

Etablissement public du Marais poitevin

## Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin

## Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin

2012-2015









# Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin

2012-2015

Coordinateur du pôle et rédacteur : Jean-Marc THIRION (OBIOS)

Coordinateur administratif pour le PIMP : Alain TEXIER

#### Avec la participation:

- Charente-Maritime (OBIOS): Julie VOLETTE
- Deux-Sèvres (DSNE): Florian DORÉ
- Vendée (LPO) : Hugues des TOUCHES, Jean-Pierre GUÉRET, Julien SUDRAUD

**Thème(s):** Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin 2012-2015

<u>Mots-clés</u>: Marais Poitevin, modélisation, méthode de Royle, densité, habitat de reproduction, Grenouille verte, évolution, 2012-2015

**Espèce(s) concernée(s)**: Grenouilles « verte » *Pelophylax* sp.

**Type étude**: Suivi par comptage répété de transect

<u>Objectif(s) de l'étude</u>: Suivre l'évolution des populations de Grenouilles vertes sur le long terme par une méthode robuste de comptage répété analysée par N-mixture

#### Résumé:

Ces suivis ont permis d'estimer et de mesurer l'évolution les densités de Grenouilles vertes par la mise en place de 120 transects de 50 m répartis dans les habitats aquatiques de six secteurs du Marais Poitevin durant les années 2012 et 2015. La densité a été évaluée par une méthode de N mixture (distribution de poisson gonflée de 0) à 3,7 individus pour 50 mètres d'habitat aquatique suivi en 2012 alors qu'elle n'est que de 1,7 individus en 2015. La baisse de densité de Grenouilles vertes entre 2012 et 2015 est marquée sur le site de La Ronde, Benet et Triaize. La probabilité de détecter au moins une grenouille ne varie pas entre 2012 et 2015. Les variables de l'habitat qui influencent positivement la densité de Grenouilles sont le recouvrement en herbier de macrophytes aquatiques. Entre 2012 et 2015, le « turn over » des habitats utilisés par les Grenouilles est assez modéré sauf pour le secteur de Benet où les deux tiers des habitats sont nouveaux. Les densités de Grenouilles vertes observées en 2012 et 2015 restent faible mais correspond au témoignage des pêcheurs, des habitants et des naturalistes qui ont constaté la diminution très marquée des Grenouilles dans le Marais Poitevin. Cette diminution de densité de Grenouilles vertes est constatée dans d'autres marais de l'ouest de la France. Ce déclin est dû à un ensemble de facteurs : modifications des habitats, quantité et qualité de l'eau, pêche des adultes, introduction de l'Ecrevisse de Louisaine...

Période / Année de réalisation : 2012 et 2015

Nombre de pages : 35

#### Comment citer ce rapport :

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

## **SOMMAIRE**

INTRODUCTION	5
MATERIELS ET METHODE	7
1. Les Grenouilles vertes du Marais Poitevin	7
2. Localisation des sites d'étude.	8
3. Echantillonnage	9
Echantillonnage  Variables caractéristiques de l'habitat	11
5. Analyse	12
RESULTATS	18
1. Sélection de la distribution statistique	18
2. Sélection des modèles d'estimation de l'abondance	18
3. Sélection des variables de l'habitat	19
4. Sélection du modèle définitif	21
5. Estimation de la densité de Grenouilles vertes 2012-2015	22
6. Estimation de la probabilité de détection des Grenouilles vertes pour 2012-2015	25
DISCUSSION/CONCLUSION	27
BIBLIOGRAPHIE	31

#### INTRODUCTION

Dès 1989, les experts internationaux mettent en avant un déclin global des populations d'Amphibien et ce même au sein d'espaces protégés (par ex., Wake, 1991). La communauté scientifique depuis plus de vingt ans a lancé un appel pour une mise en place de suivis des populations d'Amphibien dans le monde entier. Actuellement, 35 % des espèces d'Amphibien sont dans un état de conservation précaire. Les Marais littoraux du centre-ouest dont fait partie le Marais Poitevin sont intégrés au sein des aires biogéographiques remarquables (Eurasie et Afrique du Nord) pour les Amphibiens au titre de la biodiversité (Duellman, 1999).

C'est dans ce contexte de déclin de la biodiversité que l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin a été créé. C'est un outil qui a pour ambition de fédérer l'ensemble des suivis biologiques sur la zone humide du Marais poitevin. Ce projet est né de la volonté d'acteurs du territoire lors de l'élaboration du docob Marais poitevin. La réflexion de cet outil a été intégrée en 2003 dans le Document d'Objectifs Natura 2000.

Par les partenaires de cet observatoire du patrimoine naturel, 16 espèces ont été recensées dans le Marais Poitevin dont au moins 6 espèces sur la liste rouge des espèces menacées en France (UICN-MNHN-SHF, 2015). Un premier bilan de l'occupation des espèces dans le Marais Poitevin a été dressé en 2010. Mais, dans le Marais Poitevin, nous manquons de suivis des populations d'Amphibien qui serait complémentaire au suivi de l'occupation des espèces : appréciation des échelles spatiales. La compréhension du fonctionnement démographique des populations revêt une importance capitale pour la gestion des milieux naturels (Joly, 2001). Les suivis de taille de population chez les Amphibiens, effectués en général par la technique de capture-marquage-recapture (C-M-R), sont utilisés par les herpétologues depuis les années 1920 (Heyer et al., 1994). Les méthodes de C-M-R sont très intéressantes dans les suivis de population mais reste difficile à mettre en place. Cependant, d'autres méthodes de suivi des densités de populations d'Amphibien peuvent être mises en place à condition qu'elles puissent être répliquées d'un point vu spatial et temporel. 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).

Dans un contexte de diminution importante, constatée intuitivement par les naturalistes et les pêcheurs, des densités de Grenouilles vertes, dans de nombreux marais de l'ouest de la France, devrait nous inciter à mettre en place des suivis. La Grenouille verte participe à de nombreux régimes alimentaires de différentes espèces patrimoniales comme la Loutre d'Europe. Cependant, différentes études montre un déclin des Grenouilles vertes dans l'ouest de la France (Neveu *in* Montfort, 2007; Thirion et Doré, 2008; Thirion et *al.*, 2012) Suivant les secteurs de marais, la diminution importante des chorus a débuté à la fin des années 90 ou au début des années 2000. Cette diminution observée correspond aux différentes vagues d'invasion des marais littoraux de l'ouest de la France par l'Ecrevisse de Louisiane (*Ibidem*).

De la même manière, en 2010, les suivis des amphibiens dans le marais Poitevin a montré que de nombreux habitats aquatiques ne présentaient plus de Grenouille verte (Thirion et *al.*, 2011). Suite à cela, un suivi des populations des grenouilles vertes a été mis en place en 2012 à l'aide de 120 transects de 50 m répartis dans les habitats aquatiques de six secteurs du Marais Poitevin. La densité de Grenouilles a été évaluée par une méthode de Royle à 3,7 Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin : http://www.biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/

individus pour 50 mètres d'habitat aquatique suivi. Cette densité très faible correspond au témoignage des pêcheurs, des habitants et des naturalistes qui ont constaté la diminution très marquée des Grenouilles dans le marais poitevin. Cette diminution de densité de Grenouilles vertes est constatée dans d'autres marais de l'ouest de la France. Ce déclin est dû à un ensemble de facteurs : modifications des habitats, quantité et qualité de l'eau, pêche des adultes, introduction de l'Ecrevisse de Louisaine...

Pour suivre la tendance des densités de Grenouilles vertes du Marais Poitevin, le protocole de suivi de 2012 a été reproduit en 2015 dont les résultats font l'objet de ce rapport.



**Figure. 1.** Les différents taxons de Grenouilles « vertes » connus du Marais Poitevin

Du haut vers le bas : Grenouille de Pérez Pelophylax perezi, Grenouille verte Pelophylax kl. esculentus et la Grenouille rieuse Pelophylax ridibundus

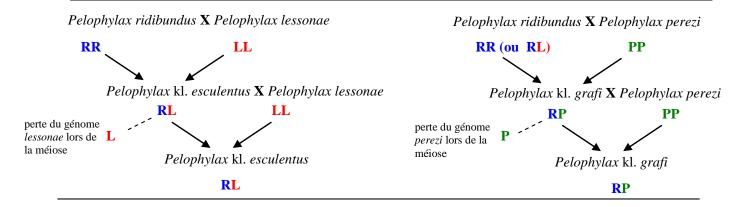
#### MATERIELS ET METHODES

#### 1) Les Grenouilles vertes du Marais Poitevin

Dans le Marais Poitevin, les différents suivis et études ont mis en évidence, la présence de la Grenouille de Pérez *Pelophylax perezi*, de la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et de la Grenouille verte *Pelophylax* kl. *esculentus* (Thirion et *al.*, 2001; Thirion et Guillon, 2005).

En France, l'existence de cette espèce a engendré un système particulier de reproduction interspécifique ou élasopoïèse dans le groupe des Grenouilles vertes « complexe des Grenouilles vertes ». Ainsi, le croisement entre la Grenouille rieuse et la Grenouille de Lessona a donné l'hybride Grenouille verte (*esculentus*). Par la suite, cet hybride fécond, lors de la fabrication de ces gamètes, élimera systématiquement le génome de la G. de Lessona. Il ne restera donc chez cet hybride reproducteur que des gamètes portant le génome de la G. rieuse (*cf.* fig. 2). De la même manière, le croisement entre la Grenouille rieuse (ou l'hybride *esculentus* porteur du génome rieuse) et la Grenouille de Pérez a donné l'hybride Grenouille de Graf (*grafi*). Par la suite, cet hybride fécond lors de la fabrication de ses gamètes élimera systématiquement le génome de la G. de Pérez. Il ne restera donc chez cet hybride reproducteur que des gamètes portant le génome de la G. rieuse.

La présence de la Grenouille rieuse dans le Marais Poitevin est due à des introductions ou à la progression du système ridibundus-lessonae-esculentus et ou du système ridibundus-perezi-grafi. Ainsi, il a été mis en évidence la présence d'une des formes hybrides de ce complexe, la Grenouille verte *Pelophylax* kl. *esculentus (Ibidem)*. Du fait de la présence de la Grenouille de Pérez, il est possible que l'autre hybride soit également présent la Grenouille de Graf *Pelophylax* kl. *grafi*.



**Figure. 2.** Schéma classique d'hybridation dans le complexe des Grenouilles « vertes » en France (kl. signifie klepton ) Les lettres représentent les génomes de chacune des espèces (en deux jeux chez chaque individu) (d'après Thirion et Evrard, 2012).

Sur le terrain, l'identification des différentes espèces de Grenouilles vertes reste très délicate. C'est pour cette raison que, dans cette étude, nous avons opté pour la dénomination suivante *Pelophylax* sp. ou complexe Grenouille verte.

#### 2) Localisation des sites d'étude

Les 6 quadrats sont distribués de la manière suivante : 3 en Vendée, 2 en Charente-Maritime et un en Deux-Sèvres (Thirion et *al.*, 2012).

Ils sont réparties d'une manière équitable entre les grands types de marais : 2 dans le marais mouillé, 2 dans le marais intermédiaire et 2 dans le marais desséché.

En Vendée, un quadrat est situé à proximité de Triaize, l'autre à Champagné-les-Marais au sud de Luçon et enfin le dernier à l'est du marais proche de Benet.

En Charente-Maritime, un quadrat est situé à proximité d'Esnandes et l'autre plus à l'est proche de La Ronde.

En Deux-Sèvres, le site est localisé dans le marais sauvage du Vanneau-Irleau.

#### Suivi de la grenouille verte en 2012 dans le Marais poitevin

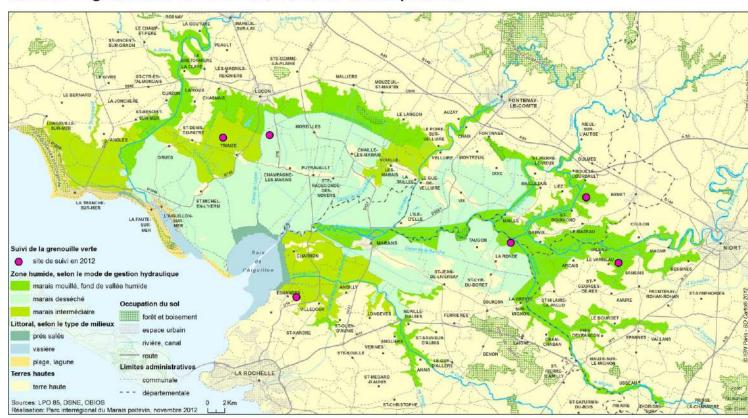
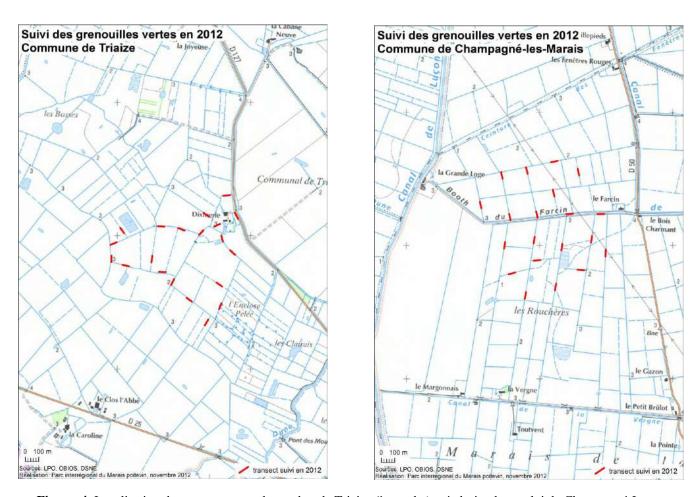


Figure. 3. Localisation des quadrats Grenouilles vertes dans le Marais Poitevin (point rose)

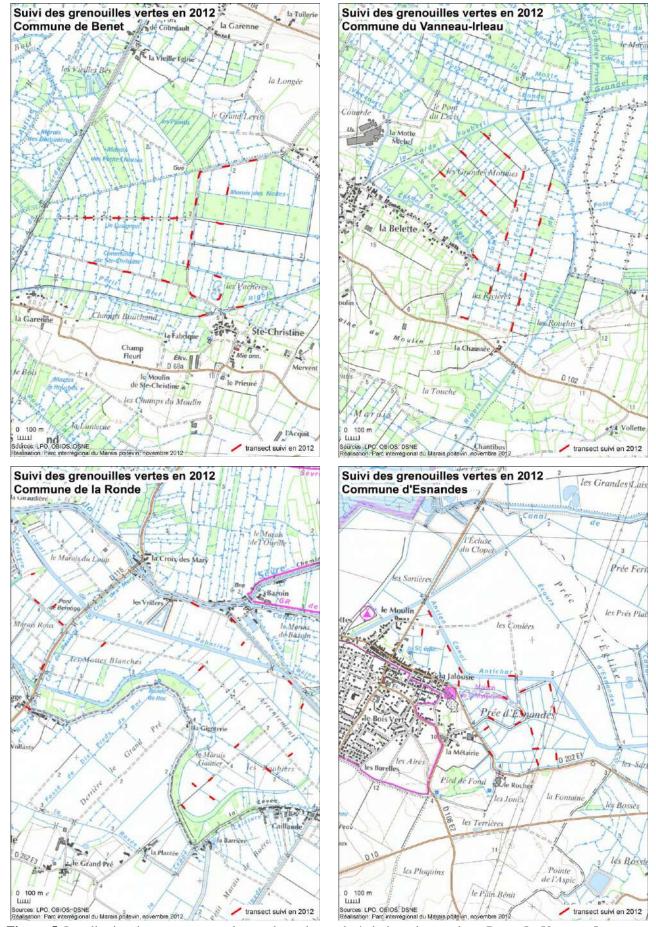
Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin : http://www.biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/

#### 3) Echantillonnage

Le principe d'échantillonnage repose sur un réseau de site de reproduction de Grenouilles vertes distribué dans 6 grandes zones du Marais Poitevin calqué sur les quadrats mis en place dans le suivi des Amphibiens par présence-absence réalisé en 2010 : 2 en Charente-Maritime, 1 en Deux-Sèvres et 3 en Vendée. Dans chaque grande zone, 20 habitats de reproduction sont sélectionnés (20 transects de 50 m de linéaire de fossé ou de dépression prairiale). Entre chaque habitat de reproduction, il y a une distance d'au moins 150 mètres (indépendance des échantillons). Il y a trois passages par habitat de reproduction. Ces trois passages doivent se dérouler sur une période d'un maximum de 10 jours. La période la plus favorable se situe entre le 1<sup>er</sup> mai et le 15 mai durant la période de reproduction des Grenouilles « vertes » (P. ex. Patrelle, 2010 ; Cayuela *et al.*, 2012). Le nombre de Grenouilles vertes est noté pour chaque habitat à chaque passage. Les passages ont lieu la nuit.



**Figure. 4.** Localisation des transects pour le quadrat de Triaize (à gauche) et à droite dans celui de Champagné-Les-Marais proche de Luçon



**Figure. 5.** Localisation des transects pour les quadrats, de gauche à droite et haut en bas : Benet, Le Vanneau, La Ronde et Esnandes

#### 4) Variables caractéristiques de l'habitat

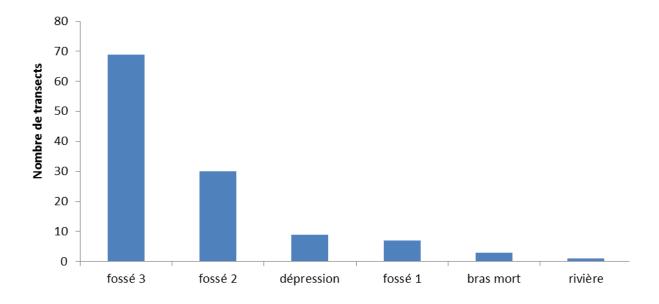
Une description des habitats de reproduction des Grenouilles « vertes » a été faite pour chaque transect, avec :

- La nature de l'habitat : dépression prairiale, fossé primaire, fossé secondaire, fossé tertiaire... Pour les analyses, le terme est résumé par « macrohabitat ».
- Contexte agricole autour de l'habitat de reproduction : pourcentage d'encerclement de l'habitat de reproduction par les cultures céréalières. Pour les analyses, le terme est résumé par « encerclement culture ».
- L'ombrage : estimé en pourcentage d'ombre projetée à la surface de l'eau lorsque le soleil est au zénith.
- La hauteur d'eau libre : estimé en mètre. Pour les analyses le terme est résumé par « hauteur eau ».
- La profondeur de vase : estimé en mètre.
- Le recouvrement des herbiers de plantes aquatiques : estimé en proportion d'herbier de macrophytes aquatiques recouvrant la surface de l'eau. Pour les analyses le terme est résumé par « recouvrement herbier ».
- La végétation dominante des berges : arborée, arbustive, herbacée, mégaphorbiaie (roselière comprise)... Pour l'analyse le terme est résumé par « végétation rive ».
- *L'Ecrevisse de Louisiane* : présence (noté 1) ou absence (noté 0). Pour les analyses, le terme est résumé par « écrevisse ».



Les fossés tertiaires (n = 69) et secondaires (n = 30) représentent 80 % des habitats échantillonnés pour l'ensemble des transects (n = 120) (cf. Figure x). Le nombre d'habitats échantillonnés est proportionnel aux habitats aquatiques présents dans les différents quadrats.

Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin : http://www.biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/



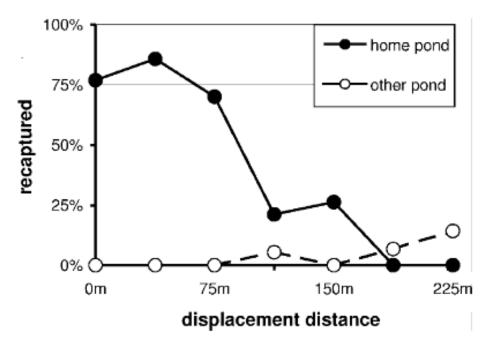
**Figure. 6.** Répartition du nombre de transects en fonction de la nature de l'habitat pour l'ensemble des quadrats échantillonnés.

#### 5) Analyse

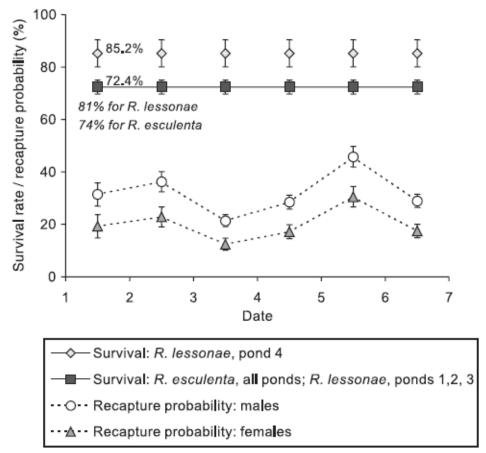
Pour suivre les populations, il est souvent difficile, de mettre en place des suivis par capture-marquage-recapture ou par « distance sampling ». De nouvelles méthodes permettent d'estimer la densité d'une espèce à la détection imparfaite par des dénombrements répétés (P. ex. Royle & Nichols, 2003; Royle, 2004; Royle & Dorazio, 2008). Ces nouvelles méthodes de suivi des espèces se développent à partir de modèles d'hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) et d'abondance (Royle, 2004). Afin d'utiliser ces méthodes, certaines conditions d'applications sont requises :

- La distribution spatiale des individus doit suivre la distribution de Poisson
- Le nombre d'individus doit être constant au cours du suivi, la population est donc considérée fermée (géographiquement et démographiquement)
- Les détections des individus dans un site sont supposés indépendantes et tous les individus présents sur un site à un temps t sont supposés avoir la même probabilité de détection.

Holenweg Peter *et al.*, (2001) ont réalisé une étude par capture-marquage-recapture sur des individus qui étaient déplacé à différentes distances de leur site d'origine. Le pourcentage de retour à leur site d'origine a été mis en évidence en fonction de la distance. Ainsi, 75 % des individus retournait sur leur site d'origine lorsqu'ils se situaient à une distance de 75 m et 0% des individus à une distance de 200m (*Ibidem*). Cette étude démontre une certaine fidélité des grenouilles vertes à leur site d'origine durant la saison de reproduction. Une seconde étude a mis en évidence une survie constante au cours de la saison de mai à août et importante : 85,2 % pour *P. lessonae* et 72,4 % *P.* kl. *esculentus* (Holenweg Peter, 2001). Ainsi, à partir de ces résultats, fidélisation au site et taux de survie constant et important dans la saison, nous permet d'émettre l'hypothèse que la population de Grenouille verte d'un habitat de reproduction est fermée.



**Figure. 7**. Pourcentage de Grenouilles vertes qui étaient recapturés en fonction de la distance à laquelle les individus ont été déplacés. Recapturé dans leur mare d'origine (en noir), recapturé dans une autre mare (en blanc) d'après Holenweg Peter *et al.*, 2001.



**Figure. 8.** Taux de survie et probabilité de recapture pour 4 mares en 1996. La première capture (date 1) a été réalisé le 15 mai et la dernière (date 7) le 8 août. Les nombres sur les lignes représentent le taux de survie calculé, incluant le taux d'émigration ; les nombres en italique reflètent les vrais taux de survie d'après Holenweg Peter, 2001.

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'hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) s'établie 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 :

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

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

- La probabilité (p) d'avoir un individu de l'espèce est une fonction de l'abondance d'individus présents  $(N_i)$ . Ainsi, pour une espèce donnée, la détectabilité individuelle, r, est plus importante lorsqu'il y a beaucoup d'individus, avec :

$$p = 1 - (1 - r)^{N}_{i}$$

- Afin de trouver les valeurs les plus probables de  $\lambda$  et r, la méthode du maximum de vraisemblance est appliquée avec la formule suivante :

$$L(w) = \prod_{i=1}^{R} \left\{ \sum_{k=0}^{K} {T \choose w_i} p_k^{wi} (1 - p_k)^{T - wi} f_k \right\}$$

A la droite du signe égal on note le produit de deux probabilités : la probabilité binomiale en fonction de la détection wi et du nombre de passage (T), et la probabilité de Poisson en fonction de k avec  $N_i = k$ .

- L'évaluation du modèle d'abondance (Royle, 2004) s'établie 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 :

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

 $\lambda$  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 :

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

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  $\theta$  et p, la méthode du maximum de vraisemblance est appliquée avec la formule suivante :

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

Le terme de l'équation L  $(p, \theta \mid \{ n_{it} \})$  indique que la probabilité p (probabilité de détecter un individu présent sur le site) et  $\theta$  (la moyenne de la distribution de Poisson ou  $\lambda$ ), 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):

$$AIC = -2 * log(L) + 2 * k$$

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 9.8 (© Hines, 2006) en utilisant les modèles d'hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) et d'abondance (Royle, 2004) (cf. Figure 9).

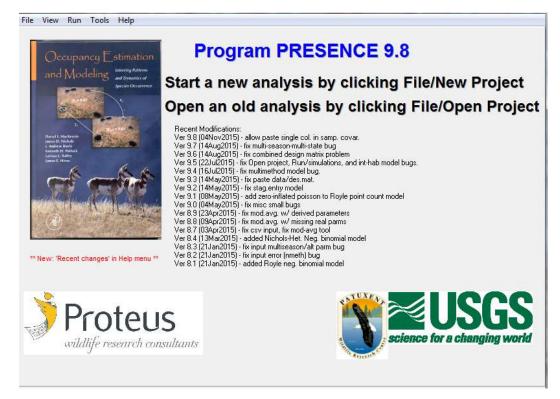


Figure. 9. Fenêtre d'accueil du logiciel PRESENCE 9.8 (© Hines, 2006).

- Mais, en fonction de l'hétérogénéité des comptages, la distribution statistique la plus adaptée pour estimer l'abondance relative sera recherchée à l'aide du logiciel R version 3.1 pour une méthode de N-mixture : distribution de Poisson (P), binomiale négative (NB) ou Poisson gonflée de 0 (zero-inflated Poisson, ZIP). Pour stabiliser les AIC, on recherchera d'une manière empirique la meilleure valeur de K qui représente le nombre maximal possible d'individus qu'on puisse observer à un site.
- L'occupation naïve est calculée simplement en supposant que la probabilité de détection est égale à 1, avec :

$$\Psi_{\text{na\"ive}} = n_i / n$$

où ni est le nombre de sites avec une Grenouille verte observée au moins une fois lors des trois passages et n le nombre total de sites échantillonnés.

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

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

• Si l'on ramène tous les historiques d'abondance de Grenouille vertes par transect à un historique de présence-absence, il est alors possible d'établir une modélisation en prenant en compte les deux années de suivi. Elle permet de calculer les 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.

Les probabilités de colonisation  $(\gamma_t)$  et d'extinction locale  $(\mathcal{E}_t)$  sont définies comme :

 $\gamma_t$  = la probabilité qu'un site inoccupé l'année t soit occupé par l'espèce l'année t+1.

 $\varepsilon_{t}$  = 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.

• Nous avons testé la fidélité de la Grenouille verte aux habitats aquatiques par l'indice du Turn-over sur les printemps 2012-2015 (Erwin, 1978; Sadoul, 1996; Dohogne, 1999; Thirion, 2006).

L'indice du Turn-over est le suivant :  $T = \frac{1}{2} * (S1 / N1 + S2 / N2)$ 

Avec : S1 le nombre de sites de l'année 1 inutilisés l'année 2 S2 le nombre de sites de l'année 2 inutilisés l'année 1 N1 le nombre de sites de l'année 1 N2 le nombre de sites de l'année 2

Il varie de zéro (tous les sites de l'année 1 et 2 sont identiques) à 1 (aucun des sites n'est commun aux deux années).

### **RÉSULTATS**

#### 1) Sélection de la distribution statistique

La hiérarchisation des différents modèles a été réalisée dans un premier temps sous R. pour les données de 2012. L'ajustement du modèle ayant le plus de poids a été testé pour différentes distributions statistique (*Cf.* Tab I).

**Tableau. 1 :** Ajustement du meilleur modèle pour différentes distributions statistiques, testé

Distribution statistique	ĉ	Chi-deux	p
Poisson	4,56	1572	*
Poisson gonflée de 0	2,53	1697	*
Binomiale négative	1,67	6314	NS

Pour une distribution de poisson, la valeur de  $\hat{c}=4,56$  est élevée et le test d'ajustement indique que le modèle ne s'ajuste pas bien aux données (p < 0,05). Alors que pour la distribution de Poisson gonflée de 0, la valeur de  $\hat{c}=2,53$  est meilleur mais le résultat du test d'ajustement montre que le modèle ne s'ajuste pas bien aux données (p < 0,05). La distribution statistique la plus ajustée est la binomiale négative avec une bonne valeur de  $\hat{c}=1,67$  et une valeur de la probabilité du test d'ajustement non significative (p = 0,2).

Cependant, les paramètres modélisés par une loi binomiale négative donnent des valeurs de lambda trop importante et des probabilités de détection assez faible. Nous avons recherché à stabiliser les AIC avec des valeurs de K assez élevées sans changement.

Pour une distribution de Poisson gonflée de 0, la valeur de  $\hat{c}=2,53$  est modérément élevée, mais cela est mieux que d'utiliser une distribution binomiale négative du fait d'abondances prédites vraisemblables (Mazerolle, com. pers.). C'est un problème connu avec la binomiale négative et les modèles N-mixture (P. ex. Dennis et al., 2015.). Pour la suite de la modélisation, une distribution de Poisson gonflée de 0 est donc retenue.

#### 2) Sélection des modèles d'estimation de l'abondance

Deux grands modèles d'estimation de l'abondance par comptage répété ont été testés, le premier, hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) et le deuxième, abondance (Royle, 2004) pour les données de 2012. L'abondance a été estimée à l'aide d'une distribution de Poisson gonflée de 0 pour ces deux estimateurs. La valeur de K a été fixée à 100 afin de stabiliser les AIC.

Le modèle hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) a le plus de poids statistique (AIC = 419.57;  $w_i = 100$  %) que le modèle d'abondance (Royle, 2004) (AIC =

2166,49 ;  $w_i = 0$  %) avec une différence d'AIC ( $\Delta$  AIC) de 1746,92. Ces résultats impliquent une analyse des variables environnementales à partir du modèle d'hétérogénéité d'abondance (Royle et Nichols, 2003) noté par la suite :  $\lambda$  (cst)  $\Psi$  (cst) r (cst.).

**Tableau. 2 :** Grands modèles d'estimation de l'abondance classés en fonction de leur AIC en gras modèle sélectionné

Modèles	AIC	ΔAIC	poids AIC(w <sub>i</sub> )	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
Hétérogénéité d'abondance (Royle et Nichols, 2003)	419,57	0,00	1,0000	1,0000	3	413,57
Abondance (Royle, 2004)	2166,49	1746,92	0,0000	0,0000	3	2160,49

#### 3) Sélection des variables de l'habitat

Les modèles contenant les variables environnementales ont été comparés au modèle sans covariables ( $\lambda$  (cst)  $\Psi$  (cst) r (cst.)) (AIC = 419,57) pour les données de 2012.

Les variables qui ont le plus de poids statistique sont classées dans l'ordre de la valeur de l'AIC: recouvrement herbier (AIC = 406.3;  $w_i = 63.13$  %), ombrage (AIC = 407.65  $w_i = 34.3$  %), macrohabitat (AIC = 413.24;  $w_i = 2.1$  %), encerclement de culture (AIC = 419.1;  $w_i = 0.11$  %), végétation berge (AIC = 419.19;  $w_i = 0.11$  %) (*Cf* tableau. 2). Les autres variables sont donc rejetées: profondeur vase (AIC = 419.79;  $w_i = 0.08$  %), écrevisse (AIC = 420.74;  $w_i = 0.05$  %), profondeur eau (AIC = 421.83;  $w_i = 0.03$  %) (*Cf* tableau. 2).

Certaines variables environnementales représentent un ensemble de sous-variables. Par exemple, la variable macrohabitat est représentée par 3 autres variables : dépression prairiale notée « dépression », canaux et grande rivière noté, fossé type primaire « fossé 1 », fossé secondaire et tertiaire noté « fossé 2 ».

De la même manière, la variable végétation des rives est composée de trois variables : végétation herbacée, végétation mégaphorbiaie (roselière comprise) et la végétation arborée.

**Tableau. 3 :** Modélisation pour la sélection des variables environnementales classés en fonction de leur AIC en gras modèles sélectionnés

Modèles	AIC	Δ ΑΙС	poids AIC (w <sub>i</sub> )	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
$\lambda \left( cst \; x \; recouvrement \; herbier \right) \; \Psi \left( cst \right) \; r \; (cst)$	406,43	0	0,6313	1	4	398,43
$\lambda$ (cst x ombrage) $\Psi$ (cst) $r$ (cst)	407,65	1,22	0,343	0,5434	4	399,65
$\lambda$ (cst x macrohabitat) $\Psi$ (cst,) $r$ (cst)	413,24	6,81	0,021	0,0332	6	401,24
$\lambda$ (cst x culture) $\Psi$ (cst) r (cst)	419,1	12,67	0,0011	0,0018	4	411,10
$\lambda$ (cst x végétation berge) $\Psi$ (cst) r (cst)	419,19	12,76	0,0011	0,0017	6	407,19
λ (cst) Ψ (cst) r (cst)	419,57	13,14	0,0009	0,0014	3	413,57
$\lambda$ (cst x profondeur vase) $\Psi$ (cst) r (cst)	419,79	13,36	0,0008	0,0013	4	411,79
$\lambda$ (cst x écrevisse) $\Psi$ (cst) r (cst)	420,74	14,31	0,0005	0,0008	4	412,74
$\lambda$ (cst x profondeur eau) $\Psi$ (cst) r (cst)	421,83	15,4	0,0003	0,0005	4	413,83

Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin : http://www.biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/

Les variables du macrohabitat qui ont le plus de poids statistique sont classées dans l'ordre de la valeur de l'AIC : dépression (AIC = 409,36 ;  $w_i = 63,19$  %), rivière (AIC = 410,47 ;  $w_i = 36,28$  %). L'autre variable est donc rejetée : canal et grande rivière (AIC = 421,41 (Cf tableau. 3).

**Tableau. 3 :** Modélisation pour la sélection des variables environnementales des macrohabitats classés en fonction de leur AIC en gras modèles sélectionnés

Modèles	AIC	ΔAIC	poids AIC (w <sub>i</sub> )	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
λ (cst x dépression) Ψ (cst) r (cst)	409,36	0	0,6319	1	4	401,36
$\lambda$ (cst x fossé secondaire et tertiaire) $\Psi$ (cst) r (cst)	410,47	1,11	0,3628	0,5741	4	402,47
$\lambda$ (cst) $\Psi$ (cst) r (cst)	419,57	10,21	0,0038	0,0061	3	413,57
$\lambda$ (cst x canal et grande rivière) $\Psi$ (cst) r (cst)	421,41	12,05	0,0015	0,0024	4	413,41

Les variables de la végétation des rives qui ont le plus de poids statistique sont classées dans l'ordre de la valeur de l'AIC : végétation arborée (AIC = 423,10 ;  $w_i = 76,49$  %). Les autres variables sont donc rejetées : végétation herbacée (AIC = 427,65) et végétation mégaphorbiaie (AIC = 428,52) (Cf tableau. 4).

**Tableau. 4 :** Modélisation pour la sélection des variables environnementales de la végétation de la rive classés en fonction de leur AIC en gras modèles sélectionnés

Modèles	AIC	Δ ΑΙС	poids AIC (w <sub>i</sub> )	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
λ (cst x berge arborée) Ψ (cst.) r (cst.)	416,43	0	0,4818	1	4	408,43
λ (cst x berge herbacée.) Ψ (cst) r (cst)	416,98	0,55	0,3659	0,7596	4	408,98
λ (cst) Ψ (cst) r (cst)	419,57	3,14	0,1002	0,208	3	413,57
λ (cst x berge mégaphorbiaie) Ψ (cst) r (cst)	420,88	4,45	0,0521	0,1081	4	412,88

Ainsi, les variables de l'habitat de reproduction des Grenouilles vertes retenues sont : recouvrement herbier aquatique, ombrage, dépression prairiale, fossé secondaire et tertiaire, encerclement culture, végétation arborée de la rive, végétation herbacée de la rive.

#### 4) Sélection du modèle définitif

Pour l'année 2012, 152 modèles ont été réalisés en intégrant les 7 variables environnementales à l'estimateur développé par Royle & Nichols (2003) d'hétérogénéité d'abondance avec une fonction de Poisson gonflée de 0 et une valeur de K fixé à 100.

10 modèles ont un ΔAIC inférieur à 2 et sont susceptibles d'être sélectionnés (cf Tableau 5) :

Faute de test d'ajustement, la sélection du meilleur modèle a été réalisée en prenant en compte la valeur de l'AIC, le poids de l'AIC, le nombre de paramètres du test ainsi que la valeur des paramètres estimée avec leur intervalle de confiance pour  $\lambda$ ,  $\Psi$  et r.

Ainsi, le modèle sélectionné est  $\lambda$  (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée)  $\Psi$  (cst) r (végétation rive) (Cf tableau.5).

**Tableau. 6 :** Modélisation pour la sélection des paramètres de détection (r) et  $\lambda$  moyenne de la distribution de Poisson gonflée de 0 en fonction des variables environnementales en gras modèles sélectionnés

Modèles	AIC	Δ ΑΙС	poids AIC (w <sub>i</sub> )	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
$\lambda$ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée) $\Psi$ (cst) r (végétation rive)	385,99	0	0,0874	1	8	369,99
λ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée x rive arborée x encerclement culture) Ψ (cst) r (végétation rive)	386,21	0,22	0,0783	0,8958	10	366,21
λ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée x rive arborée x encerclement culture) Ψ (cst x dépression) r (végétation rive)	386,36	0,37	0,0726	0,8311	11	364,36
$\lambda$ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée) $\Psi$ (cst x dépression) r (végétation rive)	386,62	0,63	0,0638	0,7298	9	368,62
λ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée), Ψ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée) r (végétation rive)	386,76	0,77	0,0595	0,6805	7	372,76
$\lambda$ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée ) $\Psi$ (cst x recouvrement) r (végétation rive)	386,89	0,9	0,0557	0,6376	9	368,89
λ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée x rive arborée) Ψ (cst) r (végétation rive)	387,11	1,12	0,0499	0,5712	9	369,11
$\lambda$ (cst x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée) $\Psi$ (cst x encerclement culture) r (végétation rive)	387,15	1,16	0,0489	0,5599	9	369,15
$\lambda$ (cst x fossé secondaire et tertiaire x dépression x recouvrement herbier x rive herbacée ) $\Psi$ (cst x fossé secondaire et tertiaire x dépression x recouvrement x rive herbacée ) r (végétation rive)	387,34	1,35	0,0445	0,5092	13	361,34
$\lambda$ (cst x dépression x ombrage x recouvrement herbier x rive herbacée) $\Psi$ (cst) r (végétation rive)	387,91	1,92	0,0335	0,3829	9	369,91

Les paramètres estimés du modèle sélectionné pour l'année 2012 sont présentés dans le tableau suivant.

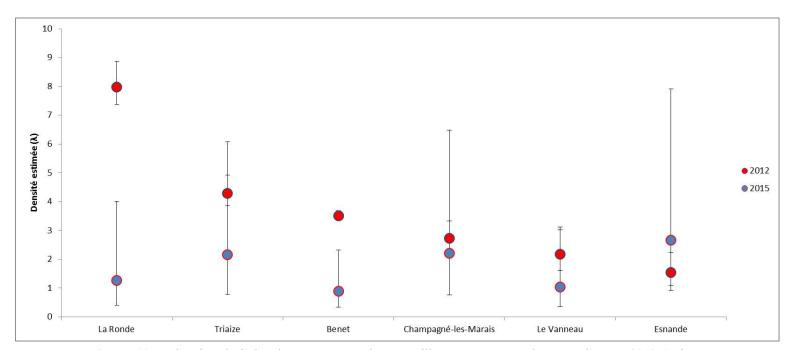
Table	ieau. v. Estimation des coefficients p non transformes des covariables						
		estimé	erreur-standard				
A1	λ	1,356	0,003				
A2	λ dépression	1,546	0,003				
A3	λ recouvrement herbier aquatique	1,820	0,003				
A4	λ rive herbacée	-1,598	0,218				
A5	Ψ	2,516	0,843				
A6	r rive arborée	-2,830	0,373				
A7	r rive herbacée	0,224	0,289				
A8	r rive mégaphorbiaie	-2,392	0,256				

**Tableau. 6.** Estimation des coefficients β non transformés des covariables

#### 5) Estimation de la densité de Grenouilles vertes 2012-2015

La densité moyenne estimée de Grenouilles vertes pour l'ensemble des 120 habitats suivis est de 3,702 grenouilles pour l'année 2012 (E.S. = 0,264 ; Intervalle de confiance à 95% = 3,276-4,345) et de 1,703 grenouilles pour l'année 2015 (E.S. = 0,926 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,591-4,989).

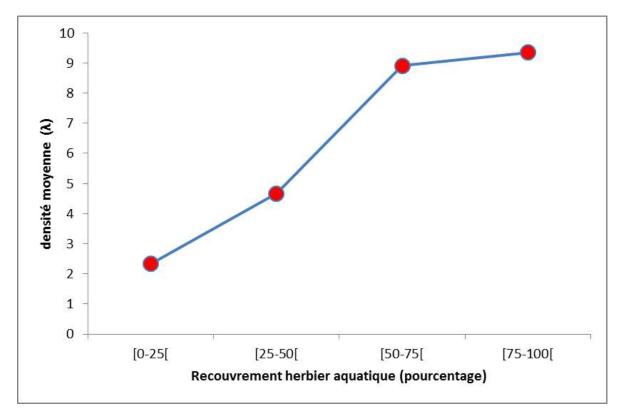
A l'aide de ce modèle, le nombre moyen de Grenouilles vertes par transect ( $\lambda_i$ ) a pu également être estimé. Pour l'année 2012, la moyenne des  $\lambda_i$  des vingt transects permette d'obtenir un  $\lambda_i$  moyen par secteur avec (Cf Figure 10):  $\lambda_{La\ Ronde}=7.82$ ;  $\lambda_{Triaize}=4.29$ ;  $\lambda_{Benet}=3.51$ ;  $\lambda_{Champagné}=2.73$ ;  $\lambda_{Vanneau}=2.17$ ;  $\lambda_{Esnandes}=1.54$ .



**Figure. 10.** Estimation de l'abondance moyenne de grenouilles vertes par quadrat pour l'année 2012 (point rouge) et 2015 (point bleu), les moustaches sont les intervalles de confiances à 95%.

Pour l'année 2015, la moyenne des  $\lambda_i$  des vingt transects permet d'obtenir un  $\lambda_i$  moyen par secteur avec (*Cf* Figure 10):  $\lambda_{La\ Ronde} = 1,27$ ;  $\lambda_{Triaize} = 2,15$ ;  $\lambda_{Benet} = 0,89$ ;  $\lambda_{Champagné} = 2,21$ ;  $\lambda_{Vanneau} = 1,03$ ;  $\lambda_{Esnandes} = 2,67$ .

La densité moyenne estimée de Grenouille verte par secteur est en baisse marquée pour La Ronde et Benet (*Cf* Figure 10). Il semblerait qu'il y ait une baisse également pour les secteurs de Triaize et Le Vanneau, mais les intervalles de confiance se chevauchant l'interprétation reste difficile. La densité moyenne de Grenouilles vertes semble ne pas varier pour le secteur de Champagné-les-Marais.



**Figure. 11.** Densité moyenne de grenouilles vertes en fonction du recouvrement en herbier aquatique pour l'année 2012.

La densité moyenne de Grenouilles vertes est assez haute lorsque le pourcentage de recouvrement de la mare en herbier aquatique est supérieur ou égal à 50 % (*Cf*, Fig. 11).

Pour l'ensemble du suivi (120 transects), l'occupation naïve est de 0,63 pour l'année 2012 et 0,49 en 2015.

L'occupation naïve par secteur varie entre 2012 et 2015. Il y a moins d'habitats aquatiques avec la présence de Grenouilles vertes en 2015 pour les secteurs : La Ronde, Le Vanneau, Benet et Triaize (*Cf*, Fig. 12). En 2015, seulement Esnandes et Triaize ont un plus d'habitats aquatiques avec de la Grenouille verte (*Cf*, Fig. 12).

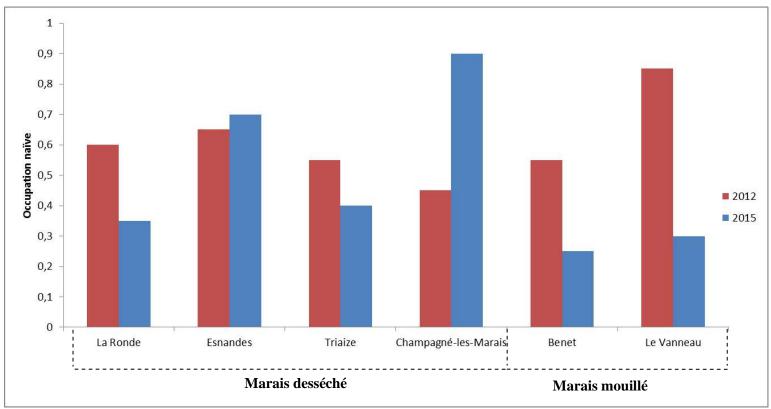


Figure. 12. Occupation naïve de Grenouilles vertes en fonction des secteurs suivis pour les années 2012-2015

Pour l'ensemble des habitats aquatiques suivis, l'occupation estimée ( $\Psi$ ) est de 0,641 pour l'année 2012 (E.S. = 0,047 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,550-0,732) et 0,517 pour l'année 2015 (E.S. = 0,048 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,422-0,611).

Entre 2012 et 2015, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0.51$ ; E.S. = 0.06; Intervalle de confiance à 95% = 0.389-0.626) est proche de la colonisation de nouveaux sites pour les Grenouilles « vertes » du Marais poitevin ( $\gamma = 0.546$ ; E.S. = 0.082; Intervalle de confiance à 95% = 0.385-0.707). Le taux de variation d'occupation ( $\lambda$ ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation de la Grenouille « verte » dans les secteurs étudiés du Marais poitevin entre 2012 et 2015 ( $\lambda = 0.797$ ; E.S. = 0.096; Intervalle de confiance à 95% = 0.609-0.985).

Sur l'ensemble des secteurs suivis, le turn-over (T) est de 0,443 indiquant qu'un peu plus de la moitié des habitats aquatiques utilisés par la Grenouille verte sont identiques entre 2012 et 2015. Cependant, le turn-over varie fortement entre les secteurs étudiés (Cf, Fig. 13). Sur le secteur de Benet, les habitats aquatiques utilisés par la Grenouille verte en 2015 sont en grande partie différents de ceux utilisés en 2012 (T = 0,85). Pour le secteur du Vanneau, un habitat aquatique sur deux est différent entre 2012 et 2015 (T = 0,47). Plus des deux tiers des habitats aquatiques entre 2012 et 2015 sont identiques pour Champagné-les-Marais (T = 0,33), La Ronde (T = 0,32), Triaize (T = 0,29) et Esnandes (T = 0,26).

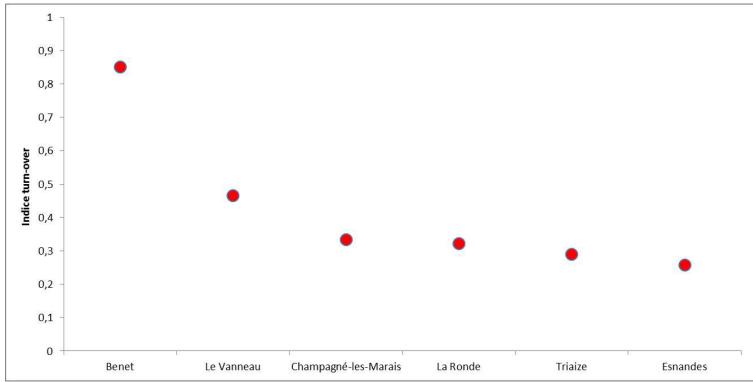
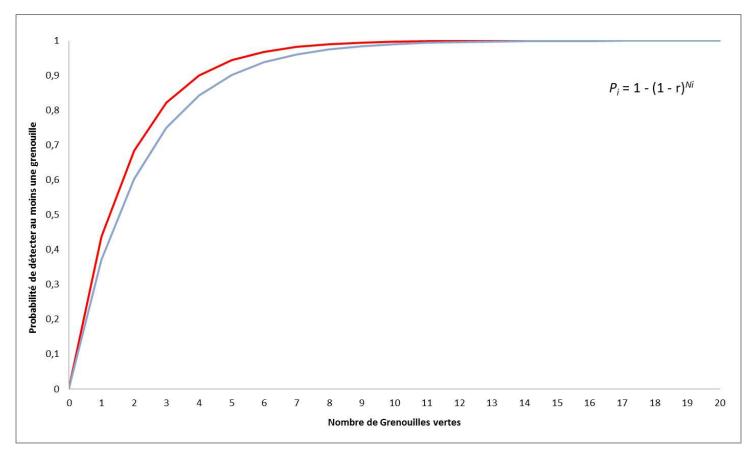


Figure. 13. Indice de Turn-over des Grenouilles vertes par secteur d'étude entre 2012 et 2015

## 6) Estimation de la probabilité de détection des Grenouilles vertes pour 2012-2015

La probabilité de détecter une grenouille verte p varie en fonction du nombre de grenouilles vertes présentes sur le transect (*Cf* figure 14) : de 0,42 en 2012 et de 0,37 en 2015 pour une grenouille observée, de 0,66 en 2012 et 0,60 en 2015 pour 2 Grenouilles vertes observées, de 0,80 en 2012 et 0,75 en 2015 pour 3 Grenouilles vertes observées, de 0,89 en 2012 et 0,84 en 2015 pour 4 Grenouilles vertes observées, de 0,93 en 2012 et de 0,90 pour 5 Grenouilles vertes observées.

La probabilité de détection moyenne est de 0,42 (intervalle de confiance à 95 % : 0,31-0,53) pour l'année 2012 et de 0,37 (intervalle de confiance à 95 % : 0,17-0,64) pour l'année 2015 (*Cf*, figure 15).



**Figure. 14.** Probabilité de détecter une grenouille verte p en fonction du nombre de grenouilles vertes présentes : tracé rouge pour l'année 2012 et bleu pour 2015.

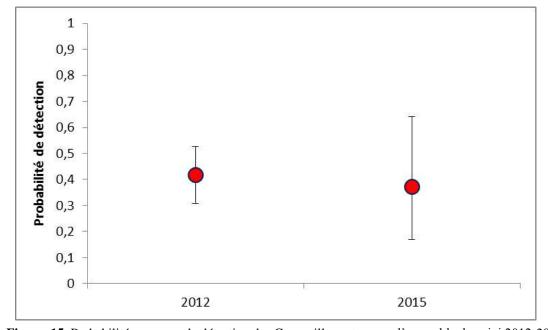


Figure. 15. Probabilité moyenne de détection des Grenouille vertes pour l'ensemble du suivi 2012-2015

#### **Discussion/Conclusion**

Ce suivi a permis d'estimer la densité de Grenouilles vertes de 120 transects de 50 m répartis dans les habitats aquatiques du Marais Poitevin. Cette densité a été évaluée à 3,7 individus pour 50 mètres d'habitat aquatique suivi en 2012 et à 1,7 individu en 2015. Cette diminution de moitié de la densité de Grenouille verte sur l'ensemble du suivi est en fait plus hétérogène en fonction des secteurs étudiés.

La baisse est très marquée sur le secteur de La Ronde. En effet, les chorus repérés en 2012 sur différents fossés n'ont pas été retrouvés. Seul, les chorus de deux secteurs de l'ancienne boucle de la Sèvre niortaise se sont maintenus.

Sur le secteur d'Esnandes, certains chorus de Grenouilles vertes des fossés tertiaire et secondaire à Butomes en ombelle n'ont pas été notés en 2015. En revanche, on observe une réelle augmentation de la densité sur le fossé antichar et les fossés connectés directement. Après Xynthia, la salinité de l'eau constatée en 2012 avait limité la distribution de l'écrevisse de Louisiane sur ce secteur. Depuis, elle a recolonisé l'ensemble des fossés entraînant la disparition d'une partie des herbiers aquatiques.

Sur le secteur de Benet, il y a une baisse très nette en 2015 des densités de Grenouilles vertes dans les fossés avec un individu tous les 50 m, sur les transects suivis. Cependant, les fossés ont peu évolué en termes d'habitat. Il semblerait que la densité d'écrevisses rencontrées soit supérieure à celle observée en 2012.

Sur le secteur du marais sauvage du Vanneau-Irleau, l'occupation naïve ainsi que les estimations de densités de Grenouilles vertes diminuent de plus de moitié entre 2012 et 2015. En 2012, quelques chorus avaient été notés dans les fossés et dépression prairiale du secteur étudié. En 2015 les seuls chorus contactés concernent des individus de Grenouille rieuse isolés et en périphérie. Les habitats aquatiques ont peu évolué entre 2012 et 2015, mis à part une raréfaction des herbiers aquatiques dus certainement à l'augmentation des densités d'écrevisse de ces dernières années. Les importantes densités d'écrevisse ont été signalées par les pêcheurs.

Pour Champagné, la densité de Grenouilles vertes en 2015 est proche de celle observée en 2012. De nombreux chorus sont présents à proximité du réseau de fossé suivi, tout particulièrement dans les dépressions prairiales. Ce secteur de marais, bénéficie depuis 2014 d'une amélioration de la gestion hydraulique pour la biodiversité avec un maintien de niveau d'eau assez élevé durant le printemps, période de ponte et de développement larvaire des Grenouilles vertes.

Sur le secteur de Triaize, entre 2012 et 2015, la densité estimée de Grenouille verte par transect est plus faible. Le suivi en 2015 a montré que 80 % des fossés était sans Grenouille verte. En 2012 et 2015, les seuls chorus se localisent sur des fossés tertiaires borgnes, fortement atterris ou des mares abreuvoirs. Ces habitats où les Grenouilles vertes se sont maintenues ont la caractéristique de s'assécher en période estivale et d'avoir un bon recouvrement en herbier aquatique malgré la présence de l'écrevisse de Louisiane.

A partir de ces résultats, la question que nous devrions alors nous poser est la suivante, les densités estimées sont-elles convenables par rapport à une situation passée? Si l'on interroge les pêcheurs de Grenouilles, leurs témoignages abondent dans le même sens, il n'y a quasiment plus de Grenouilles vertes dans le Marais Poitevin. De la même manière, les naturalistes et les habitants du marais indiquent qu'ils n'entendent plus ces chorus assourdissant de Grenouilles vertes d'autrefois.

La littérature concernant les densités passées de Grenouilles vertes dans le Marais Poitevin n'existe pas. En revanche quelques témoignages anciens permettent de mieux estimer les densités de Grenouilles vertes qui peuplaient les zones humides de l'ouest de la France. En 1986, Bouvier a réalisé un travail sur l'estimation des densités de Grenouille verte dans le Marais de Brouage avec 15 à 20 grenouilles pour 16 m². En 2008, un inventaire similaire avec la même méthodologie et sur les mêmes sites que ceux de Bouvier (1986) a été effectué dans les marais de Brouage avec une densité évaluée à 0,16-1,85 grenouilles pour 16 m² (Thirion et Doré, 2008). Ce travail a montré clairement un déclin des Grenouilles vertes dans le Marais de Brouage (*Ibidem*).

Selon Bodin (1959), la ressource en Grenouille verte de la Grande Brière semblait si inépuisable que, dans les années 1950, les pêcheurs de Grandlieu venaient s'y fournir pour réapprovisionner leur lac. En Brière, dans les années 1970, un "bon" pêcheur pouvait attraper 1500-1800 grenouilles par jour en pleine période de frai (Monfort, 2003). Le déclin de la Grenouille « verte » (*Pelophylax lessonae* et kl. *esculentus*) en Brière est documenté depuis les années 70 jusqu'à sa situation actuelle de taxon devenu si rare que, depuis 2003, les autorités n'ont pas délivré de permis de pêche (Montfort, 2007).

Fauvel (1885) mentionne dans son compte rendu d'excursion en Loire-Inférieur et Vendée au sujet des grenouilles vertes : « c'est par millions que ces Batraciens habitent les bords du lac de Grandlieu surtout ; leur pêche est d'un bon produit et leur chant une des curiosités du pays ; tout à coup et comme un signal, ce chant s'élève et se propage jusque dans les profondeurs du lac ; puis après quelques minutes, ils s'étaient comme un écho lointain ; rien n'est plus étrange que ce concert intermittent d'artistes acaudes. ».

Un article de Cabon publié à la fin des années 70 dans le journal Ouest France, intitulé « Pour le dernier pêcheur professionnel, c'est ...l'aile ou la cuisse! », parle de Jean-Louis Front, pêcheur professionnel de grenouilles du Sud-Vendée (Grues) qui indique : « En Charente, il m'arrive d'en prendre une trentaine sans bouger de place. 15 à 20 kilos par jour, alors qu'il en faut 70 pour en faire un kilo. 1500 à 2000 grenouilles dans la journée ... Les petites, on les rejette à l'eau ensuite mais de préférence dans un endroit à repeupler. Les Jouets Universels m'en prenaient 70 à 80 000 par an pour les coffrets pour enfants, mais ils ont été interdits, l'un des produits pour chimistes en herbe ayant été jugé dangereux ».

D'après Rollinat (1894) : « J'ai souvent pêché, dans ma jeunesse, en compagnie de cet individu extraordinaire, qui prenait près de 40000 Grenouilles pendant les sept mois que durait cette pêche, qui a été jusqu'à en capturer cent dix-sept douzaines en un seul jour et comptait une moyenne de quinze douzaines pour chaque journée, de la fin mars à la fin octobre, y compris les jours de repos ou de pluie. ».

En 1979, Neveu de l'INRA de Rennes a réalisé un suivi non publié des Grenouilles vertes dans les marais de la Vilaine et depuis les années 1980, il constate un déclin marqué du

complexe des Grenouille vertes (Ouest aménagement, 2006). Sur les mêmes sites, en 1979, Bouchard et Régnier ont mené une enquête auprès des pêcheurs et des agriculteurs qui reflète l'évolution récente des populations naturelles de Grenouilles en montrant un déclin très net des populations depuis les 20 dernières années avec un nombre de captures beaucoup plus faible qu'auparavant : moins de 200 grenouilles par jour et par pêcheur, contre 1000 il y a 20 ans.

Ces données montrent qu'autrefois, dans nos zones humides les densités de Grenouilles vertes étaient beaucoup plus importantes qu'aujourd'hui en comparant les prises effectuées par les pêcheurs professionnels et amateurs.

Ce déclin inquiétant des Grenouilles vertes est dû à différents facteurs agissant parfois en synergie. L'impact de la gestion de l'eau a une influence directe sur l'évolution des populations de Grenouilles vertes. En 1974, Maillard signalait une régression de la grenouille verte dans les marais de Brière suive 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 asséchement des prairies inondables.

Les pesticides ont également un impact sur les Grenouilles vertes. Une étude expérimentale menée par Paunescu et Ponepal (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 plasmique, 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).

L'introduction de l'écrevisse de Louisiane a des conséquences majeures sur la structure biotique des systèmes aquatiques (P. ex., Lodge *et al.*, 2000; Roqueplo, 2003). Par exemple, dans le Parc national de Doñana où suite à l'introduction de l'écrevisse de Louisiane en 1974, l'occurrence des espèces d'amphibien a, cinq ans plus tard, statistiquement diminué (Delibes & Adrián, 1987). Les espèces exotiques envahissantes sont une menace majeure pour les amphibiens. Lorsqu'une population d'Ecrevisse de Louisiane s'implante dans une zone humide, les effets perceptibles sur les Amphibiens peuvent prendre quelques années et différent selon les espèces (Cruz *et al.*, 2006; Cruz *et al.*, 2008). Ainsi, Cruz *et al.* (2008) ont

montré une chute des communautés d'amphibiens environ dix ans après l'invasion par l'Ecrevisse de Louisiane. Une étude menée dans 114 zones humides du nord de l'Italie a montré l'importance de la mosaïque d'habitat dans les zones humides lors de l'invasion de l'Ecrevisse de Louisiane où la richesse en amphibien était la plus importante pour les secteurs intermédiaire d'un point de vue superficie et temps d'inondation (Ficetola *et al.* 2012).

Une autre cause de déclin des amphibiens est le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis* maladie découverte en 1998 (Berger *et al.* 1998). Ce champignon occupe une grande partie des régions du monde (Par. ex. Weldon et *al.* 2004). En Europe, le premier cas de déclins de populations d'Amphibiens a été observé chez l'Alyte accoucheur en Espagne (Bosch et *al.* 2001). A ce jour, 27 espèces européennes sont porteuse du champignon (19 anoures et 8 urodèles) (Dejean *et al.* 2010). En France, une forte mortalité est constatée en 2006 chez les populations d'Alyte et de Salamandre dans les Pyrénées (Bosch et Martínez-Solano, 2006). En plaine, des populations de Grenouilles vertes sont porteuses d'une souche de batrchochytrium qui n'entraîne pas leur disparition (Garner *et al.* 2005 ; Di Rosa et al. 2007 ; Adams *et al.* 2008 ; Federici *et al.* 2008 ; Scalera *et al.* 2008). Il semblerait donc que la souche de ce champignon en plaine soit moins virulente.

Dans cette étude, la probabilité de détection des Grenouilles vertes varie en fonction du nombre d'individus présents dans l'habitat étudié. Les variables de l'habitat dans le marais poitevin qui influencent la densité de Grenouille en période de reproduction sont, d'une manière positive, le recouvrement en herbier de macrophyte aquatique. Les Grenouilles rieuse, Pérez et verte occupent des habitats aquatiques ensoleillés et riche en herbier aquatique (Acemav *et al.* 2003 ; Jacob *et al.* 2007 ; Thirion et Evrard, 2012).

Ce suivi a permis de caractériser les faibles densités de Grenouille verte dans le Marais Poitevin évoquant ainsi un déclin déjà amorcé avant cette étude et que ce déclin perdure. La conservation des Grenouilles vertes passera par une meilleure gestion de l'eau et des habitats. Actuellement, la tendance à la baisse des populations des Grenouilles vertes dans le Marais Poitevin est un indicateur important de la situation de dégradation du marais. Ce suivi permettra d'avoir un indicateur sur les tendances des populations de Grenouilles vertes à grande échelle et de mesurer ainsi l'impact de la gestion conservatoire du marais.



### **Bibliographie**

- Acemav, coll. Duguet, R. & Melki, F. (ed) (2003). Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection Parthénope, Biotope Mèze. 480 p.
- Adams M.J., Galvan S., Scalera R., Grieco C. & Sindaco R. (2008). Batrachochytrium dendrobatidis in amphibian populations in Italy. *Herpetol. Rev.*, **39**: 324-326
- Akaike, H. (1974). A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, **19**: 716-722.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., Slocombe, R., Ragan, M. A., Hyatt, A. D., MacDonald, K. R., Hines, H. B., Lips, K. R., Marantelli, G., and Parkes, H. (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rainforests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Science*, **95**: 9031-9036.
- Bodin, J. (1959). Coutumes et pêche en Grande-Brière et au lac de Grand-Lieu. *Arts et traditions populaires*, **7** : 8-19.
- Bosch, J., Martínez-Solano I. & García-Paris, M. (2001). Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biology Conservation*, **97**: 331-337.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. (2006). Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park, Spain. *Oryx*, **40** (1): 84–89.
- Bouvier, V. (1986). Approche écologique des populations de Grenouilles vertes du marais de Moëze (Charente-Maritime). Mém. DEA Ecol. Gén., option Hydrobio., Univ. Paris XI. 49 p.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference : A practical information-theoretic approach*. 2nd ed., Springer-Verlag, New-York. 488 p.
- Cayuela, H., Besnard, A., Bechet, A., Devictor, V. & Olivier, A. (2012) Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshwater Biology*, **57**: 2629–2640.
- Cruz, M. J., Rebelo, R. & Crespo, E.G. (2006). Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography*, **29**: 329-338.
- 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.

Dejean, T., Miaud, C. & Ouellet, M. (2010) – La chytridiomycose : une maladie émergente des amphibiens. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **134** : 27-46.

Dennis, E. B., Morgan, B. J. T. & Ridout, M. S. (2015) - Computational Aspects of N-Mixture Models. *Biometrics*, **71**: 237–246.

Di Rosa I., Simoncelli F., Fagotti A. & Pascolini R. (2007). The proximate cause of frog declines? *Nature*, **447**: E4-E5.

Dohogne, R. (1999) – Le Pélodyte ponctué et le Pélobate cultripède sur la réserve naturelle de Roquehaute (34) : caractérisation et propositions de gestion des sites de reproduction. Brevet de Technicien Supérieur en Gestion et Protection de la Nature. 99p.

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

Erwin, R.M. (1978) – Population and colony site dynamics in selected Massachussets waterbirds. *Proceedings 1977 conference colonial waterbirds group 1*: 19-25.

Fauvel, A. (1885). Compte rendu de l'excursion dans la Loire-Inférieure et la Vendée (1883). *Revue d'Entomologie*, **4** : 188-198.

Federici S., Clemenzi S., Favelli M., Tessa G., Andreone F., Casiraghi M. & Crottini A. (2008). Identification of the pathogen Batrachochytrium dendrobatidis in amphibian populations of a plain area in the northwest of Italy. *Herpetol. Notes*, **1**: 33-37.

Ficetola, G. F., Siesa M. E., Padoa-Schioppa, E. & De Bernardi, F. (2012). Wetland features, amphibian communities and distribution of the alien crayfish, *Procambarus clarkii*. *Alytes*, **29** (1-4): 75-87.

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.

Garner T.W.J., Walker S., Bosch J., Hyatt A.D., Cunningham A.A. & Fisher M.C. 2005 – Chytrid fungus in Europe. Emerg. *Infect. Dis.*, **11**: 1639-1640.

Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L-A. C. & Foster, M.S. (1994). *Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for Amphibians*. Smithsonian institution press, Londres. 364 p.

Hines, J. E. (2006). PRESENCE- Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html.

Holenweg Peter, A.-K. (2001). Survival in adults of the water frog *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. *Revue canadienne de zoologie*, **79** (4): 652-661.

Holenweg Peter A.-K., Reyer, H.-U. & Abt Tietje G. (2001). Homing behavior of *Rana lessonae*, *R. ridibunda* and their hybridogenetic associate *R. esculenta* after experimental displacement. *Amphibia-Reptilia*, **22**: 475-480.

Jacob, J.-P., Percsy, C., de Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N. & Remacle, A. (eds) (2007). *Amphibiens et reptiles de Wallonie*. Série Faune-Flore-Habitats, n°2, Aves-Raînnes, Centre-de-recherche-de-la-Nature-des Forêts-et-du-Bois, Gembloux. 384 p.

Joly, P. (2001). Les méthodes d'étude de la batrachofaune. Pages 27-33 in Association française des ingénieurs écologues (eds) – Gestion et protection des Amphibiens : de la connaissance à la prise en compte dans les aménagements. Association française des ingénieurs écologues, Paris. 161 p.

Lodge, D.M., Taylor, C.A., Holdich, D.M. & Skurdal, J. (2000). Nonindigenous crayfishes threaten north american freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, **25**: 7-20.

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. & Hines, J.E. (2006) – Occupancy Estimation and Modeling, Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Elsevier. Academic Press. 324 p.

Montfort, D. (2003). Sur quelques observations de grenouilles « bleues » en Brière (Loire-Atlantique). *Bull. Soc. Nat. Ouest de la France*, **25**(4) : 208-213.

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.

Patrelle, C. (2010) - Les complexes d'hybridation chez les grenouilles vertes : identification génétique, exigences écologiques, et capacités d'acclimatation. Thèse de doctorat de l'université d'Angers, Angers. 232 p.

Relyea, R.A. (2005). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity of aquatic communities. *Ecological Applications*, **15** : 618–627.

- Rollinat, R. (1894). La pêche de 1a Grenoui11e verte (*Rana viridis*) dans les environs d'Argenton sur Creuse (Indre). *BuI1. Soc. Centr. Aguicu1t. Fr.*, **6**, 2e série : 37-40.
- Roqueplo, C. (2003) Les écrevisses exotiques envahissent notre réseau hydrographique. *Sud-Ouest Nature*, n°**120-121** : 26-27.
- 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.
- Sadoul, N. (1996) Dynamique spatiale et temporelle des colonies de Charadriiformes dans les salins de Camargue : implication pour la conservation. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II. 161p.
- Scalera R., Adams M. J. & Galvan S. K. (2008). The occurrence of Batrachochytrium dendrobatidis in amphibian populations in Denmark. *Herpetol. Rev.*, **39**: 199-200.
- Thirion, J.-M., Goyaud, C., Grillet, P. & Rouillier, P. (2001). *Contribution à la connaissance de l'herpétofaune du « Marais Poitevin » site Natura 2000 n°44*. Parc Interrégional du Marais Poitevin, Nature Environnement 17, La Rochelle. 23 p.
- Thirion, J.-M. & Guillon, M. (2005). Caractérisation et localisation des communautés d'Amphibiens, des populations de Vertigo moulinsiana et localisation de la Loutre Lutra lutra dans une partie du Marais Poitevin en vue d'appliquer une gestion conservatoire. Parc Interrégional du Marais Poitevin, Nature Environnement 17, La Rochelle. 64 p.
- Thirion, J.-M. (2006) Le Pélobate cultripède Pelobates cultripes (Cuvier, 1829) sur la façade atlantique française : chorologie, écologie et conservation. Diplôme Ecole Pratique des Hautes Etudes, science de la vie et de la Terre, Montpellier. 205 p.
- Thirion, J.-M. & 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. & Texier, A. (2011). *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais Poitevin Résultats* 2010-2011. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Interrégional du Marais, Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 31 p.
- Thirion, J.-M. & Evrard, Ph. (2012). Guide des Reptiles et Amphibiens de France. Belin, Paris. 224 p.
- Thirion, J. –M., Texier, A., Vollette, J., Doré, F. & Sudraud, J. (2012) *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin*. Parc interrégional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 30 p.
- Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin : http://www.biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/

UICN-MNHN-SHF (2015) - La Liste rouge des espèces menacées en France, Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. UICN, MNHN, SHF, Paris. 12 p.

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

Weldon, C., Du Preez, L.H., Hyatt, A.D., Muller, R. & Speare, R. (2004). Origin of the Amphibian Chytrid Fungus; *Emerging infection deseases*, **10** : 2010-2105.