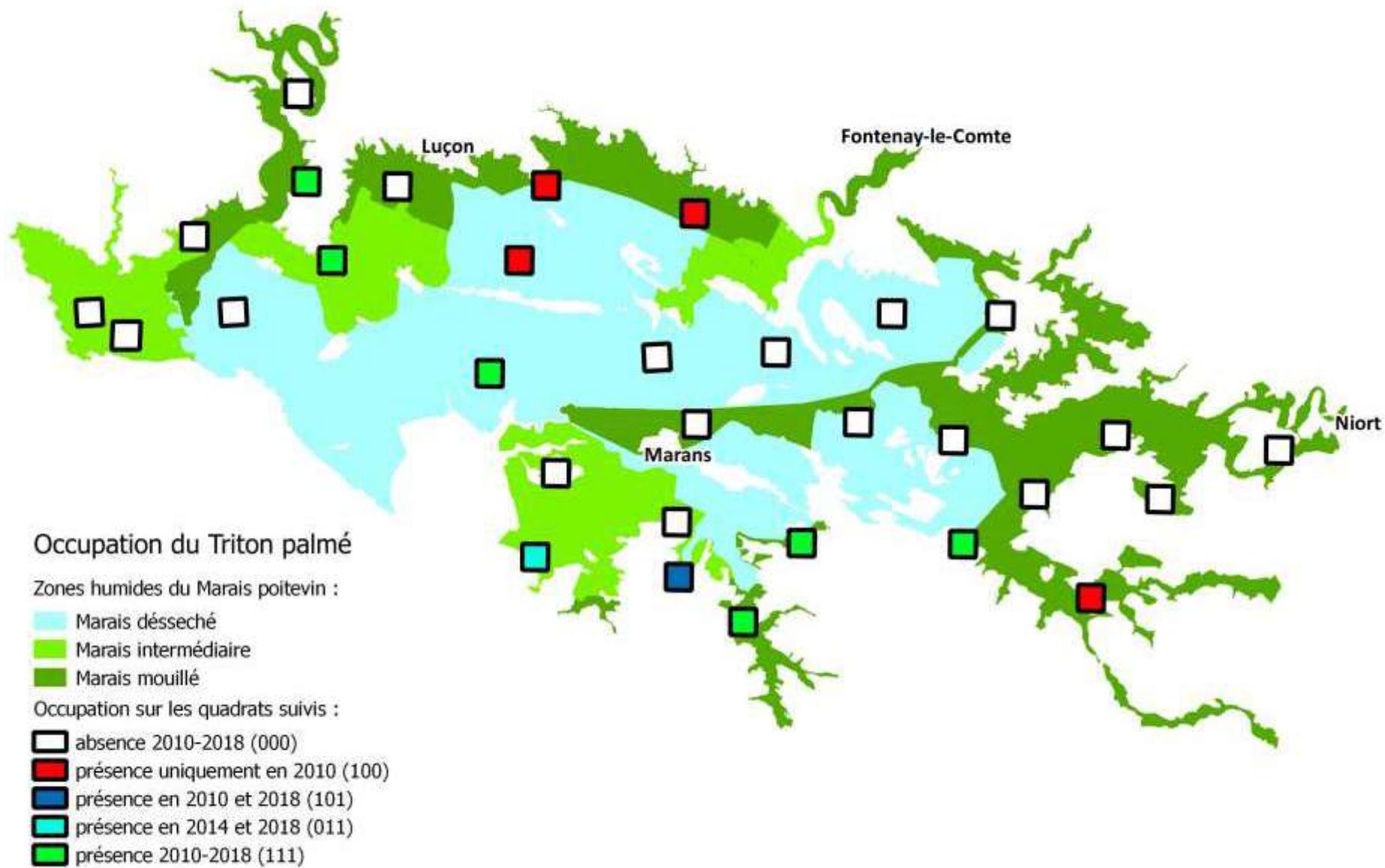


Figure 16. Occupation du Triton palmé *Lissotriton helveticus* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

c) Le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*

Lors du suivi de 2018, le Pélodyte ponctué a été observé sur 9 des 31 quadrats étudiés (Figure 19), dont 6 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018 et 1 quadrat nouvellement occupé en 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 2 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 19).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, le Pélodyte ponctué a été contacté sur 15 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,10$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection du Pélodyte ponctué et des variables « mare », « ombrage » et « végétation rivulaire » (Cf. Tableau X). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XI. Les modèles retenus sont ajustés pour les années 2010, 2014 et 2018 ($\hat{c}_{2010} = 2,12$; $\hat{c}_{2014} = 1,37$; $\hat{c}_{2018} = 2,47$).

Tableau XI. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection du Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* de 2010 à 2018 : AIC, w_i = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i
psi(cst x végétation rivulaire x temporaire x fossé primaire x ombrage x profondeur d'eau),p(t)	127,17	0,422	psi(cst x végétation rivulaire x fossé primaire x profondeur d'eau),p(t)	95,94	0,101	psi(cst x mare x ombrage),p(t)	118,60	0,9220
psi(cst x végétation rivulaire x fossé primaire x ombrage x profondeur d'eau x connectivité paysagère),p(t)	132,38	0,031	psi(cste x végétation rivulaire x fossé primaire x prairie x profondeur d'eau),p(t)	97,45	0,048	psi(cst x mare x ombrage),p(t3)	125,28	0,0327
psi(cst x ombrage x profondeur d'eau x connectivité paysagère),p(t)	132,40	0,031	psi(cst x végétation rivulaire x fossé primaire x profondeur d'eau x culture),p(t)	97,45	0,048	psi(cst x mare x végétation rivulaire),p(t3)	125,83	0,0248
psi(cst x végétation rivulaire x fossé primaire x ombrage x profondeur d'eau x culture),p(t)	133,27	0,020	psi(cste x végétation rivulaire x temporaire x fossé primaire x profondeur d'eau),p(t)	97,63	0,043	psi(cst x mare x ombrage x végétation rivulaire),p(t3)	126,46	0,0181

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau XII).

Tableau XII. Résultat de l'inférence multi-modèles pour le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* de 2010 à 2018, ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,223	0,037	[0,048 ; 0,312]
2014	0,065	0,065	[0,049 ; 0,238]
2018	0,097	0,034	[0,050; 0,215]

D'après ces résultats, l'occupation du Pélodyte ponctué dans le Marais poitevin a diminué entre 2010 et 2014 puis est restée stable entre 2014 et 2018 (Figure 17). Cependant, le chevauchement des intervalles de confiance ne permet pas de traduire une tendance uniquement avec ce paramètre.

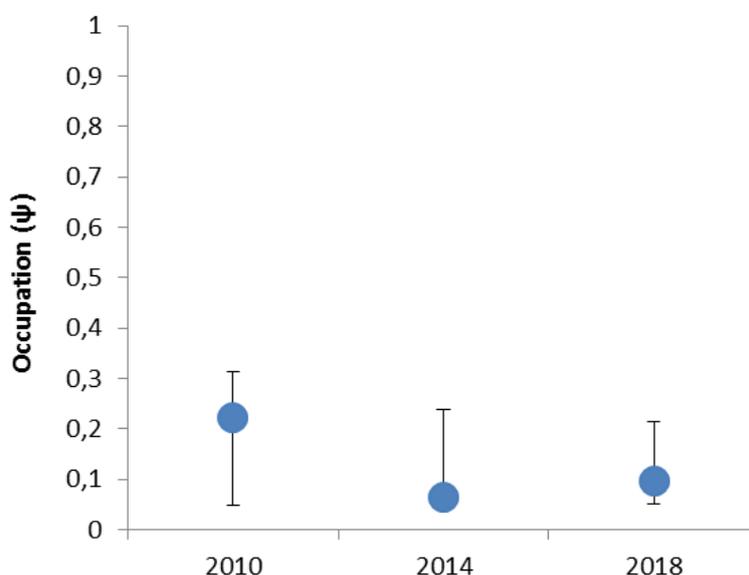


Figure 17. Occupation estimée du Pélodyte ponctué dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

De 2010 à 2018, la probabilité de détection du Pélodyte ponctué varie au cours du temps. En 2010, elle prend des valeurs de 0,42 (SE = 0,80) lors du premier passage, 0,31 (SE = 0,07) lors du deuxième et 0,03 (SE = 0,03) lors du dernier passage (Figure 18). En 2014, la probabilité de détection varie au cours du temps avec des valeurs de 0,87 (SE = 0,23) lors du premier passage, 0,48 (SE = 0,18) lors du deuxième et 0,32 (SE = 0,15) lors du dernier passage (Figure 18). En 2018, elle varie au cours du temps avec des valeurs de 1 (SE = 0) lors du premier passage, 0,6 (SE = 0,13) lors du deuxième et 0,2 (SE = 0,10) lors du dernier passage.

La probabilité de détection du Pélodyte ponctué diminue au fil des passages ; elle est plus élevée en 2018 par rapport à 2010 et 2014 (Figure 18).

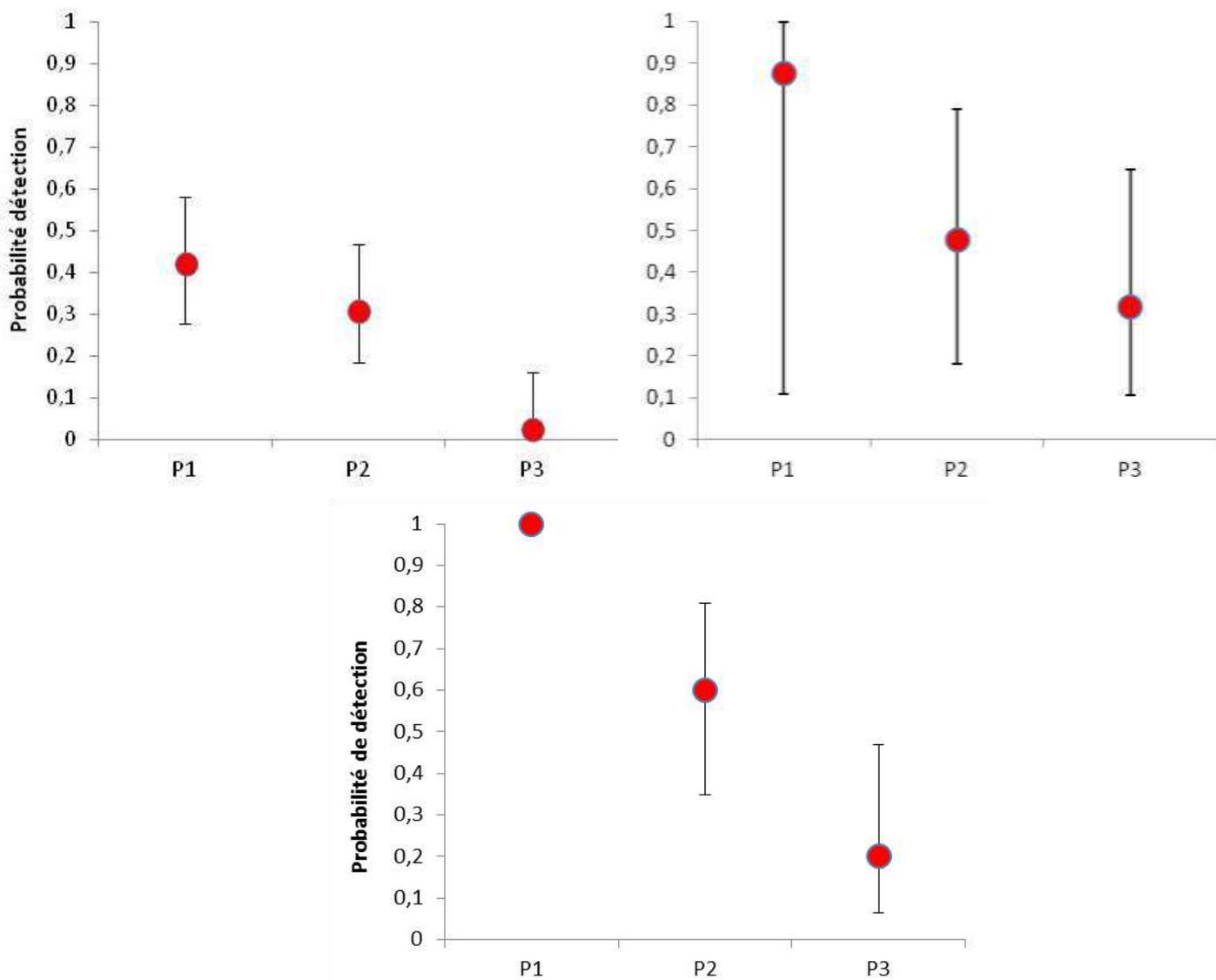


Figure 18. Variation temporelle des probabilités de détection du Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* au cours des 3 passages réalisés en 2010 (en haut à gauche), en 2014 (en haut à droite) et 2018 (en bas).

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation est constante ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection varie en fonction des passages : ψ (.) γ (.) ϵ (.) $p(t)$.

Tableau XIII. Résultat de l'occupation multiple-saison pour le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*

Ψ occupation ; γ colonisation ; ϵ extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0181	0,0103	0	0,0384
$\gamma_{2014-2018}$	0,0181	0,0103	0	0,0384
$\epsilon_{2010-2014}$	0,3346	0,0841	0,1697	0,4995
$\epsilon_{2014-2018}$	0,3346	0,0841	0,1697	0,4995
$\lambda_{2010-2014}$	0,7704	0,1031	0,5863	0,9726
$\lambda_{2014-2018}$	0,8071	0,0975	0,6160	0,9983

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ϵ) est nettement supérieure à la colonisation de nouveaux sites pour le Pélodyte ponctué dans le Marais poitevin. Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant **une baisse significative de l'occupation du Pélodyte ponctué dans le Marais poitevin entre 2010 et 2018** (Cf. Tableau XIII).

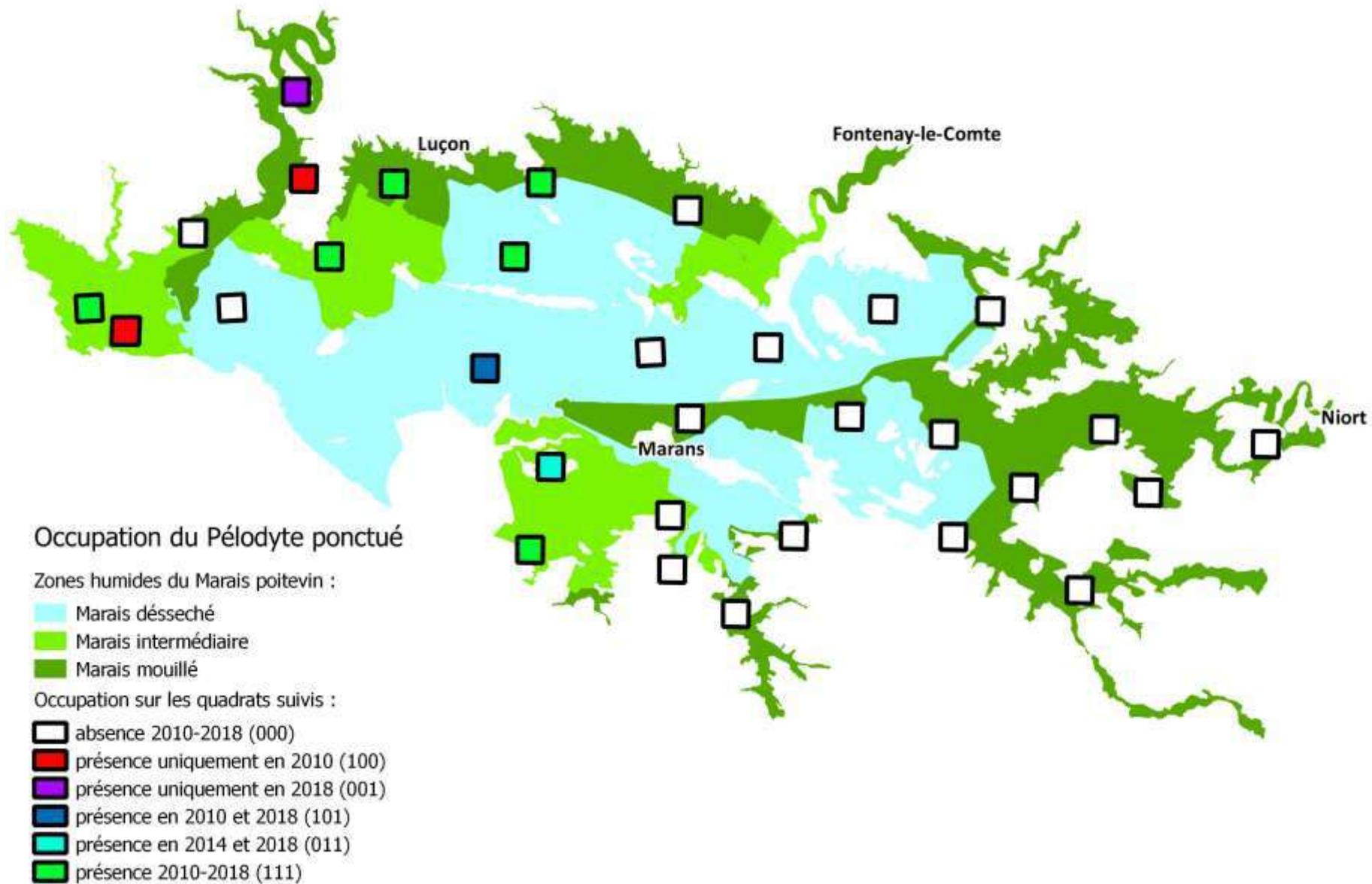


Figure 19. Occupation du Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

d) Le Crapaud épineux *Bufo spinosus*

Lors du suivi de 2018, le Crapaud épineux a été observé sur 4 des 31 quadrats étudiés (Figure 22), dont 2 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018 et 2 quadrats nouvellement occupés en 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 3 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 22).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, le Crapaud épineux a été contacté sur 4 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,03$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection du Crapaud épineux (Cf. Tableau XIV). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XV. Les modèles retenus sont ajustés pour les années 2010, 2014 et 2018 ($\hat{c}_{2010} = 2,80$; $\hat{c}_{2014} = 1,28$; $\hat{c}_{2018} = 0,87$).

Tableau XV. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection du Crapaud épineux *Bufo spinosus* en 2010 et en 2014 : AIC, w_i = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i
psi(.),p(t)	61,85	0,394	psi(cst x végétation rivulaire),p(.)	28,92	0,322	psi(.),p(t)	54,1	0,259
psi(cst x végétation rivulaire),p(t)	63,85	0,145	psi(cst x végétation rivulaire),p(t)	30,31	0,161	psi(cst x végétation rivulaire),p(t)	55,61	0,122
psi(.),p(.)	66,04	0,049	psi(.),p(.)	30,74	0,130	psi(.),p(.)	56,03	0,099
psi(cst x végétation rivulaire),p(.)	68,04	0,018	psi(.),p(t)	32,12	0,065	psi(cst x végétation rivulaire),p(.)	57,54	0,005

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle inconditionnel a ensuite été calculé (Tableau XVI).

Tableau XVI. Résultat de l'inférence multi-modèles pour le Crapaud épineux *Bufo spinosus*, en 2010 et en 2014, Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,021	0,018	[0,015 ; 0,076]
2014	0,016	0,030	[0,029 ; 0,047]
2018	0,027	0,004	[0,007 ; 0,101]

D'après ces résultats, l'occupation estimée du Crapaud épineux est assez stable entre 2010 et 2018 (Figure 20). Cependant, le chevauchement des intervalles de confiance ne permet pas de traduire une tendance uniquement avec ce paramètre.

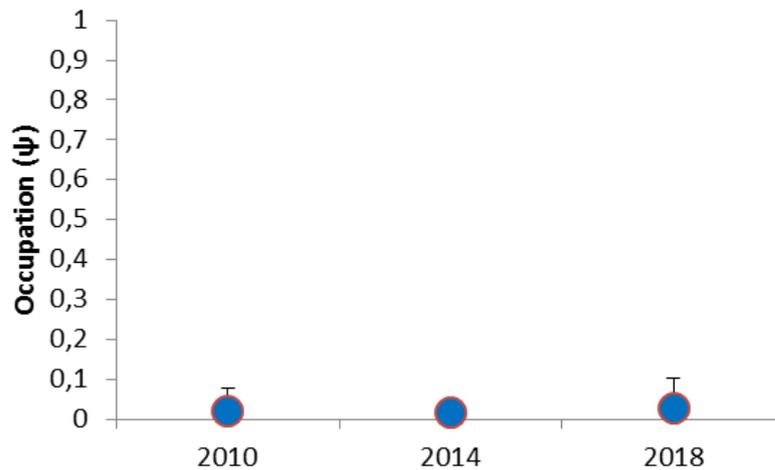


Figure 20. Occupation estimée du Crapaud épineux dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

En 2010, la probabilité de détection du Crapaud épineux varie au cours du temps avec des valeurs de 0,2 (SE = 0,18) lors du premier passage, 1 (SE = 0) lors du deuxième et 0,2 (SE = 0,18) lors du dernier passage (**Figure 21**). En 2014, la probabilité de détection est constante et égale à 0,83 (SE = 0,35) à chaque passage. En 2018, la probabilité de détection varie au cours du temps avec des valeurs de 0,71 (SE = 0,20) lors du premier passage, 0,86 (SE = 0,19) lors du deuxième et 0,39 (SE = 0,27) lors du dernier passage.

La probabilité de détection du Crapaud épineux est très variable en fonction des années (Figure 21).

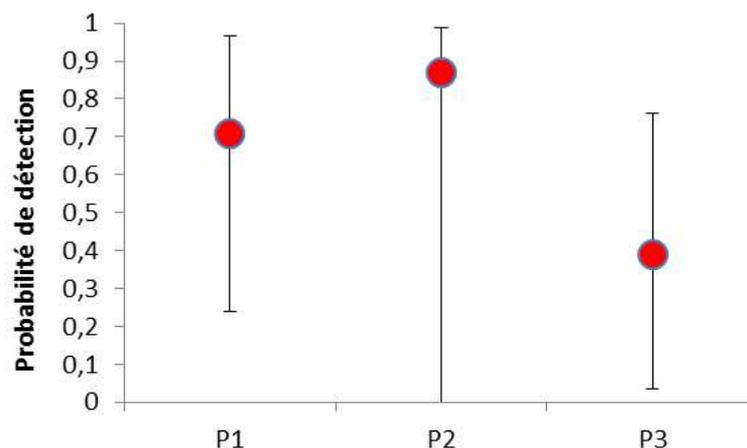


Figure 21. Variation temporelle des probabilités de détection du Crapaud épineux *Bufo spinosus* au cours des 3 passages réalisés en 2018.

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation est constante ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection fluctue en fonction des passages : ψ (.) γ (.) ε (.) $p(t)$.

Tableau XVII. Résultat de l'occupation multiple-saison pour le Crapaud épineux *Bufo spinosus*
 Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0101	0,0058	0	0,0214
$\gamma_{2014-2018}$	0,0101	0,0058	0	0,0214
$\varepsilon_{2010-2014}$	0,5120	0,1767	0,1657	0,8583
$\varepsilon_{2014-2018}$	0,5120	0,1767	0,1657	0,8583
$\lambda_{2010-2014}$	0,7745	0,2769	0,2318	1,3173
$\lambda_{2014-2018}$	0,8609	0,1923	0,4840	1,2377

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ε) est supérieure à la colonisation (γ) de nouveaux sites pour le Crapaud épineux dans le Marais poitevin. Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une **baisse de la distribution du Crapaud épineux** sur cette période (Cf. Tableau XVII). Cependant, **cette tendance reste incertaine** en prenant en compte les intervalles de confiance.

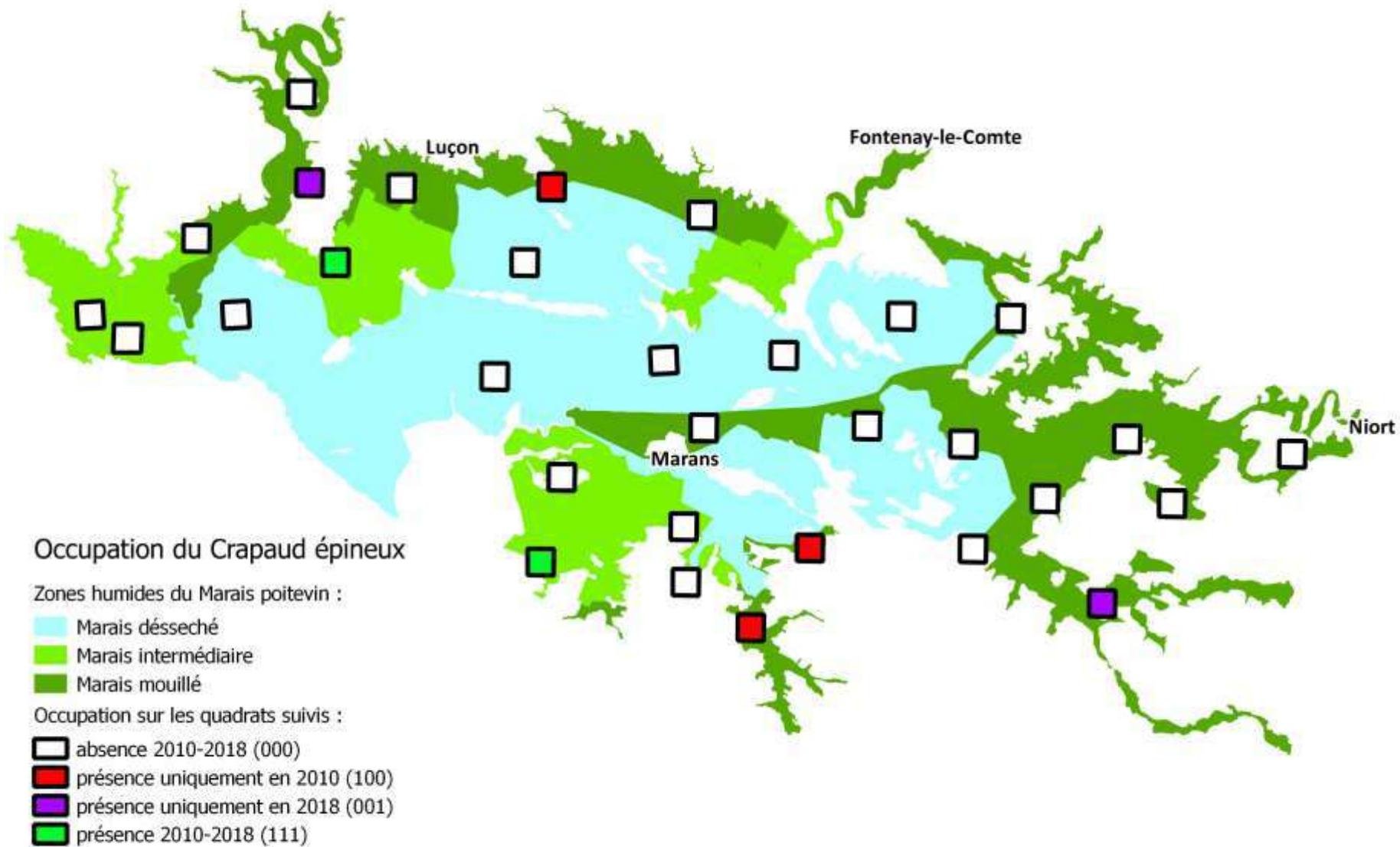


Figure 22. Occupation du Crapaud épineux *Bufo spinosus* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

e) **La Rainette méridionale *Hyla meridionalis***

Lors du suivi de 2018, le Rainette méridionale a été observée sur 4 des 31 quadrats étudiés (Figure 25), dont 1 quadrat occupé par l'espèce de 2010 à 2018 (Figure 25).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, la Rainette méridionale a été contactée sur 12 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,08$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection de la Rainette méridionale et des variables milieu dominant « prairie », habitat aquatique « fossé primaire » et « mare », « temporaire », « profondeur de fond » (Cf. Tab. XVIII). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XIX. Le modèle retenu est ajusté pour l'année 2014 ($\hat{c}_{2014} = 1,30$) mais moins bien ajusté pour les années 2010 et 2018 ($\hat{c}_{2010} = 0,41$; $\hat{c}_{2018} = 0,65$).

Tableau XIX. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection de la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* de 2010 à 2018 : AIC, w_i = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i
psi(cst x temporaire x profondeur fond x mare),p(.)	41,01	0,113	psi(cst x temporaire x profondeur fond x prairie),p(.)	67,85	0,074	psi(cst x prairie x fossé primaire),p(t)	118,52	0,260
psi(cst x temporaire x profondeur fond x mare x prairie),p(.)	41,80	0,076	psi(cst x temporaire x mare),p(.)	68,13	0,065	psi(cst x temporaire x prairie x fossé primaire),p(t)	119,43	0,165
psi(cst x temporaire x profondeur fond x mare),p(t)	41,88	0,073	psi(cst x temporaire x mare x prairie),p(.)	68,42	0,056	psi(cst x profondeur fond x prairie x fossé primaire),p(t)	120,02	0,123
psi(cst x temporaire x profondeur fond x mare x prairie),p(t)	42,42	0,056	psi(cst x temporaire x profondeur fond x mare),p(.)	68,42	0,056	psi(cst x prairie x mare x fossé primaire),p(t)	120,52	0,096

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau XX).

Tableau XX. Résultat de l'inférence multi-modèles pour la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* de 2010 à 2018, Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,060	0,043	[0,000 ; 0,149]
2014	0,047	0,034	[0,019 ; 0,271]
2018	0,088	0,080	[0,029 ; 0,208]

D'après ces résultats, l'occupation de la Rainette méridionale reste assez stable dans le Marais poitevin entre 2010 et 2018, avec des intervalles de confiance qui se chevauchent (Figure 23).

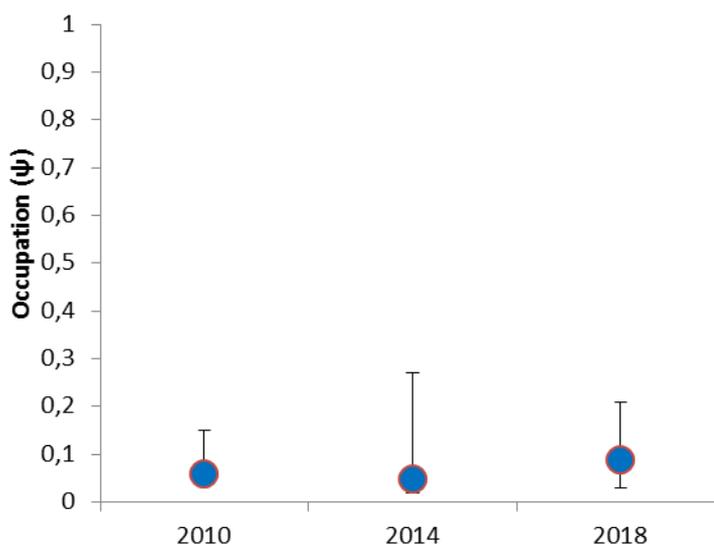


Figure 23. Occupation estimée de la Rainette méridionale dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

En 2010, le faible nombre de données concernant la Rainette méridionale n'a pas permis de calculer la probabilité de détection de l'espèce. En 2014, la probabilité de détection est constante et égale à 0,38 (SE = 0,16) à chaque passage. En 2018, la probabilité de détection varie au cours du temps de 0,22 (SE = 0,13) lors du premier passage, 0,74 (SE = 0,23) lors du deuxième et 0,44 (SE = 0,18) lors du dernier passage (Figure 24).

La probabilité de détection de la Rainette méridionale en 2018 est supérieure à celle de l'année 2014 pour les 2^{ème} et 3^{ème} passages (Figure 24).

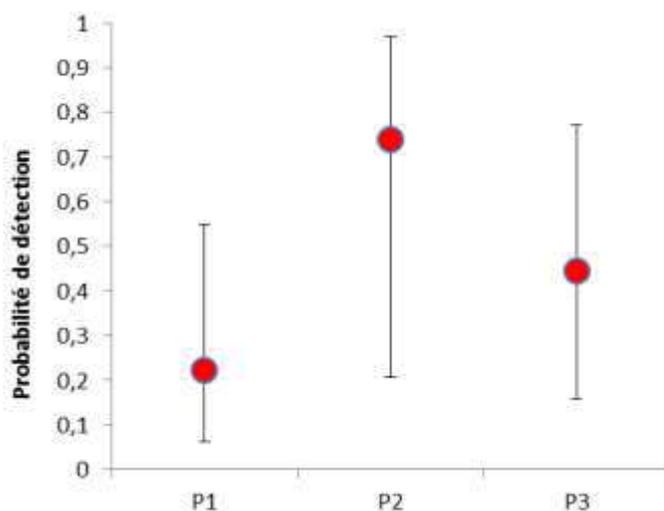


Figure 24. Variation temporelle des probabilités de détection de la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* au cours des 3 passages réalisés en 2018.

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation est constante ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection varie en fonction des années : ψ (.) γ (.) ε (.) p (années).

Tableau V. Résultat de l'occupation multiple-saison pour la Rainette méridionale *Hyla meridionalis*,
 Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,011	0,0218	0,0001	0,0536
$\gamma_{2014-2018}$	0,011	0,0218	0,0001	0,0536
$\varepsilon_{2010-2014}$	0	0	0	0
$\varepsilon_{2014-2018}$	0	0	0	0
$\lambda_{2010-2014}$	1,157	0,4122	0,3491	1,9649
$\lambda_{2014-2018}$	1,1342	0,3018	0,5428	1,726

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ε) est nulle et la colonisation de nouveaux sites pour la Rainette méridionale dans le Marais poitevin est faible (Cf. **Tableau V**). Le taux de variation d'occupation (λ) est légèrement supérieur 1 traduisant une certaine **stabilité de l'occupation de la Rainette méridionale entre 2010 et 2018** (Cf. **Tableau V**).

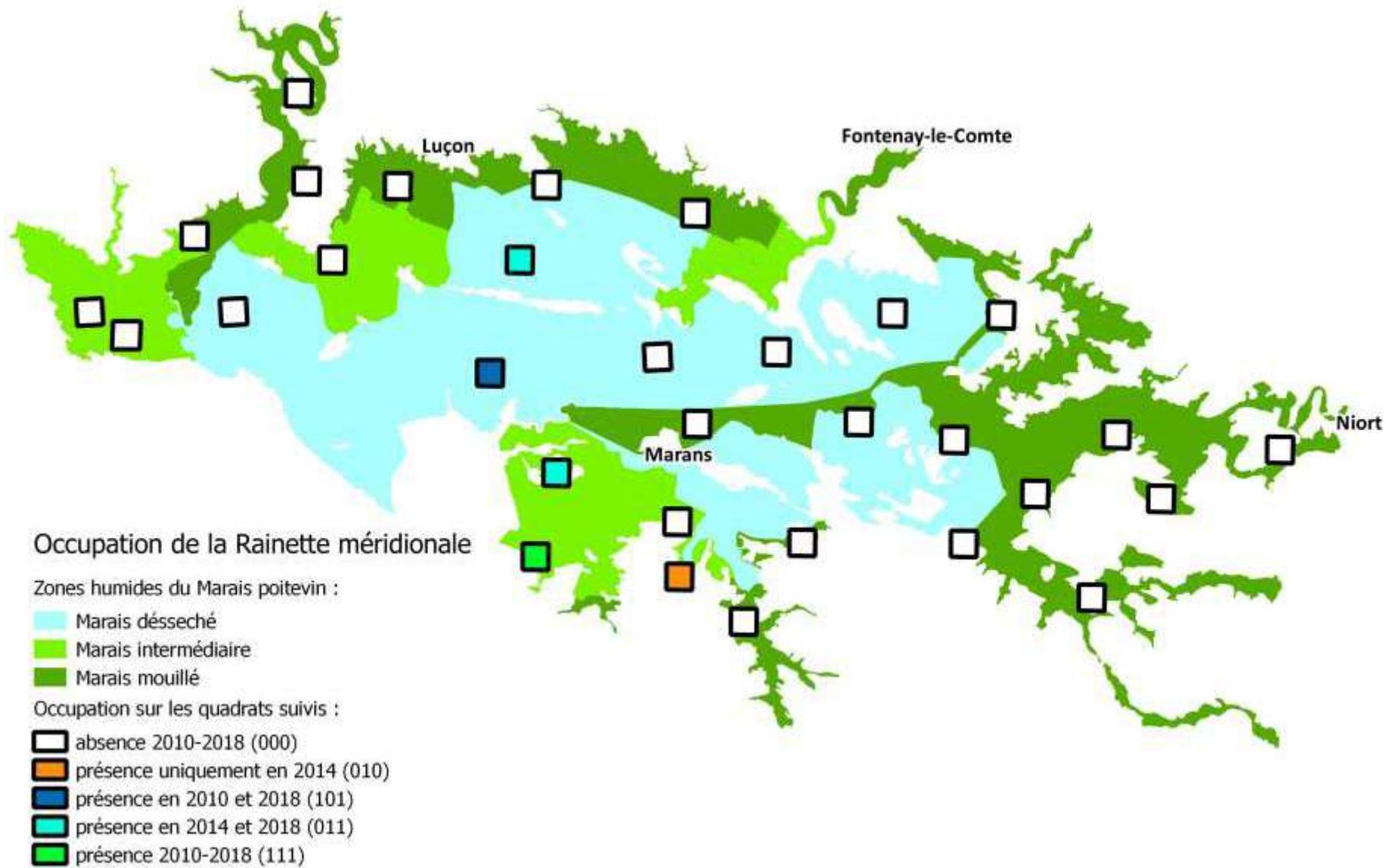


Figure 25. Occupation de la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

f) La Grenouille rousse *Rana temporaria*

Lors du suivi de 2018, la Grenouille rousse a été observée sur 2 des 31 quadrats étudiés (Figure 28), occupés par l'espèce de 2010 à 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 1 quadrat en 2014 et 2018 (Figure 28).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, la Grenouille rousse a été contactée sur 5 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,03$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection de la Grenouille rousse et des variables habitat aquatique « fossé primaire », milieu dominant « bois » et « temporaire » (Cf. Tableau XXI). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XXII. Les modèles retenus sont mal ajustés pour les années 2010 et 2014 ($\hat{c}_{2010} = 0,51$ et $\hat{c}_{2014} = 0,42$). En revanche, le modèle est ajusté pour l'année 2018 ($\hat{c}_{2018} = 2,39$).

Tableau XXII. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection de la Grenouille rousse *Rana temporaria* de 2010 à 2018 : AIC, wi = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi
psi(cst x bois x fossé primaire),p(.)	38,94	0,125	psi(cst x temporaire x bois),p(t)	53,56	0,356	psi(cst x fossé primaire x bois),p(t)	48,77	0,351
psi(cst x bois),p(.)	39,26	0,107	psi(cst x temporaire x bois x fossé primaire),p(t)	55,07	0,167	psi(cst x bois),p(t)	49,35	0,263
psi(cst x bois x fossé primaire),p(t)	39,72	0,085	psi(cst x temporaire),p(t)	57,71	0,045	psi(cst x temporaire x bois)	50,01	0,189
psi(cst x temporaire x bois),p(.)	39,75	0,083	psi(cst x temporaire x fossé primaire),p(t)	58,54	0,029	psi(cst x temporaire x bois x fossé primaire)	50,53	0,146

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau XXIII).

Tableau XXIII. Résultat de l'inférence multi-modèles pour la Grenouille rousse *Rana temporaria* de 2010 à 2018, Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	Ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,020	-	[0,019 ; 0,183]
2014	0,038	0,005	[0,003 ; 0,085]
2018	0,033	0,018	[0,011 ; 0,404]

D'après ces résultats, l'occupation de la Grenouille rousse dans le Marais poitevin est assez stable entre 2010 et 2018, avec des intervalles de confiance qui se chevauchent (Figure 26).

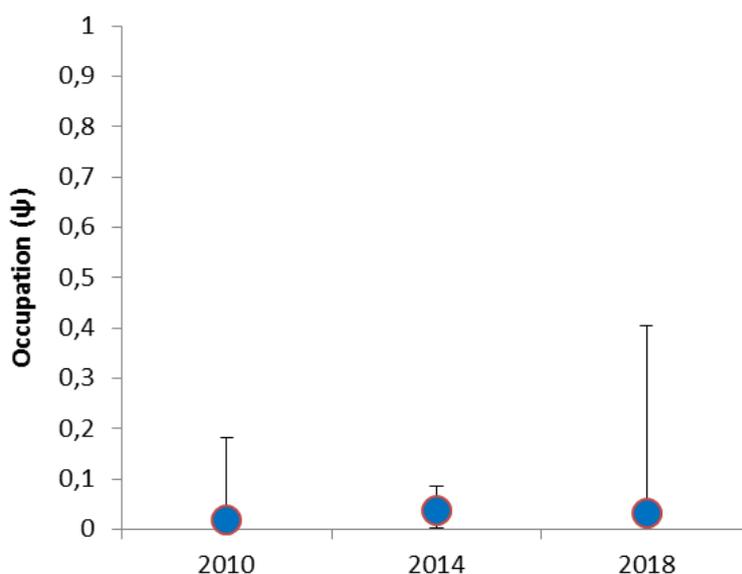


Figure 26. Occupation estimée de la Grenouille rousse dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

En 2010, la probabilité de détection de l'espèce est constante avec une valeur de 0,32 (SE = 0,05). En 2014, la probabilité de détection varie au cours du temps avec des valeurs de 1 (SE = 0) lors du premier passage, 0,83 (SE = 0,15) lors du deuxième et 0 (SE = 0) lors du dernier passage (Figure 27). En 2018, la probabilité de détection est constante et égale à 0,79 (SE = 0,11) à chaque passage.

La probabilité de détection de la Grenouille rousse décroît au cours des passages en 2014 tandis qu'elle est constante en 2018 (Figure 27).

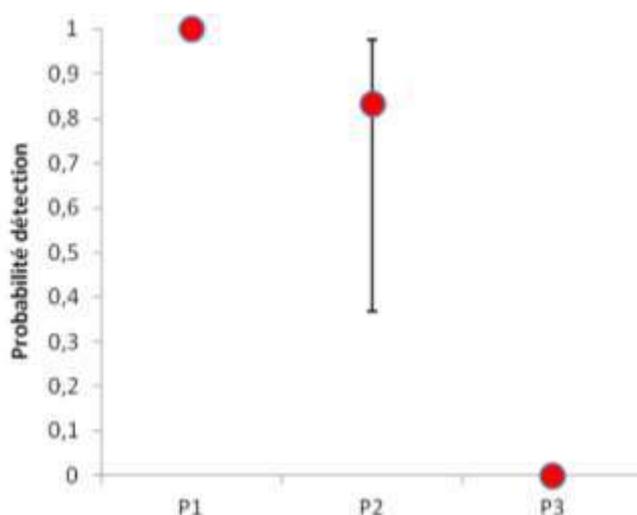


Figure 27. Variation temporelle des probabilités de détection de la Grenouille rousse *Rana temporaria* au cours des 3 passages réalisés en 2014.

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation est constante ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection est constante : ψ (.) γ (.) ϵ (.) p (.).

Tableau XXIV. Résultat de l'occupation multiple-saison pour la Grenouille rousse *Rana temporaria*
 ψ occupation ; γ colonisation ; ϵ extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0168	0,0079	0,0013	0,0323
$\gamma_{2014-2018}$	0,0168	0,0079	0,0013	0,0323
$\epsilon_{2010-2014}$	0,3025	0,1675	0,0000	0,6309
$\epsilon_{2014-2018}$	0,3025	0,1675	0,0000	0,6309
$\lambda_{2010-2014}$	1,4276	0,5883	0,2744	2,5807
$\lambda_{2014-2018}$	1,2039	0,2135	0,7854	1,6223

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ϵ) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites pour la Grenouille rousse dans le Marais poitevin. Cependant, le taux de variation d'occupation (λ) est supérieur à 1. **Aucune tendance claire ne se dégage concernant la distribution de la Grenouille rousse dans le Marais poitevin du fait d'intervalles de confiance très larges pour l'ensemble des paramètres estimés (Cf. Tableau XXIV).**

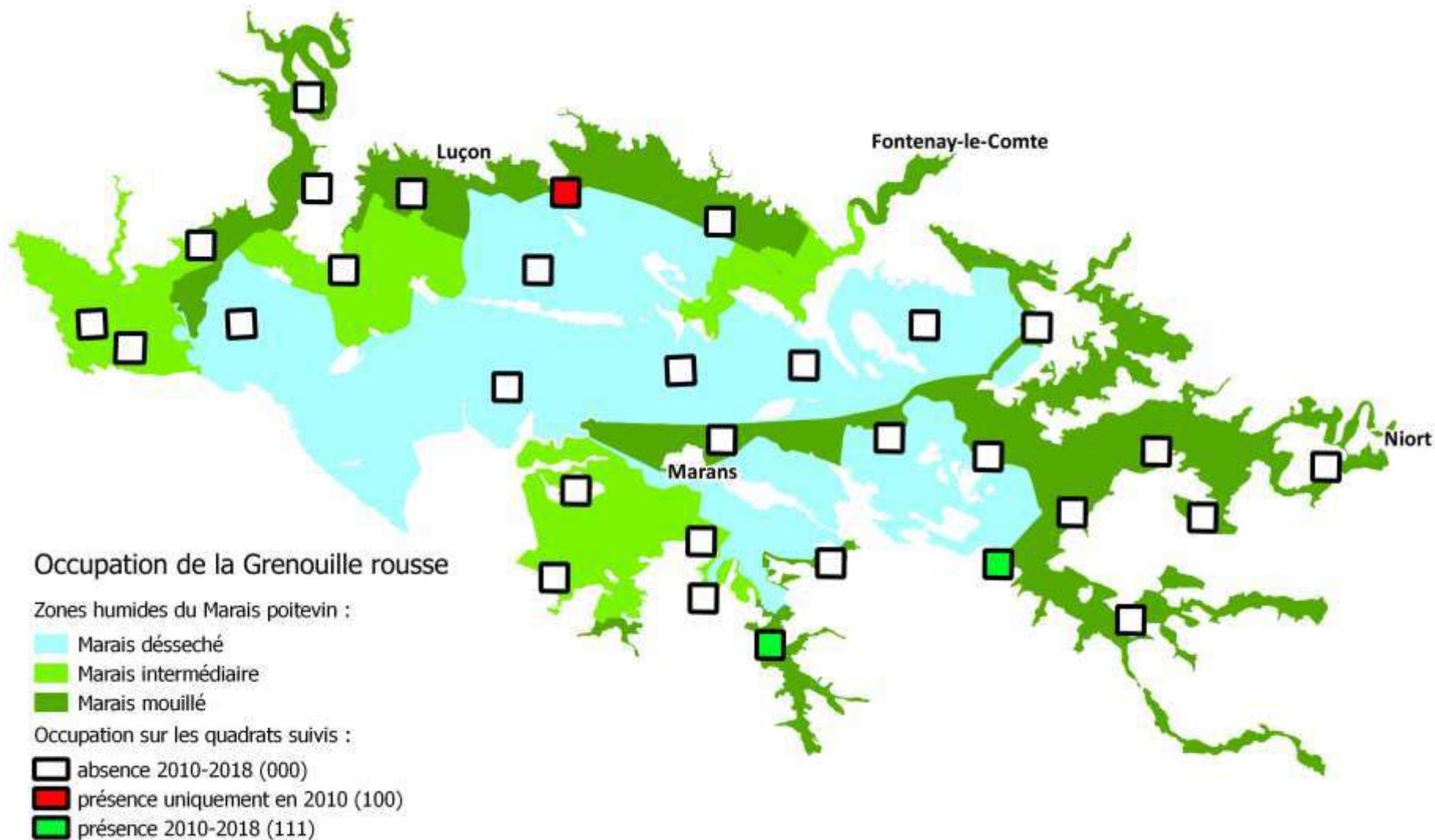


Figure 28. Occupation de la Grenouille rousse *Rana temporaria* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

g) La Grenouille agile Rana dalmatina

Lors du suivi de 2018, la Grenouille agile a été observée sur 9 des 31 quadrats étudiés (Figure 31), dont 6 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 5 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 31).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, la Grenouille agile a été contactée sur 19 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,12$.

En 2018, l'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection de la Grenouille agile et des variables « végétation rivulaire » ; « turbidité » ; « temporaire » ; « connectivité paysagère » ; milieu dominant « bois » ou « culture » (Cf. Tableau XXV). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XXVI. Les modèles retenus sont ajustés pour les années 2010, 2014 et 2018 ($\hat{c}_{2010} = 2,21$; $\hat{c}_{2014} = 1,39$; $\hat{c}_{2018} = 1,65$).

Tableau XXVI. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection de la Grenouille agile *Rana dalmatina* de 2010 à 2018 : AIC, wi = Poids de l'AIC (AICwgt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi	Modèles	AIC	wi
psi(cst x fossé primaire x connectivité paysagère),p(t)	240,78	0,189	psi(cst x temporaire x connectivité paysagère),p(t)	169,65	0,146	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité x temporaire x connectivité paysagère),p(.)	166,24	0,089
psi(cst x culture x fossé primaire x connectivité paysagère),p(t)	241,56	0,128	psi(cst x temporaire x culture),p(t)	169,70	0,142	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité x temporaire x connectivité paysagère),p(t)	167,11	0,058
psi(cst x temporaire x fossé primaire x connectivité paysagère),p(t)	242,70	0,072	psi(cst x temporaire x culture x connectivité paysagère),p(t)	170,58	0,092	psi(cst x bois x végétation rivulaire x turbidité x temporaire x connectivité paysagère),p(.)	167,49	0,048
psi(cst x culture x fossé primaire),p(t)	242,90	0,065	psi(cst x temporaire),p(t)	170,99	0,075	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité x temporaire x connectivité paysagère x culture),p(.)	167,52	0,047

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau XXVII).

Tableau XXVII. Résultat de l'inférence multi-modèles pour la Grenouille agile *Rana dalmatina* de 2010 à 2018,

Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,146	0,069	[0,125 ; 0,346]
2014	0,161	0,056	[0,082 ; 0,334]
2018	0,127	0,050	[0,060 ; 0,319]

D'après ces résultats, l'occupation de la Grenouille agile dans le Marais poitevin reste assez stable entre 2010 et 2018, avec un chevauchement des intervalles de confiance (Figure 29).

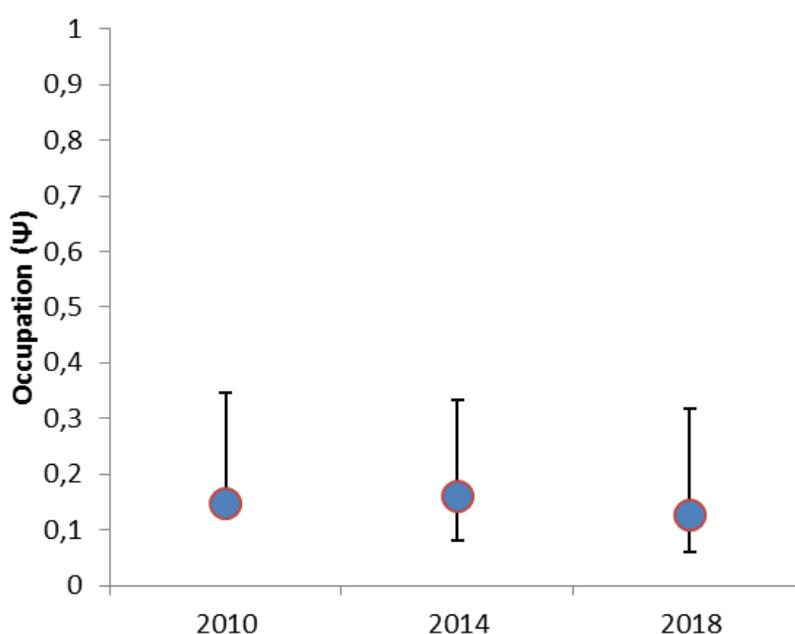


Figure 29. Occupation estimée de la Grenouille agile dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

De 2010 à 2018, la probabilité de détection de la Grenouille agile varie au cours du temps. En 2010, elle prend des valeurs de 0,75 (SE = 0,09) lors du premier passage, 0,57 (SE = 0,10) lors du deuxième et 0,32 (SE = 0,09) lors du dernier passage (Figure 30). En 2014, la probabilité de détection varie avec des valeurs de 0,86 (SE = 0,09) lors du premier passage, 0,65 (SE = 0,11) lors du deuxième et 0,43 (SE = 0,12) lors du dernier passage (Figure 30). En 2018, elle varie au cours du temps avec des valeurs de 0,65 (SE = 0,12) lors du premier passage, 0,66 (SE = 0,23) lors du deuxième et 0,64 (SE = 0,18) lors du dernier passage (Figure 30).

La probabilité de détection de la Grenouille agile décroît au cours des passages en 2010 et 2014 tandis qu'elle est stable en 2018 (Figure 30).

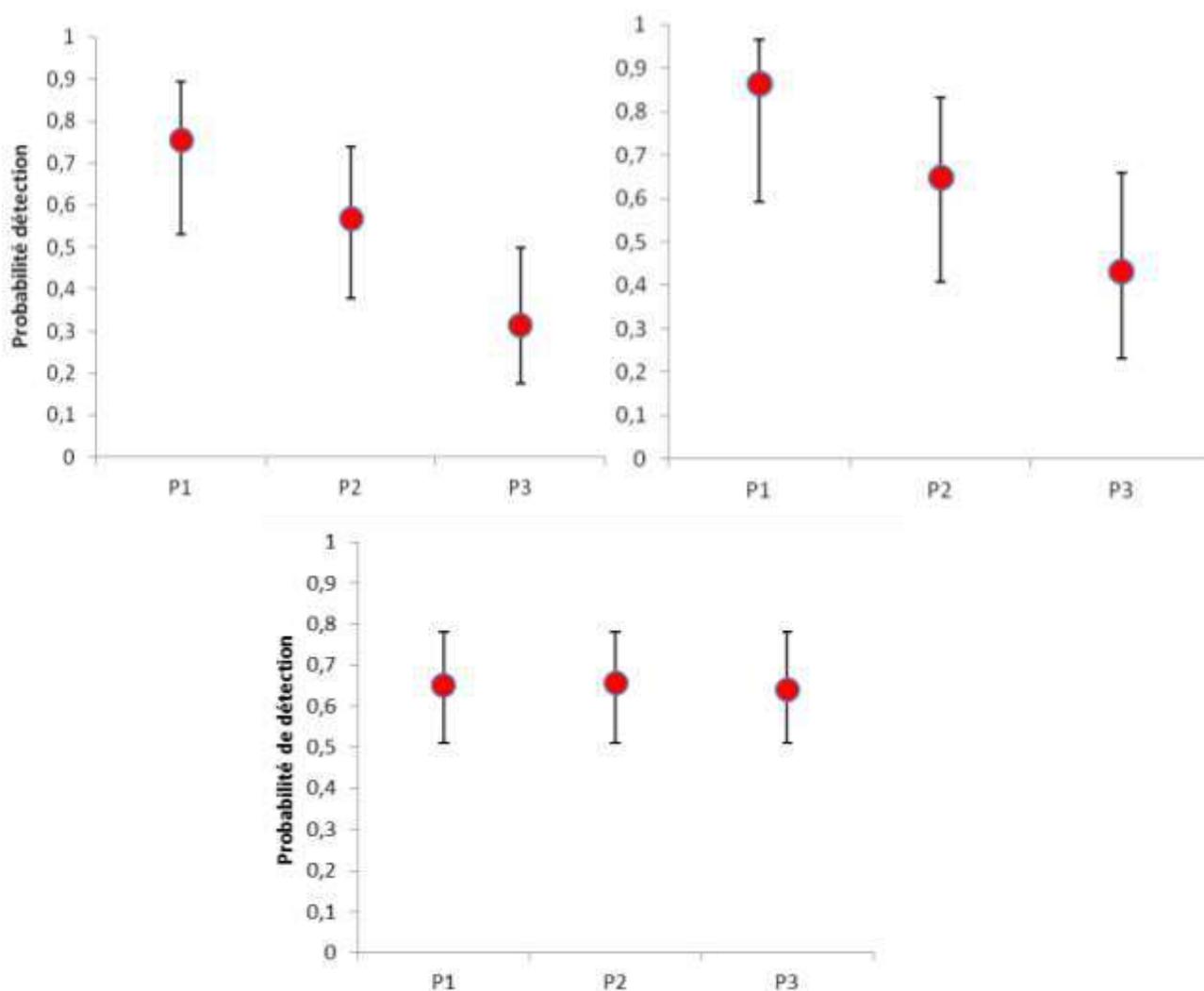


Figure 30. Variation temporelle des probabilités de détection de la Grenouille agile *Rana dalmatina* au cours des 3 passages réalisés en 2010 (en haut à gauche), en 2014 (en haut à droite) et en 2018 (en bas).

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation varie au cours du temps ; l'extinction varie au cours du temps ; la probabilité de détection est constante : ψ (.) γ (t) ε (t) p (.).

Tableau XXVIII. Résultat de l'occupation multiple-saison pour la Grenouille agile *Rana dalmatina*

Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,0449	0,0222	0,0015	0,0883
$\gamma_{2014-2018}$	0,0192	0,0157	0,0000	0,0500
$\varepsilon_{2010-2014}$	0,4684	0,1029	0,2665	0,6702
$\varepsilon_{2014-2018}$	0,1820	0,1047	0,0000	0,3837
$\lambda_{2010-2014}$	0,7068	0,1364	0,4395	0,9742
$\lambda_{2014-2018}$	0,9318	0,1382	0,6608	1,2027

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ε) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites pour la Grenouille agile dans le Marais poitevin. Entre 2010 et 2014, le taux de variation d'occupation (λ) est nettement inférieur à 1 traduisant une **baisse de la distribution de la Grenouille agile dans le Marais poitevin** (Cf. Tableau XXVIII). Entre 2014 et 2018, le taux de variation d'occupation est légèrement inférieur à 1 avec de larges intervalles de confiance pouvant traduire une légère baisse au regard des autres paramètres estimés.

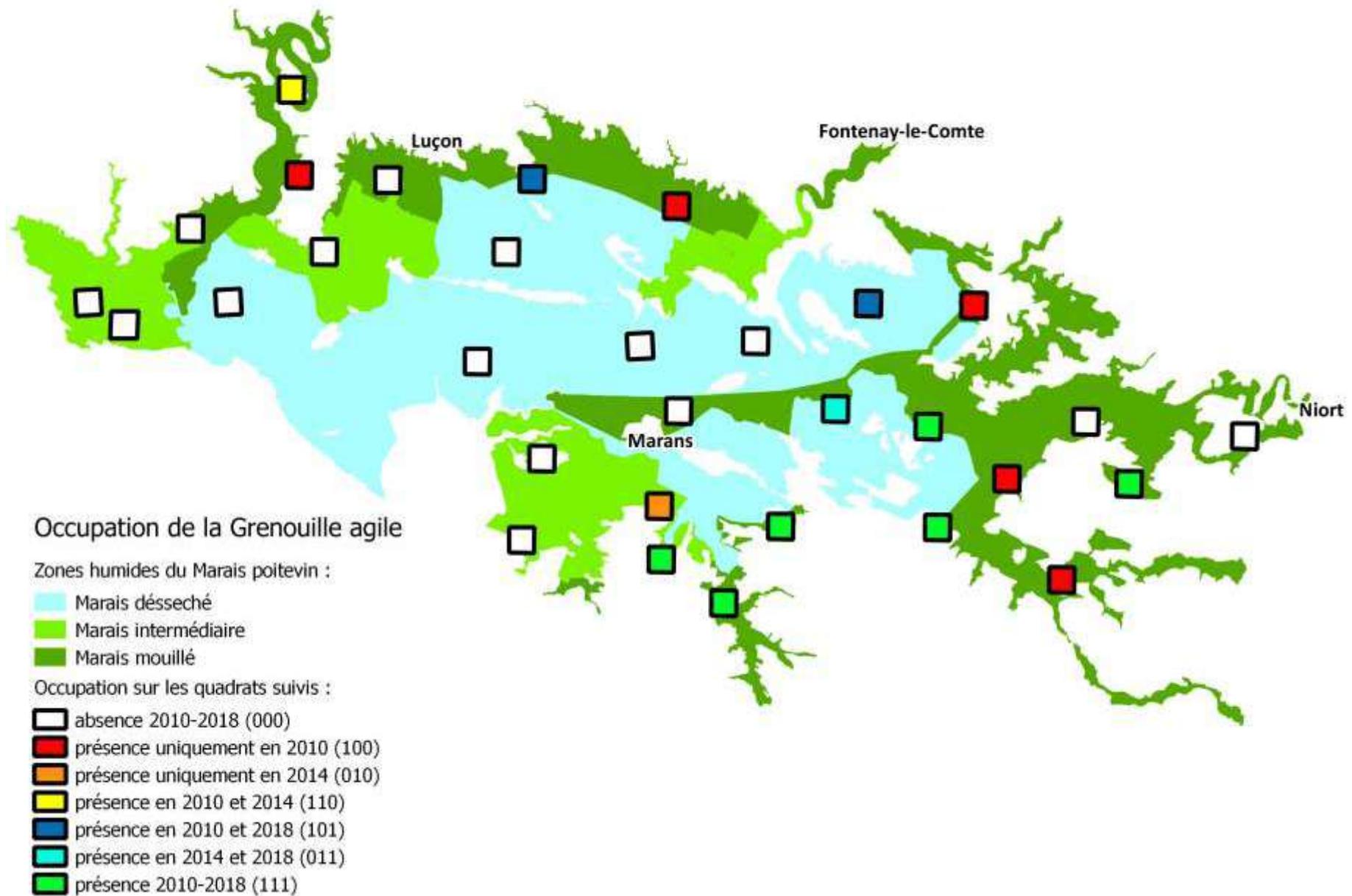


Figure 31. Occupation de la Grenouille agile *Rana dalmatina* sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

h) Les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp.

Lors du suivi de 2018, les Grenouilles « vertes » ont été observées sur 25 des 31 quadrats étudiés (Figure 34), dont 19 quadrats occupés par l'espèce de 2010 à 2018 et 1 quadrat nouvellement occupé en 2018. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 2 quadrats en 2014 et 2018 (Figure 34).

- Modélisation de l'occupation

En 2018, les Grenouilles « vertes », ont été contactées sur 57 des 154 sites prospectés, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve} = 0,43$.

L'occupation estimée varie en fonction de la probabilité de détection des Grenouilles « vertes » et des variables descriptives sélectionnées (Cf. Tableau XXIX). Les meilleurs modèles par rapport à leur poids d'Akaike ont été reportés dans le Tableau XXX. Les modèles retenus sont ajustés pour les années 2010, 2014 et 2018 ($\hat{c}_{2010} = 2,12$; $\hat{c}_{2014} = 1,61$; $\hat{c}_{2018} = 3,83$).

Tableau XXX. Principaux modèles d'occupation et de probabilité de détection des Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp. de 2010 à 2018 : AIC, w_i = Poids de l'AIC (AICwt).

2010			2014			2018		
Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i	Modèles	AIC	w_i
psi(cst x permanent x ombrage x herbier aquatique),p(t)	402,92	0,182	psi(cst x ombrage x assec x herbier aquatique),p(t)	434,67	0,038	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité),p(t)	434,93	0,213
psi(cst x permanent x ombrage),p(t)	403,68	0,124	psi(cst x permanent x végétation rivulaire x assec),p(t)	434,99	0,033	psi(cst x végétation rivulaire x ombrage x turbidité),p(t)	435,71	0,144
psi(cst x permanent x ombrage x herbier aquatique),p(.)	404,24	0,094	psi(cst x permanent x végétation rivulaire),p(t)	435,09	0,031	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité x prairie),p(t)	436,32	0,106
psi(cst x permanent x ombrage x végétation rivulaire x herbier aquatique),p(t)	404,92	0,067	psi(cst x permanent x végétation rivulaire x herbier aquatique),p(t)	435,19	0,030	psi(cst x végétation rivulaire x turbidité x bois),p(t)	436,85	0,082

Du fait de plusieurs modèles candidats ($\Delta_{AIC} < 2$), il est préférable de faire l'inférence à partir de tous les modèles. Un modèle pondéré a ensuite été calculé (Tableau XXXI).

Tableau XXXI. Résultat de l'inférence multi-modèles pour les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp, de 2010 à 2018, Ψ occupation ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	ψ pondérée	ES inconditionnelle	Intervalle inconditionnel
2010	0,421	0,082	[0,273 ; 0,585]
2014	0,449	0,078	[0,308 ; 0,608]
2018	0,479	0,234	[0,358 ; 0,612]

D'après ces résultats, l'occupation des Grenouilles « vertes » a légèrement augmenté dans le Marais poitevin entre 2010 et 2018 (Figure 32). Cependant, le chevauchement des intervalles de confiance ne permet pas de traduire une tendance uniquement avec ce paramètre.

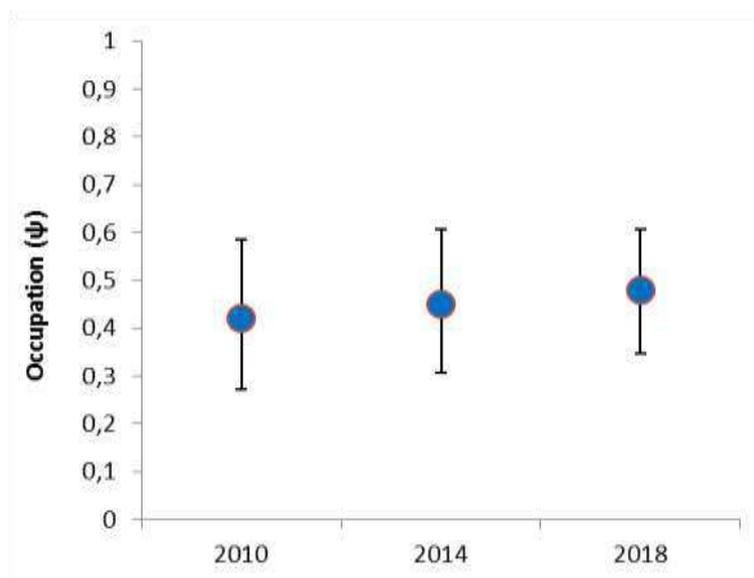


Figure 32. Occupation estimée des Grenouilles « vertes » dans le Marais poitevin en 2010, 2014 et 2018.

- Probabilité de détection

De 2010 à 2018, la probabilité de détection des Grenouilles « vertes » varie au cours du temps. En 2010, elle prend des valeurs de 0,44 (SE = 0,07) lors du premier passage, 0,65 (SE = 0,07) lors du deuxième et 0,52 (SE = 0,07) lors du dernier passage (Figure 33). En 2014, la probabilité de détection varie avec des valeurs de 0,43 (SE = 0,06) lors du premier passage, 0,52 (SE = 0,07) lors du deuxième et 0,62 (SE = 0,07) lors du dernier passage (Figure 33). En 2018, elle varie au cours du temps avec des valeurs de 0,62 (SE = 0,06) lors du premier passage, 0,47 (SE = 0,06) lors du deuxième et 0,43 (SE = 0,06) lors du dernier passage (Figure 33).

La probabilité de détection des Grenouilles « vertes » augmente au cours des passages en 2014 alors qu'elle décroît en 2018 (Figure 33).

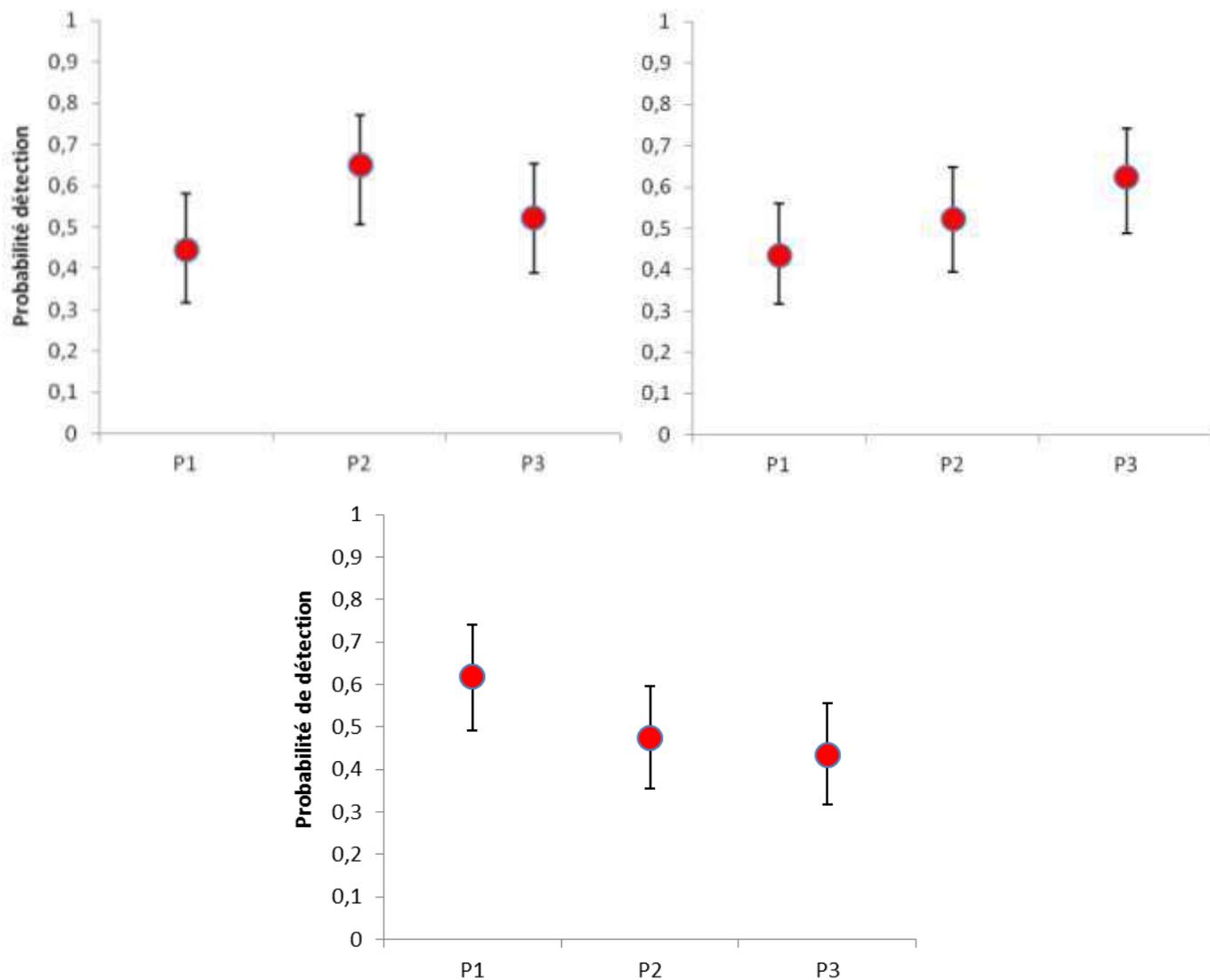


Figure 33. Variation temporelle des probabilités de détection des Grenouilles « vertes » *Pelophylax sp.* au cours des 3 passages réalisés en 2010 (en haut à gauche), en 2014 (en haut à droite) et en 2018 (en bas).

- Occupation multiple-saisons

Le meilleur modèle est celui où l'occupation est constante ; la colonisation varie au cours du temps ; l'extinction varie au cours du temps ; la probabilité de détection est constante : ψ (.) γ (t) ε (t) p(.).

Tableau XXXII. Résultat de l'occupation multiple-saison pour les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp.

Ψ occupation ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2010-2014}$	0,2077	0,0530	0,1039	0,3116
$\gamma_{2014-2018}$	0,3583	0,0600	0,2406	0,4760
$\varepsilon_{2010-2014}$	0,2137	0,0712	0,0742	0,3532
$\varepsilon_{2014-2018}$	0,3660	0,0724	0,2240	0,5078
$\lambda_{2010-2014}$	1,0908	0,1200	0,8556	1,3260
$\lambda_{2014-2018}$	1,0856	0,1313	0,8283	1,3430

Entre 2010 et 2018, l'extinction locale estimée (ε) est proche de la colonisation de nouveaux sites pour les Grenouilles « vertes » du Marais poitevin, avec des chevauchements des intervalles de confiance. Sur l'ensemble de la période, le taux de variation d'occupation (λ) est proche de 1 traduisant une **stabilité de l'occupation des Grenouilles « vertes » dans le Marais poitevin** (Cf. Tableau XXXII).

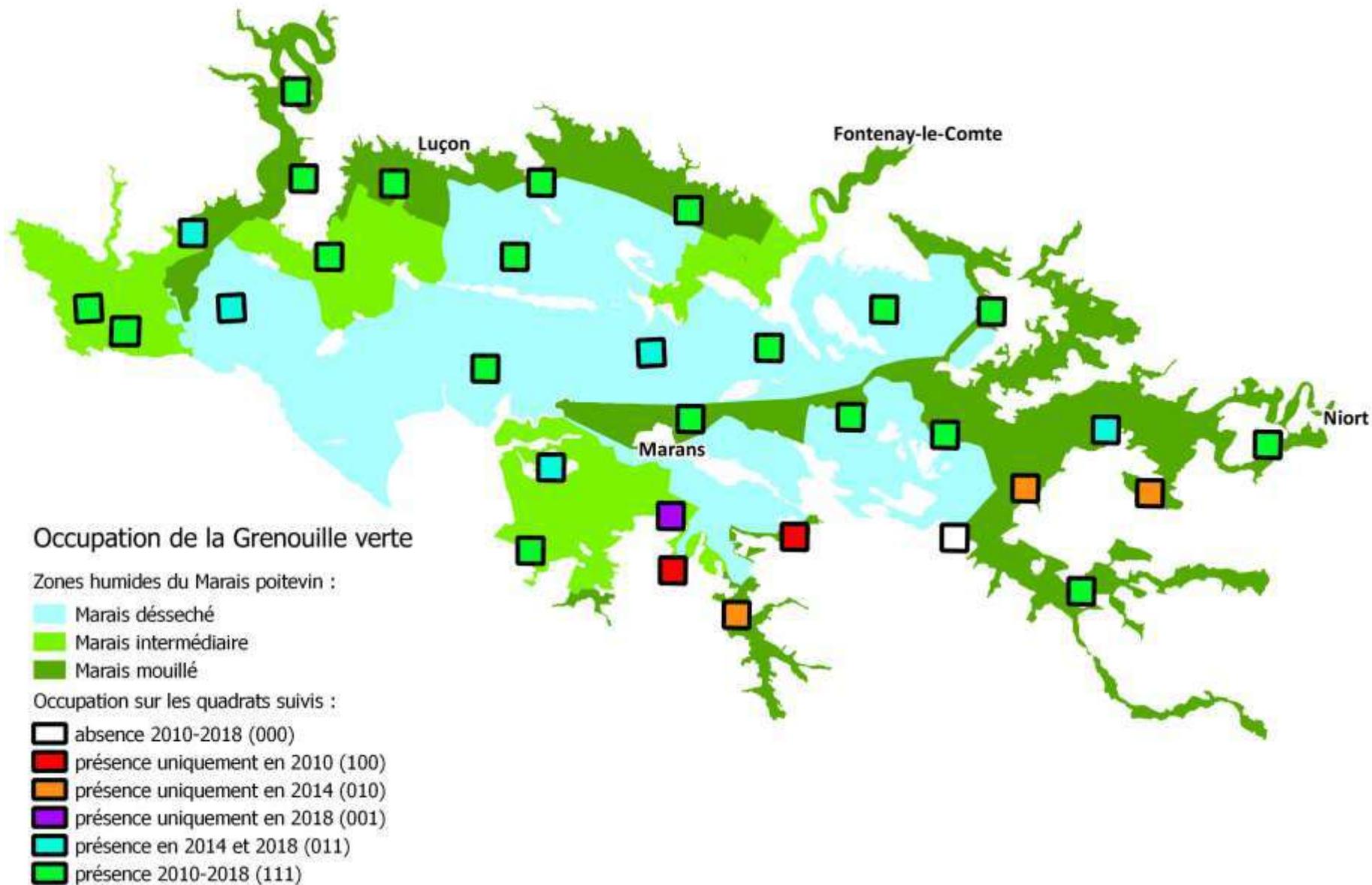


Figure 34. Occupation des Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp, sur les quadrats suivis de 2010 à 2018.

i) Bilan synthétique

D'après les analyses de l'occupation réalisées, les tendances des populations d'Amphibiens du Marais poitevin sont résumées dans le tableau suivant.

Tableau X. Résumé des tendances d'occupation des taxons d'Amphibiens dans le Marais poitevin entre 2010 et 2018.

Espèces	Tendance d'occupation 2010-2014	Tendance d'occupation 2014-2018	Tendance d'occupation 2010-2018
Triton marbré			
Triton palmé			
Pélodyte ponctué			
Crapaud épineux	 (?)	 (?)	 (?)
Rainette méridionale			
Grenouille rousse			
Grenouille agile			
Grenouilles « vertes »			
Rainette verte			

5.3) Richesse taxinomique

a) Richesse taxinomique par habitat

Concernant les analyses de la richesse taxinomique, 29 quadrats communs ont été utilisés pour comparer la distribution des espèces entre 2010 et 2018. Les quadrats 20b, 21 et 31 n'ont pas été pris en compte car ils n'ont pas été étudiés pendant les trois années (Cf. Principe d'échantillonnage). De plus, trois habitats n'ont pas été étudiés chaque année (4-1 ; 13-1 et 28-2) du fait de contraintes de terrain. Ainsi, 142 habitats communs aux années 2010 à 2018 ont été utilisés pour les analyses.

Les richesses taxinomiques par quadrat et pour chaque habitat de reproduction sont présentées pour 2010, 2014 et 2018 dans les **Figure 36**, **Figure 37** et **Figure 38**.

Pour l'ensemble des habitats suivis en 2010, 2014 et 2018 ($n = 142$), la richesse taxinomique moyenne en Amphibien est de 1,06 espèces (écart-type = 1,14) en 2010 ; 0,86 espèces (écart-type = 0,96) en 2014 et 1,00 (écart-type = 1,05) en 2018. Le nombre d'habitats suivis avec une richesse en Amphibien inférieure ou égale à 1 taxon est respectivement de 70% en 2010 ; 81% en 2014 et 75% en 2018 (**Figure 35**).

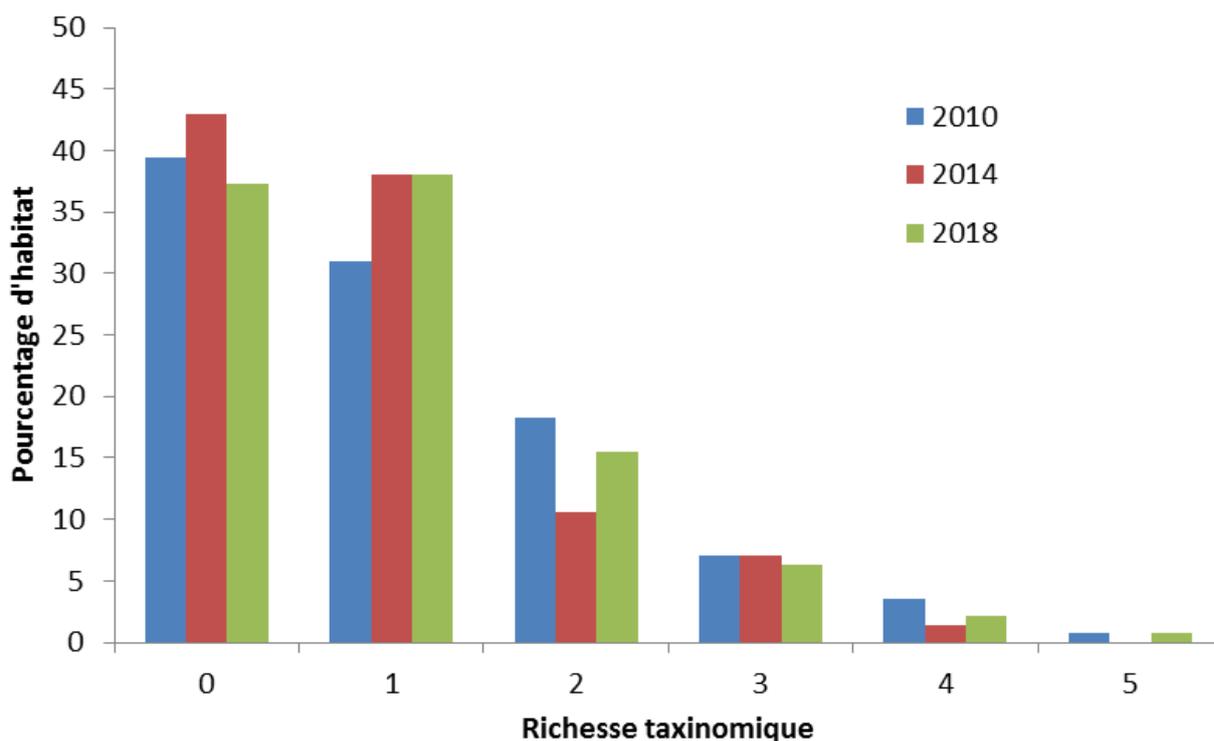


Figure 35. Répartition du nombre d'habitats suivis en fonction de la richesse taxinomique (N=142 habitats aquatiques).

Les richesses taxinomiques par habitat échantillonnés sont significativement différentes en 2014 par rapport aux années 2010 ($Z = 2,612$; $p < 0,05$) et 2018 ($Z = 1,974$; $p < 0,05$). Cependant, elles ne sont pas significativement différentes entre les années 2010 et 2018.

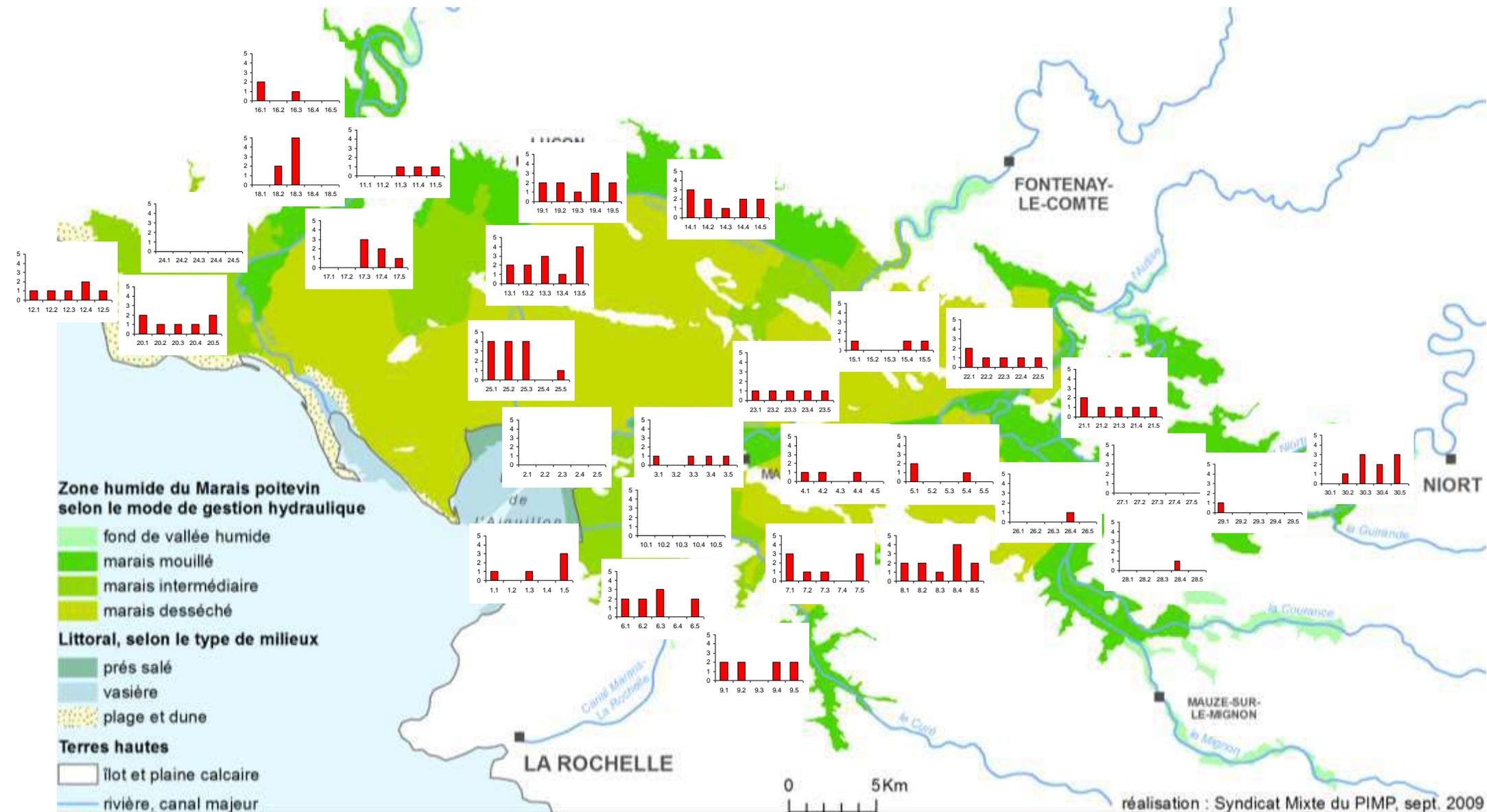


Figure 36. Distribution spatiale de la richesse taxinomique en fonction des habitats aquatiques suivis en 2010.

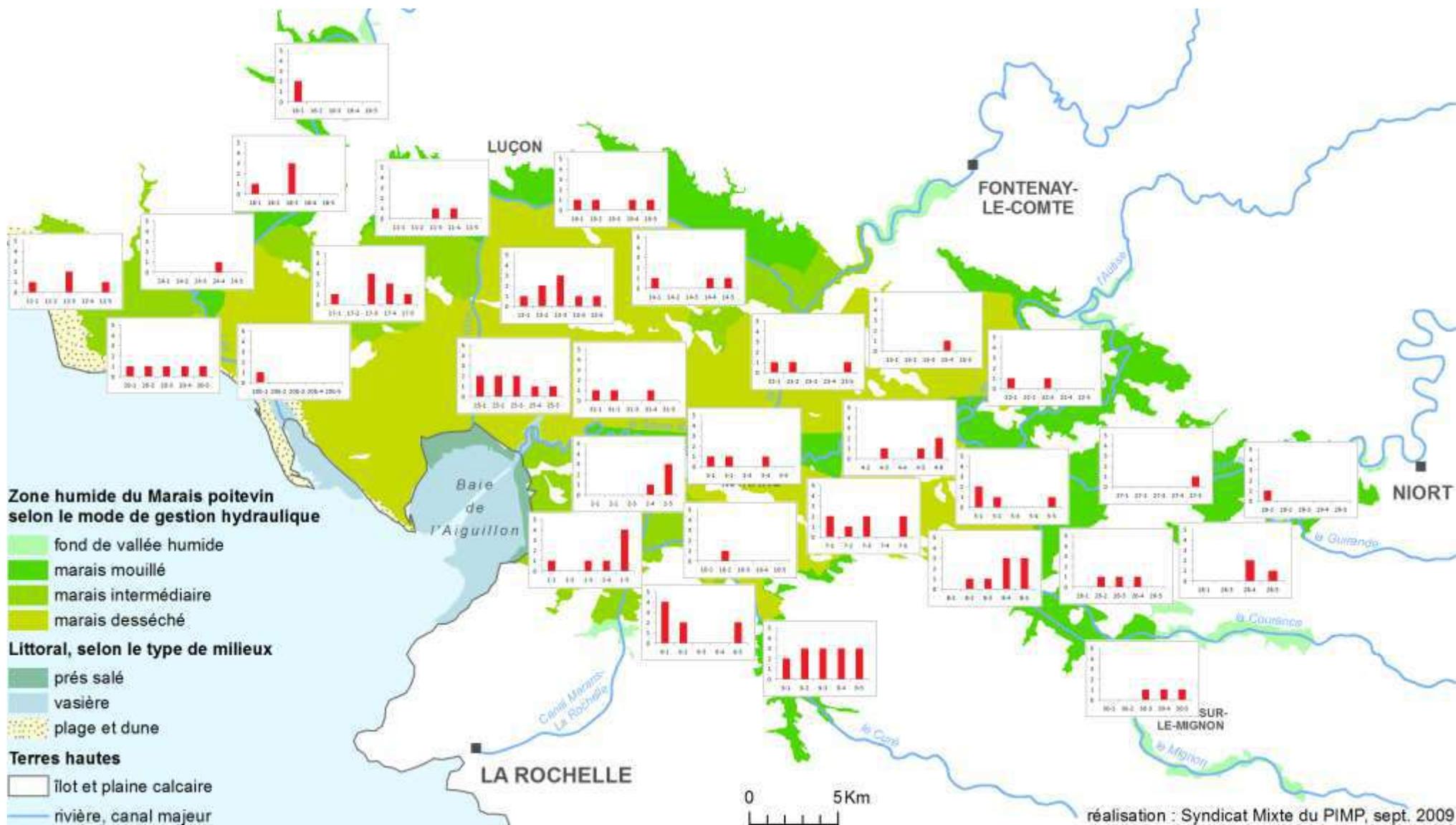


Figure 37. Distribution spatiale de la richesse taxinomique en fonction des habitats aquatiques suivis en 2014.

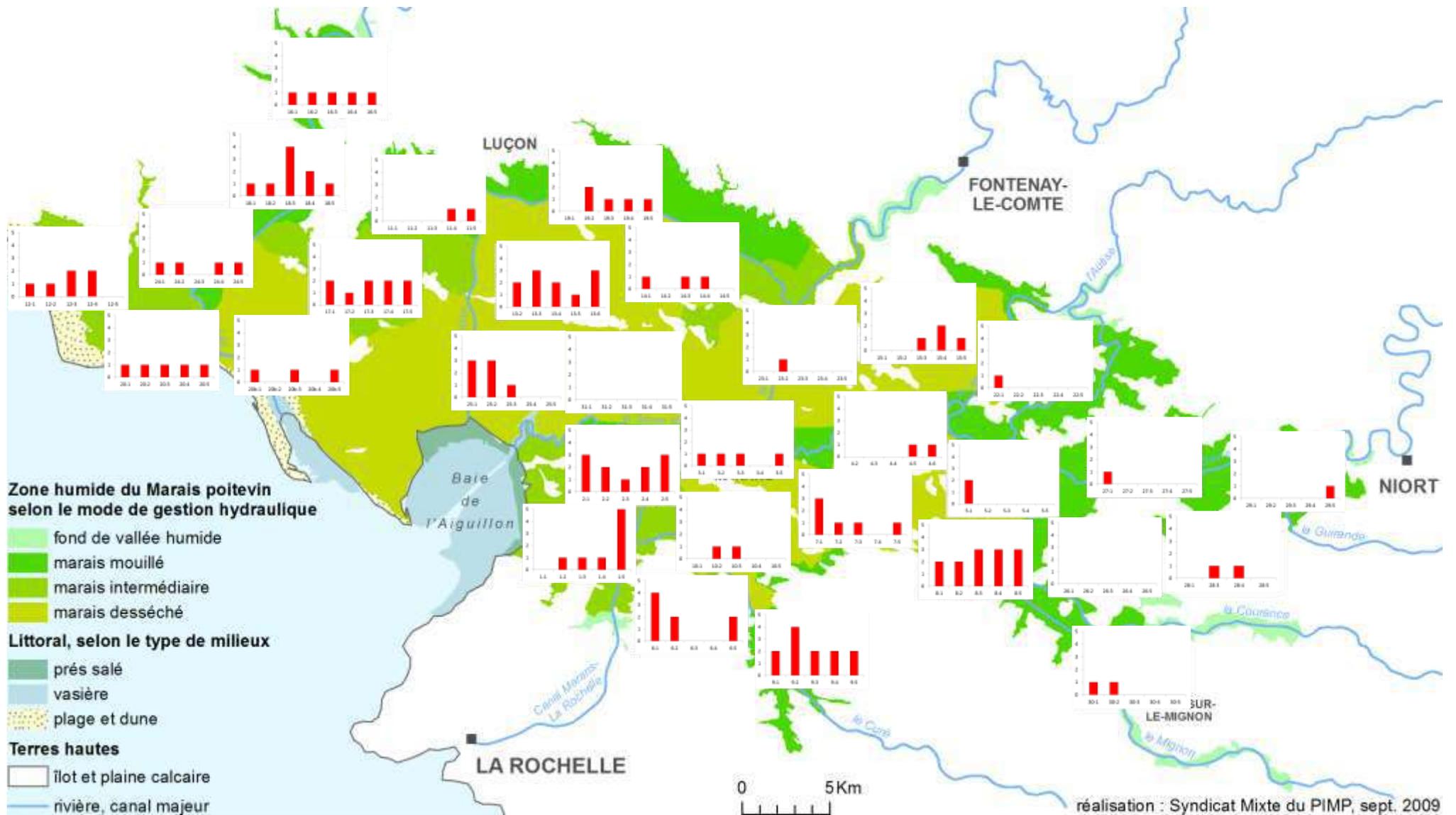


Figure 38. Distribution spatiale de la richesse taxinomique en fonction des habitats aquatiques suivis en 2018.

b) Richesse taxinomique par quadrat

Les richesses taxinomiques par quadrat ont été comparées pour les quadrats suivis en 2010, 2014 et 2018. Sur les 31 quadrats suivis, 11 présentent une richesse taxinomique en Amphibiens stable, 8 quadrats présentent une augmentation de la richesse taxinomique et 10 présentent une diminution de la richesse taxinomique (Figure 39). L'évolution de la richesse taxinomique est inconnue pour deux quadrats qui n'ont été étudiés qu'en 2010 (rond gris).

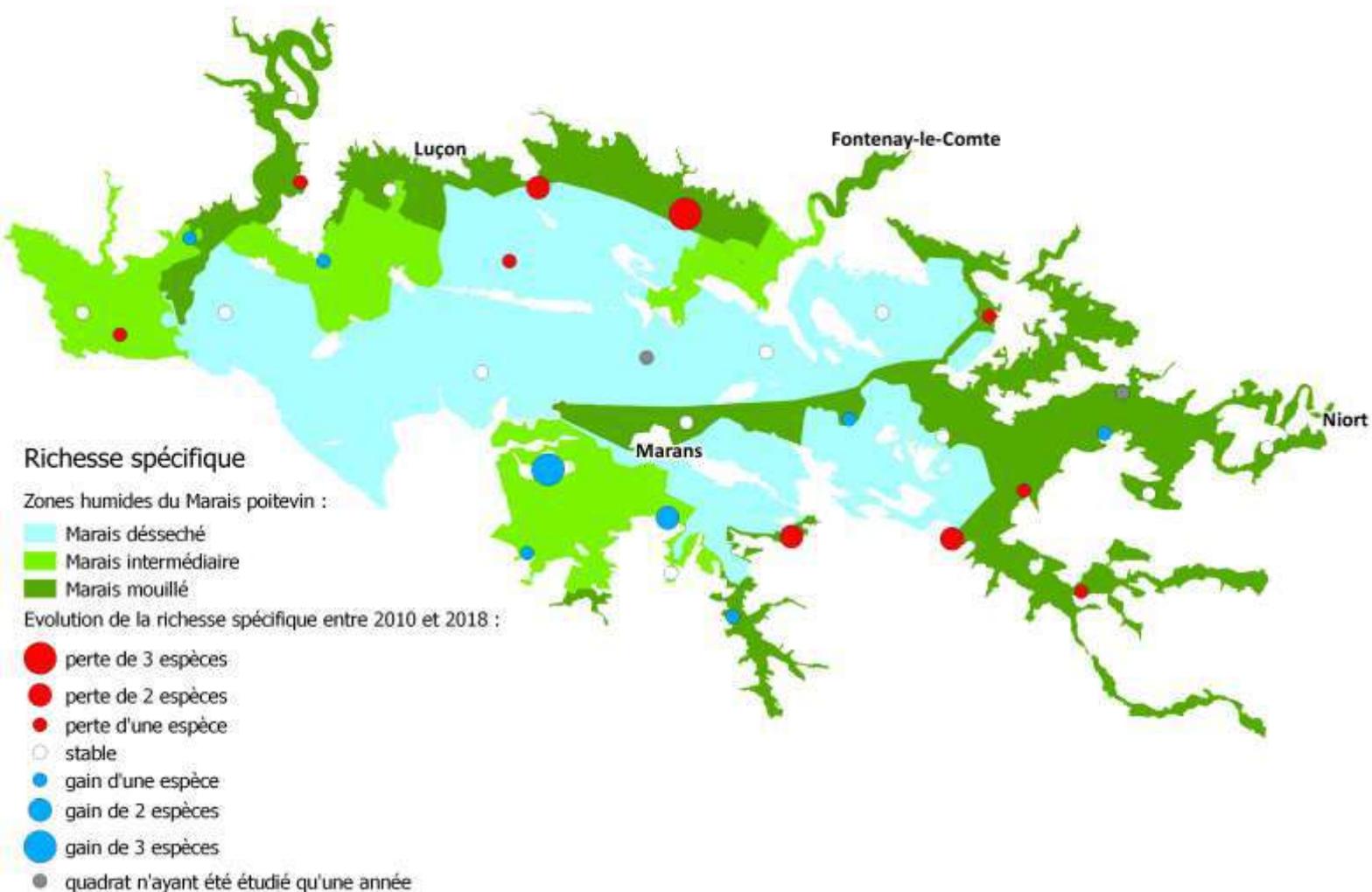


Figure 39. Evolution de la richesse taxinomique en Amphibiens sur les quadrats étudiés en 2010, 2014 et 2018 dans le Marais poitevin.

c) Richesse taxinomique par type de marais

Les richesses taxinomiques par type de marais ont été comparées pour les habitats suivis de 2010 à 2018 (N=142) (**Figure 40**).

Pour les habitats des marais mouillés, la richesse taxinomique moyenne est significativement plus faible en 2014 qu'en 2010 ($Z = 2,576$; $p < 0,05$). En revanche, la différence n'est pas significative entre 2010 et 2018 ($Z = 1,629$) et 2014 et 2018 ($Z = 0,703$).

Pour les habitats de marais intermédiaire, aucune différence significative n'a été constatée concernant les richesses taxinomiques en 2010 et en 2014 ($Z = 0,536$). Cependant, la richesse est significativement plus élevée en 2018 par rapport aux années 2010 ($Z = 2,476$; $p < 0,05$) et 2014 ($Z = 2,781$; $p < 0,05$). La richesse taxinomique des marais intermédiaires a donc augmenté entre 2014 et 2018.

Pour les marais desséchés, la richesse taxinomique moyenne est bien inférieure en 2014 par rapport à 2010 ($Z = 2,072$; $p < 0,05$). Elle est également significativement plus faible en 2018 par rapport à 2010 ($Z = 2,236$; $p < 0,05$). En revanche, il n'y a pas de différence significative entre 2014 et 2018 ($Z = 0,277$). La richesse taxinomique des marais desséchés a donc diminué entre 2010 et 2014.

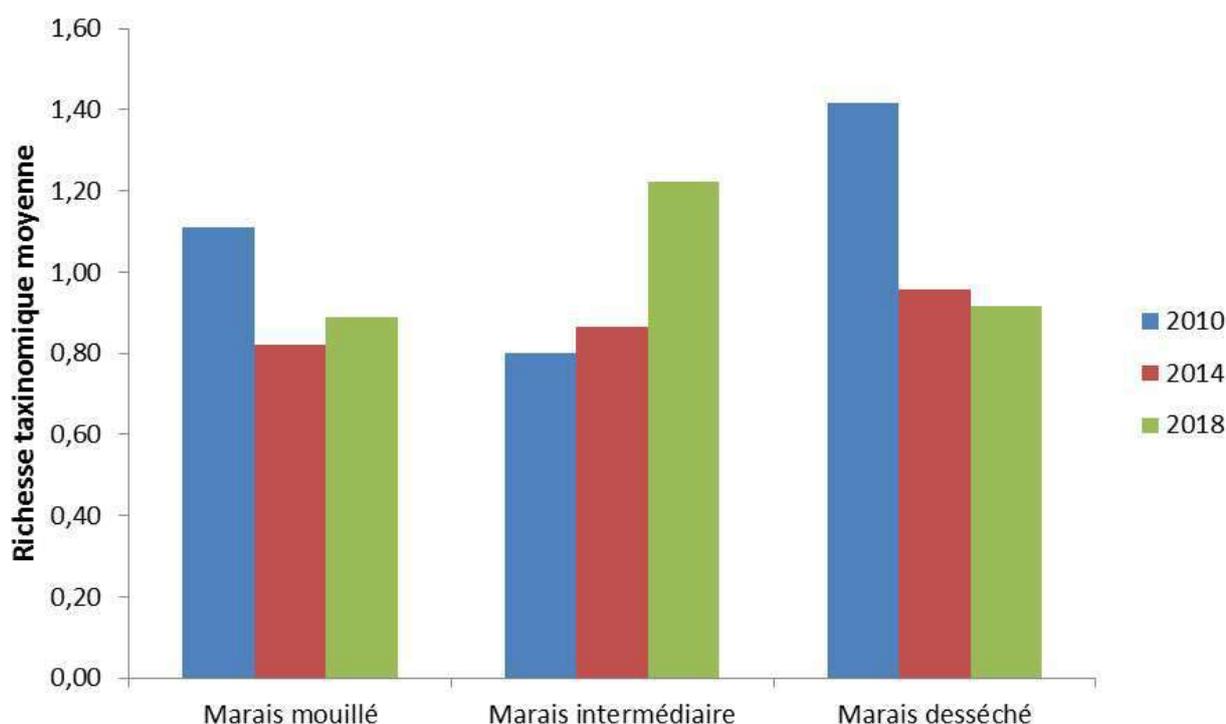


Figure 40. Richesse taxinomique moyenne par type de marais pour les suivis de 2010 à 2018.

d) Modélisation de la richesse taxinomique par la méthode de Royle

La richesse taxinomique moyenne a été modélisée pour chaque année. Les modèles retenus sont les suivants :

Tableau XXXIII. Modèles sélectionnés pour la modélisation de la richesse taxinomique par la méthode de Royle.

Année	Modèle retenu
2010	lambda (cst x mare et dépression x recouvrement herbier aquatique) r(t)
2014	lambda (cst x mare et dépression x type d'herbier aquatique) r(.)
2018	lambda (cst x mare et dépression x type d'herbier aquatique) r(.)

La richesse taxinomique moyenne estimée est de 1,55 (SE= 0,28) en 2010 ; elle est légèrement plus faible en 2014 : 1,08 (SE= 0,19) et elle est intermédiaire en 2018 : 1,24 (SE=0,19). On observe un chevauchement des intervalles de confiance entre les trois années de suivis (**Figure 41**).

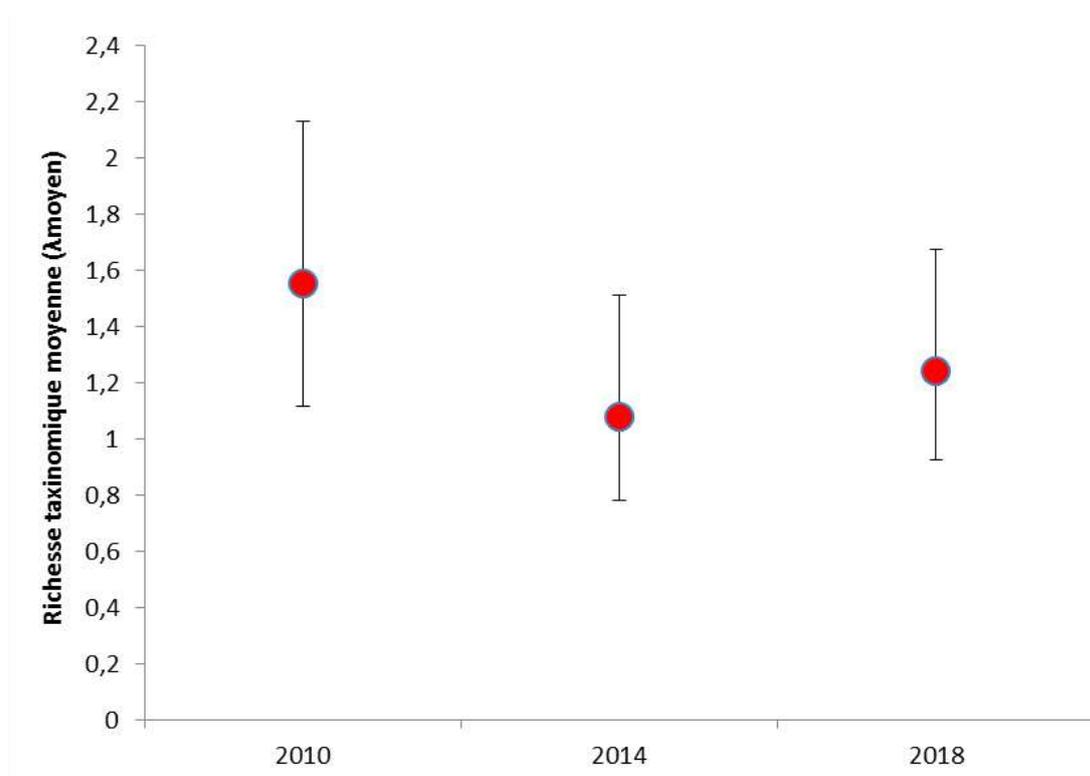


Figure 41. Richesse taxinomique moyenne calculée (méthode Royle, modèles Cf. **Tableau XXXIII**) pour les suivis de 2010 à 2018 (n=142 habitats aquatiques).

La richesse taxinomique a été modélisée en fonction de la complexité de la structure des herbiers aquatiques (**Figure 42**). La relation indique qu'une richesse taxinomique est plus élevée lorsque la végétation aquatique devient plus complexe.

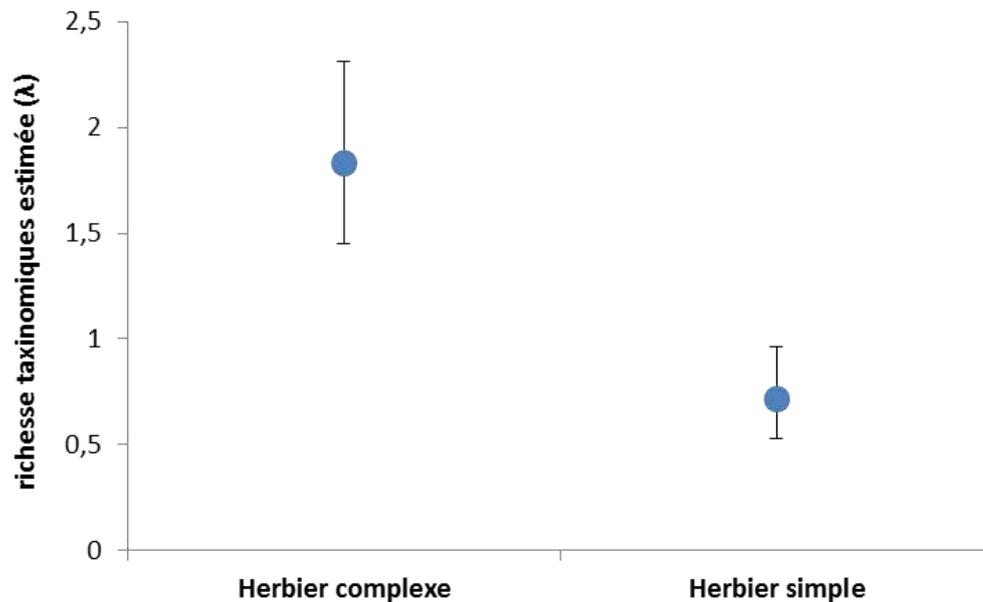


Figure 42. Richesse taxinomique moyenne calculée (méthode Royle, modèles Cf. **Tableau XXXIII**) pour les suivis de 2010 à 2018 (n=142 habitats aquatiques) moustache = intervalle de confiance.

La richesse taxinomique a été modélisée en fonction du pourcentage de recouvrement de la végétation aquatique (**Figure 43**). La richesse taxinomique augmente significativement lorsque le recouvrement de végétation aquatique atteint 50 %. Elle est maximale avec un recouvrement de 100 % par les herbiers aquatiques.

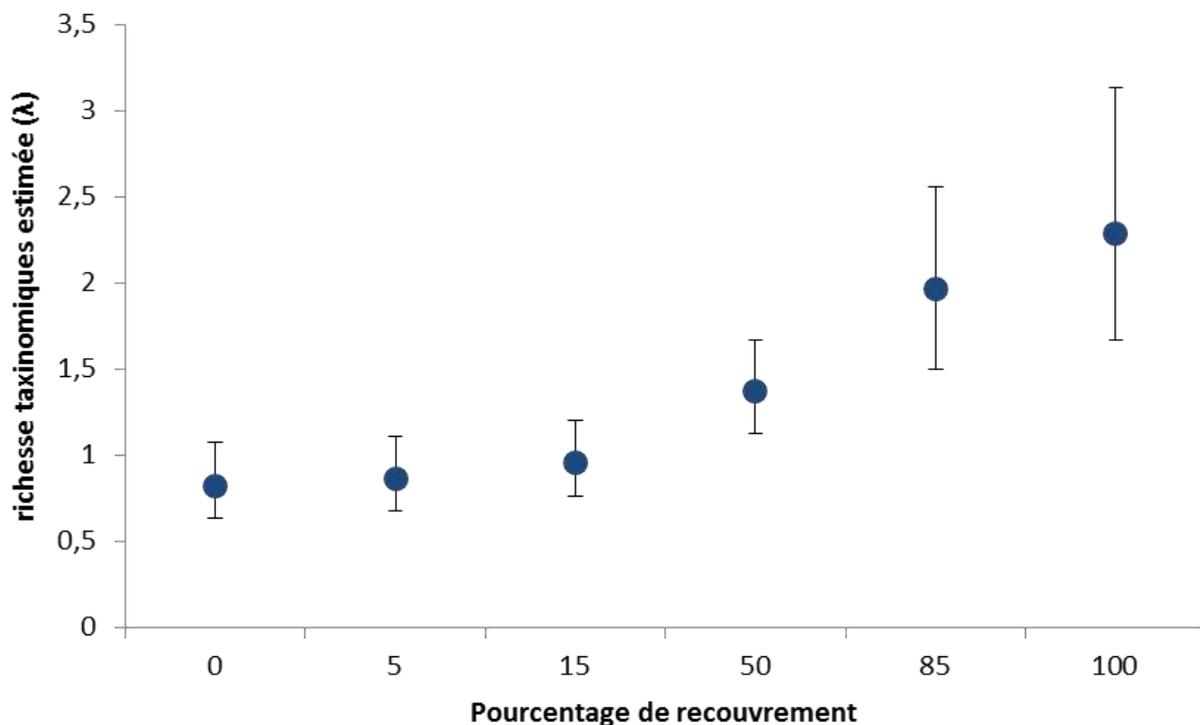


Figure 43. Richesse taxinomique moyenne calculée (méthode Royle, modèles Cf. **Tableau XXXIII**) pour les suivis de 2010 à 2018 (n=142 habitats aquatiques) moustache = intervalle de confiance.

DISCUSSION CONCLUSION



Le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* est un Anoure de petite taille propre aux dépressions prairiales.

© Thirion OBIOS

6) Discussion - conclusion

Les taxons d'Amphibiens ayant les occupations naïves les plus importantes sont les mêmes de 2010 à 2018 : Grenouilles « vertes », Triton palmé, Grenouille agile et Pélodyte ponctué. Le taxon le mieux représenté dans le Marais poitevin est celui des Grenouilles « vertes » qui a été observé sur 38% des sites étudiés en 2010, 40% des sites en 2014 et 43% des sites en 2018. Les autres espèces ayant une occupation naïve plus faible, Triton marbré, Crapaud épineux, Rainette méridionale, Grenouille rousse et Rainette verte, ont été observées sur moins de 10% des sites étudiés.

Les probabilités de détections de la plupart des espèces sont proches entre les années 2010 à 2018 : Pélodyte ponctué, Rainette méridionale, Grenouille rousse, Grenouille agile et Grenouilles « vertes ». La probabilité de détection du Crapaud épineux est très variable. Les probabilités de détection du Triton marbré et du Triton palmé sont plus élevées en 2018 par rapport aux années précédentes. Cette augmentation de la probabilité de détection des tritons, notamment au cours du 1^{er} passage, pourrait être due à une amélioration du protocole avec l'ajout de 5 minutes de recherche des pontes par site.

L'analyse de l'occupation multiple-saisons permet d'établir les tendances des populations d'Amphibiens dans le Marais poitevin. Les occupations du Triton palmé, du Pélodyte ponctué et de la Grenouille agile ont diminué entre 2010 et 2018. Le Triton palmé et le Pélodyte ponctué présentent des extinctions locales importantes ($> 0,3$) sur l'ensemble de la période. En revanche, la Grenouille agile présente des extinctions locales importantes sur la période 2010-2014 (0,46) mais plus faibles de 2014 à 2018 (0,18). Pour ces taxons, les sites colonisés ne compensent pas les sites où les taxons ont disparu. Les occupations des Grenouilles « vertes » et de la Rainette méridionale restent stables, avec des extinctions locales qui sont compensées par des colonisations d'habitats où elles n'avaient pas été observées précédemment. L'occupation du Triton marbré reste également stable, mais avec une baisse marquée en 2014. Concernant la Grenouille rousse, la Rainette verte et le Crapaud épineux, les tendances restent incertaines du fait d'un nombre de données insuffisant. Les tendances sont plus difficiles à établir pour les espèces ayant un habitat particulier, comme la Grenouille rousse liée aux boisements humides, car ils sont peu représentés dans les habitats suivis. Cependant, d'autres suivis plus spécifiques mis en place dans le cadre de l'OPN, comme le comptage des pontes de Grenouilles brunes, peuvent permettre de préciser la tendance des populations de ces espèces.

De 2010 à 2018, les habitats aquatiques sans aucune espèce d'Amphibien représentent environ 40% des sites dans le Marais poitevin. Ce résultat est préoccupant comparativement aux Marais de Brouage et du nord de l'île d'Oléron où seulement 16% des sites ne présentaient aucune espèce en 2011 et 28% des sites en 2016 (Thirion et *al.*, 2011). En effet, nous devrions trouver au minimum un taxon d'Amphibien comme les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp. dans la plupart des habitats aquatiques.

Concernant les habitats suivis de 2010 à 2018 (n=142), la richesse taxinomique moyenne par habitat est estimée à 1,06 taxon en 2010, 0,86 taxon en 2014 et 1,00 taxon en 2018 dans le Marais poitevin. En comparaison, dans les Marais de Brouage et du nord de l'île d'Oléron, la richesse taxinomique moyenne par habitat est estimée à 1,48 taxon en 2011 et 1,26 taxon en 2016 (Thirion et *al.*, 2016).

Ce suivi a permis de confirmer une diminution de l'occupation de certaines espèces d'Amphibiens dans le Marais poitevin. Les facteurs pouvant expliquer cette diminution ne sont pas bien identifiés, cependant des hypothèses peuvent être avancées, au regard de la bibliographie existante qui mentionne un ensemble de facteurs : gestion des niveaux d'eau, fragmentation des habitats, prédation par des espèces exotiques envahissantes comme l'Écrevisse de Louisiane.

Les Amphibiens sont de bons indicateurs biologiques pour au moins deux raisons, une peau perméable et une utilisation complexe du paysage pour réaliser leur cycle biologique (Vitt *et al.*, 1990 ; Semlitsch, 2003). Une des causes du déclin des Amphibiens est la destruction de leurs habitats. En effet, les Amphibiens, pour réaliser leur cycle biologique complexe, utilisent différents habitats ou taches dans la matrice du paysage et le lien existant entre ces taches forme des corridors (habitats de transfert) (Thirion, 2006). Les Amphibiens ont ainsi besoin d'habitats terrestres pour se nourrir, d'habitats aquatiques pour se reproduire et d'habitats de transferts entre les deux précédents (Semlitsch, 2003).

Il est probable que la destruction des habitats ou leur fragmentation est une des explications possible de ce constat inquiétant autour des amphibiens du Marais poitevin. Entre 1990 et 1973, 30000 ha de prairies humides ont été retournés (Le Quellec, 1998). Pour Rousseaux (2009), 800 ha étaient drainés par an dans la partie vendéenne jusqu'en 1995 et entre 200 et 300 ha par an entre 1995 et 2002. Cependant, les variables environnementales relevées dans le cadre du suivi montrent que les habitats aquatiques suivis n'ont pas subi de modification importante entre 2010 et 2018. Il est donc peu probable que les extinctions observées entre 2010 et 2018 soient dues à des modifications des habitats. Cependant, dans cette étude, l'occupation de certaines espèces, Triton palmé et Grenouille agile, est influencée de manière négative par la présence de cultures intensives bordant l'habitat aquatique.

L'impact de la gestion de l'eau a une influence directe sur l'évolution des populations d'Amphibiens. En 1974, Maillard signalait une régression de la Grenouille verte dans les marais de Brière suite à une gestion de l'eau inadéquate : niveau d'eau hivernal trop bas, évacuation de l'eau trop rapide en hiver, envasement des habitats de reproduction (Montfort, 2007). En Espagne, le pompage de l'eau dans les canaux d'irrigation entraîne une mortalité importante de Grenouille de Pérez *Pelophylax perezi* (Garcia, 2009). La raréfaction de la Grenouille verte dans les Marais de la Vilaine est constatée depuis les années 1980 par Neveu (Ouest aménagement, 2006). Une des causes pourrait être la mise en service d'un barrage qui a entraîné une modification des habitats de reproduction et tout particulièrement un assèchement des prairies inondables. En 2014, 12% des habitats aquatiques suivis se sont asséchés pendant la période du suivi (fin avril à début juin) contre 10% en 2018, ce qui n'exclue en rien l'assèchement plus tardif d'autres habitats pouvant impacter le succès de reproduction des Amphibiens. Dans cette étude, l'occupation de plusieurs espèces, notamment Pélodyte ponctué, Grenouille agile et Grenouille rousse, est liée à un régime d'eau temporaire correspondant à des habitats de reproduction particulièrement sensibles aux assècs précoces.

L'introduction d'espèce envahissante exotique est également une cause importante du déclin des Amphibiens (Semlitsch, 2003). L'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* 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. Depuis, cette espèce envahissante exotique a été notée dans l'ensemble du Marais poitevin. Au cours du suivi des Amphibiens, la présence ou l'absence d'Ecrevisse de Louisiane dans les habitats aquatiques suivis a été noté mais cette variable ne permet pas d'évaluer son impact car cette espèce était installée dans tous les habitats aquatiques suivis avant le démarrage de cette étude. L'impact de l'Ecrevisse de Louisiane sur les Amphibiens peut cependant être illustré par la bibliographie. La prédation de l'Ecrevisse de Louisiane entraîne dans les populations d'Amphibien une diminution des effectifs par mortalité des adultes et par élimination ou réduction du recrutement modifiant l'âge-ratio de la population (P.exe. Delibes & Adrián, 1987). Par exemple, dans le Parc national de Doñana, l'occurrence des espèces d'amphibien a statistiquement diminué cinq ans après l'introduction de l'écrevisse de Louisiane en 1974 (Delibes & Adrián, 1987). Cruz *et al.* (2008) ont montré une chute des communautés d'Amphibiens environ dix ans après l'invasion par l'Ecrevisse de Louisiane. Dans les communautés d'Amphibiens, les Tritons palmé et marbré sont les espèces qui sont les plus touchées par la prédation de l'Ecrevisse de Louisiane, comme le montre un suivi à long terme d'un réseau de mares en Charente-Maritime (Thirion, en prep.). Ainsi, les extinctions locales d'Urodèles observées entre 2010 et 2014 dans le Marais poitevin pourraient être expliquées par le développement de l'Ecrevisse de Louisiane. Le Pélodyte ponctué, qui utilise des dépressions prairiales peu profondes pour sa reproduction, est également une espèce particulièrement sensible à la prédation par l'Ecrevisse de Louisiane. Dans le Marais de Brouage, une diminution importante de l'occupation de l'espèce a été observée entre 2011 et 2016, qui pourrait être expliqué par le développement de l'Ecrevisse de Louisiane (Thirion *et al.*, 2016).

Dans le Marais poitevin, les cultures représentaient près de 50% de la surface de la zone humide en 2008 (Godet et Thomas, 2013). Ces terres cultivées sont drainées et les eaux de drainage menées vers les fossés et canaux qui peuvent alors contenir des biocides utilisés. Les biocides peuvent avoir un impact sur les amphibiens comme les Grenouilles vertes. Une étude expérimentale menée par Paunescu et Ponopal (2011) sur l'effet du Round-up® a été réalisée à partir d'adultes de Grenouilles rieuses *Pelophylax ridibundus*. Les résultats de cette étude indiquent qu'il y a des modifications physiologiques des Grenouilles : diminution des globules rouges et de la glycémie, augmentation du cholestérol plasmatique, des triglycérides, des leucocytes et de l'indice hépato-somatique (*Ibidem*). Releya (2005) a étudié l'effet de plusieurs pesticides dont le Round-up sur les communautés animales et végétales aquatiques. Le Round-up a éliminé les têtards de deux espèces et quasiment ceux d'une troisième espèce. Les têtards sont affectés par la diminution de la biomasse en périphyton qui est leur principale source de nourriture (*Ibidem*). Dans le cadre de la définition des grands enjeux de l'eau pour le bassin Bassin du Rhône et des cours d'eau côtiers méditerranéens, la qualité de l'eau est un des axes qui identifie l'impact des pesticides et l'ampleur de la pollution : « *Le plus répandu des pesticides, le glyphosate (substance active du Round-up®, herbicide utilisé en zones agricoles sur toutes cultures et aussi par les collectivités et les particuliers, se retrouve dans les trois quarts des cours d'eau. La moitié des nappes est polluée au-delà des normes de qualité.* » (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée & Corse, 2012). Bien entendu, d'autres pesticides ont montré leur impact sur les amphibiens et font l'objet d'une synthèse bibliographique par le WWF (Foubert, 2012). Les pesticides sont l'un des aspects de la qualité de l'eau ; pour être plus complet, il serait nécessaire de prendre en compte l'ensemble des éléments qui agissent sur celle-ci : métaux lourds, molécules médicamenteuses...

Dans cette étude, la structure et le recouvrement de la végétation aquatique influencent la richesse taxinomique. En 2018, 52% des habitats aquatiques suivis comportaient peu ou pas d'herbiers aquatiques. Une des explications possibles pourrait être la présence de biocides qui sont connus pour avoir des effets néfastes sur les organismes aquatiques comme les macrophytes aquatiques (Cedergreen & Streibig, 2005 ; Rzymiski et *al.*, 2013 ; Castro et al., 2015).

L'année 2018 semble globalement avoir été une meilleure année de reproduction pour les Amphibiens que l'année 2014. Cette situation pourrait être expliquée par de meilleures conditions météorologiques (température et pluviométrie) ainsi que par une diminution temporaire de l'abondance de l'Ecrevisse de Louisiane. Cependant, malgré cette bonne année de reproduction, les occupations de la plupart des espèces ont diminué entre 2010 et 2018. Ces résultats tendraient à indiquer une situation anormale pour les Amphibiens, à l'instar d'autres groupes faunistiques suivis dans le cadre de l'observatoire du patrimoine naturel du Marais poitevin comme les Odonates et les Poissons. Il est donc important de poursuivre ce suivi afin de mieux cerner ces tendances. Le pôle Amphibien et Reptile de l'observatoire du Marais poitevin devra pour la suite continuer la récolte de l'information à différentes échelles spatiales et temporelles.

BIBLIOGRAPHIE



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

Bibliographie

ACEMAV coll., Duguet R. et Melki F. ed. (2003). *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France). 480 p.

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

Anthony, B.P. (2002). Results of the first batrachian survey in Europe using road call counts. *Alytes*, **20** (1-2) : 55-66.

Beebee, T.J.C. (1997). Changes in dewpond numbers and Amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological conservation*, **81** : 215-219.

Boissinot, A. (2009). *Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'Amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France*. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études. 46 p.

Braña, F., Frechilla, L., Orizaola, G. (1996). Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal*, **6**, 145-148.

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.

Castro, A., Colares, I., Franco, T., Cutrim, M. & Luvizotto-Santos, R. (2015). Using a toxicity test with *Ruppia maritima* (Linnaeus) to assess the effects of Roundup. *Marine Pollution Bulletin*, **91**(2) : 506-510. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.10.006.

Caublot, G. (2007). *Mise en place du programme MARE en Alsace : modélisation de la probabilité de détection et de l'occurrence de 6 espèces d'Amphibiens*. Master 2 Professionnel Gestion de la Biodiversité, Université Paul Sabatier, Toulouse. 27 p.

Cedergreen, N. & Streibig, J. C. (2005). The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: assessment of predictive factors and hazard. *Pest Manag Sci*, **61** : 1152–1160. DOI: 10.1002/ps.1117

Corn, P.S., Muths, E., Adams, M.J. & Dodd, C.K. (2005). The United States Geological Survey's amphibian research and monitoring initiative. *Alytes*, **22**(3-4) : 65-71.

Crochet, P.-A., Chaline, O., Cheylan, M. & Guillaume, Cl.P. (2004). No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological conservation*, **119** (3) : 297-304.

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.

- 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.
- Dodd, C.K. (1996). Use of terrestrial habitats by amphibians in the sandhill uplands of north-central Florida. *Alytes*, **14**(1) : 42-52.
- Duellman, W.E. (1999). *Patterns of distribution of amphibians, a global perspective*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 633 p.
- Fleurance, G., Krumins, M., Joly, P. et Ponsero, A. (1999) – Premier suivi de la colonisation par les Amphibiens de sites restaurés dans le marais de Lavours. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **89** : 17-24.
- Foubert, A. (2012). *Biodiversité : victime silencieuse des pesticides*. WWF, Paris. 81 p.
- García, P. (2009). Mortality of vertebrates in irrigation canals in an area of west-central Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, **32** : 123–126.
- Godet, L. & Thomas, A. (2013). Three centuries of land cover changes in the largest French Atlantic wetland provide new insights for wetland conservation. *Applied Geography*, **42** : 133-139.
- Gosselin, F. et Thirion, J.-M. (2012). Suivi à long terme des Amphibiens de Brouage et d'Oléron par la méthode de présence absence de MacKenzie. OBIOS, Congrès de la Société Herpétologique de France, Velaine-en-Haye. Communication affichée.
- Jakob, Ch., Morand, A. & Crivelli, A.J. (1999). Amphibian communities in a mosaic of Mediterranean seasonally-flooded ponds: species richness and composition (Nature Reserve of Roque-Haute, France). 221-225 in Miaud, Cl. & Guyétant, R. (eds), *Current studies in Herpetology ; proceedings of the 9th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. 25-29 août 1998, Le Bourget du Lac. S.H.F., Université de Savoie. 480 p.
- Joly, P. & Deheuvels, O. (1997). *Méthodes d'inventaire des communautés et des populations d'Amphibiens*. Université Claude Bernard Lyon 1, Laboratoire Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. 17 p.
- Le Quellec, Y. (1998). *Petite histoire du Marais Poitevin*. Geste éditions. 112 p.
- Löfvenhaft, K., Rumborg, S. & Sjögren-Gulve, P. (2003) – Biotope patterns and Amphibians distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning*.
- MacKenzie, D.I., Royle, J.A., Brown, J.A. & Nichols, J.D. (2004). Occupancy estimation and modeling for rare and elusive populations. Pages 149-165 in Thompson W.L. (eds) – *Sampling rare or elusive species*. Island Press, London. 429 p.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. et Hines, J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling, Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier. Academic Press. 324 p.

- Mann, W., Dorn, P. & Brandl, R. (1991). Local distribution of Amphibians : the importance of habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **1**(2) : 36-41.
- Miaud C. et Muratet J. (2004). *Identifier les œufs et larves des amphibiens de France*. Techniques et Pratiques, INRA Editions. 200p.
- Montfort, D. (2007). Amphibiens, reptiles et mammifères de Brière : situation contemporaine de quelques espèces bioindicatrices. *aestuaria*, **10** : 77-94.
- Ouest Aménagement (2006). *Etude des habitats et espèces du site Natura 2000 – Marais de Redon et de Vilaine, rapport de synthèse*. Ouest Aménagement, Nantes. 129 p.
- Paunescu, A. & Ponepa, C. M. (2011). Effect of Roundup® herbicide on physiological indices in marsh frog *Pelophylax ridibundus*. Scientific Papers, *UASVM Bucharest*, **LIV** : 269-274.
- Relyea, R.A. (2005). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity of aquatic communities. *Ecological Applications*, **15** : 618–627.
- 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.
- Rousseaux, E. (2009). *Marais poitevin*. Geste éditions. 170 p.
- 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.
- Rzymiski, P., Klimaszuk, P., Kubacki, T. & Poniedziałek, B. (2013). The effect of glyphosate-based herbicide on aquatic organisms – a case study. *Limnological review*, **13**(4) : 215-220. DOI 10.2478/limre-2013-0024
- Semlitsch, R.D. (ed.) (2003). *Amphibian conservation*. Smithsonian, London. 324 p.
- Thirion, J.-M. et Doré, F. (2008). *Mais où sont passées les Grenouilles vertes des marais littoraux de l'Ouest de la France ?*. Congrès de la Société Herpétologique de France, La Rochelle. Communication affichée.
- Thirion, J.M., Vollette, J. Doré, F., Braconnier, H., Courant, J., Gosselin, F et Cheylan, M. (2012). *Inventaire des Amphibiens et Reptiles du Parc National des Pyrénées partie Béarn. Rapport final 2012*. 236 p.
- Thirion, J.M. (2010). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais Poitevin, Résultats 2010-2011*. Parc interrégional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult, 31 p.

Thirion, J.-M. (2014). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin. 2010-2014*. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 76 p.

Thirion, J.-M., Gouraud, C., Vollette, J., Texier, A., Doré, F. et Sudraud, J. (2016). *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2015*. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin, Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 55 p.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Lassare, K. et Méhault, L. (2016). *Suivi et évolution des Amphibiens des marais de Brouage et du nord de l'île d'Oléron de 2011- 2016*. DREAL Nouvelle Aquitaine, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 51 p.

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

Vitt, L. J., Caldwell, J.-P., Wilbur, H. M. & Smith, D. C. (1990). Amphibians as harbingers of decay. *BioScience*, **40** : 418.

Welsh, H.H. & Hodgson, G.R. (1997). A hierarchical strategy for sampling herpetofaunal assemblages along small streams in the western u.s., with an example from northern California. *Trans. West. Sect. Wildl. Soc.*, **33** : 56-66.