



Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais poitevin 2012-2019



Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais poitevin 2012-2019

Coordinateur du pôle : Jean-Marc THIRION (OBIOS)

Rédacteurs : Jean-Marc THIRION (OBIOS), Alain TEXIER (PNR du Marais poitevin), Florian DORÉ (DSNE), Steve MONEUSE (LPO), Julien SUDRAUD (LPO Vendée) et Julie VOLLETTE (OBIOS).

Coordinateur administratif pour le PNR du Marais poitevin : Alain TEXIER



Résumé

Ce suivi a permis d'estimer et de mesurer l'évolution des 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, 2015 et 2019. La densité a été évaluée par une méthode de N-mixture à l'aide d'un modèle d'hétérogénéité d'abondance avec une distribution de poisson gonflée de 0. La densité estimée est de 1,6 individu pour 50 mètres d'habitat aquatique en 2019, proche de celle de 2015, alors qu'elle était de 3,7 individus en 2012. La baisse de densité de Grenouilles vertes entre 2012 et 2019 est marquée sur les secteurs de La Ronde, Benet, Vanneau et Triaize. La probabilité de détecter au moins une grenouille varie peu entre 2012 et 2019. Les variables de l'habitat qui influencent positivement la densité de Grenouilles sont un faible ombrage, un envasement important et un fort recouvrement en herbiers aquatiques. Entre 2012 et 2019, le « turn over » des habitats utilisés par les Grenouilles est variable selon les secteurs. Il est important sur les secteurs du marais mouillé (Benet et Vanneau) et plus faible sur les secteurs de marais intermédiaire et desséché. Les densités de Grenouilles vertes observées de 2012 à 2019 restent faibles mais correspondent au témoignage des pêcheurs, des habitants et des naturalistes qui ont constatés 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 serait dû à un ensemble de facteurs : modifications des habitats, quantité et qualité de l'eau, pêche des adultes, introduction de l'Écrevisse de Louisiane...

Comment citer ce rapport : Thirion, J.M., Texier, A., Doré, F., Moneuse, S., Sudraud, J. et Vollette, J. (2019) - *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais poitevin 2012-2019*. Parc naturel régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 36 p.

Sommaire

1) INTRODUCTION	4
2) MATERIELS ET METHODES	6
2.1) Les Grenouilles vertes du Marais poitevin	6
2.2) Localisation des sites d'étude	7
2.3) Echantillonnage	8
2.4) Variables caractéristiques de l'habitat.....	10
2.5) Analyses.....	11
a) Méthodes de suivi d'abondance.....	11
b) Modèles d'estimation de l'abondance.....	13
c) Choix de la distribution statistique.....	15
d) Analyses de l'occupation	16
e) Indice de Turn-over.....	17
3) RESULTATS.....	18
3.1) Sélection des modèles d'estimation de l'abondance	18
3.2) Sélection des variables de l'habitat.....	18
3.3) Sélection du meilleur modèle.....	19
3.4) Estimation de la densité de Grenouilles vertes 2012-2019.....	20
a) Densités moyennes.....	20
b) Influence des variables environnementales.....	21
3.5) Occupation des grenouilles vertes 2012-2019	23
a) Occupation naïve	23
b) Occupation estimée	23
c) Tendances d'évolution.....	24
d) Indice de Turn-over.....	25
3.5) Probabilité de détection des Grenouilles vertes 2012-2019	25
4) DISCUSSION - CONCLUSION	27
BIBLIOGRAPHIE.....	31

1) 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 suivi de l'occupation des espèces dans le Marais poitevin est réalisé à l'échelle de la zone humide depuis 2010 (Thirion et *al.* 2018) et dans les mares de bordure depuis 2011 (Thirion et *al.*, 2019). Des suivis de populations complémentaires, basés sur des abondances, peuvent permettre de mieux évaluer les tendances. 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 restent difficiles 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 au niveau 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).

Le contexte de diminution importante des densités de Grenouilles vertes, constatée intuitivement par les naturalistes et les pêcheurs dans de nombreux marais de l'ouest de la France, nous a incités à mettre en place un suivi de ce taxon. La Grenouille verte participe à de nombreux régimes alimentaires de différentes espèces patrimoniales comme la Loutre d'Europe. Cependant, différentes études montrent 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 choris 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, dès 2010, le suivi 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 individus pour 50 mètres d'habitat aquatique en 2012 et elle a diminué à 1,7 individu en 2015. 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. Le recouvrement des herbiers aquatiques est une variable qui influence positivement la densité de Grenouilles vertes. La situation est contrastée en fonction des sites, avec une baisse de densité plus marquée sur certains secteurs (La Ronde, Benet, Triaize) et un « turn-over » des habitats utilisés modéré à important (Benet). 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 Louisiane...

Pour suivre la tendance des densités de Grenouilles vertes du Marais poitevin, le protocole de suivi mis en place en 2012 et 2015 a été reproduit en 2019 et les résultats sont présentés dans ce rapport.



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

Du haut vers le bas :

Grenouille de Pérez *Pelophylax perezii*,
Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus*
Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi*
Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus*

2) Matériels et méthodes

2.1) 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 perezii*, de la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus*, de la Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi* et de la Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus* (Thirion et al., 2001 ; Thirion et Guillon, 2005). La présence de la Grenouille de Graf dans le Marais poitevin a été récemment confirmée suite à des relevés de terrain (morphologie et acoustique) validés par Pierre-André Crochet (CEFE/CNRS).

En France, l'existence de la Grenouille rieuse 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, éliminera 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 éliminera 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-perezii-grafi*. Ainsi, il a été mis en évidence la présence des deux formes hybrides de ce complexe, la Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus* et la Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi* (*Ibidem*).

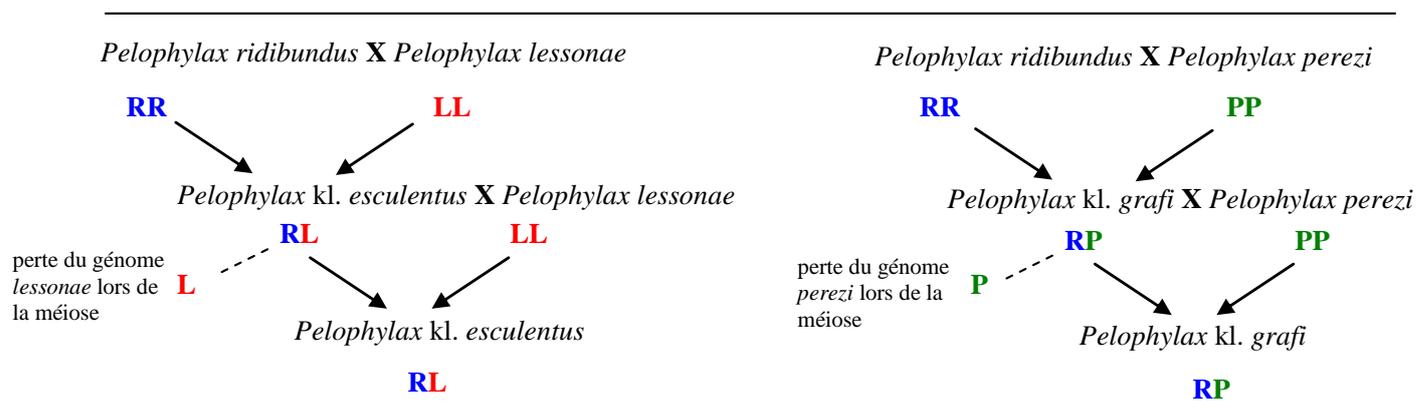


Figure 2. Schéma classique d'hybridation dans le complexe des Grenouilles « vertes » en France (kl. signifie klepton) Les lettres représentent les génomes de chacune des espèces (en deux jeux chez chaque individu) (d'après Thirion et Evrard, 2012).

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.

2.2) 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 (Fig. 3).

En Vendée, un quadrat est situé à proximité de Triaize, l'autre à Champagné-les-Marais au sud de Luçon et le dernier à l'est du marais proche de Benet. Les relevés de terrain sont réalisés par la LPO (Triaize et Champagné) et la LPO Vendée (Benet).

En Charente-Maritime, un quadrat est situé à proximité d'Esnandes et l'autre plus à l'est proche de La Ronde où les relevés de terrain sont réalisés par OBIOS.

En Deux-Sèvres, le site est localisé dans le marais sauvage du Vanneau-Irleau et les relevés de terrain sont réalisés par DSNE.

Suivi de la grenouille verte en 2012 dans le Marais poitevin

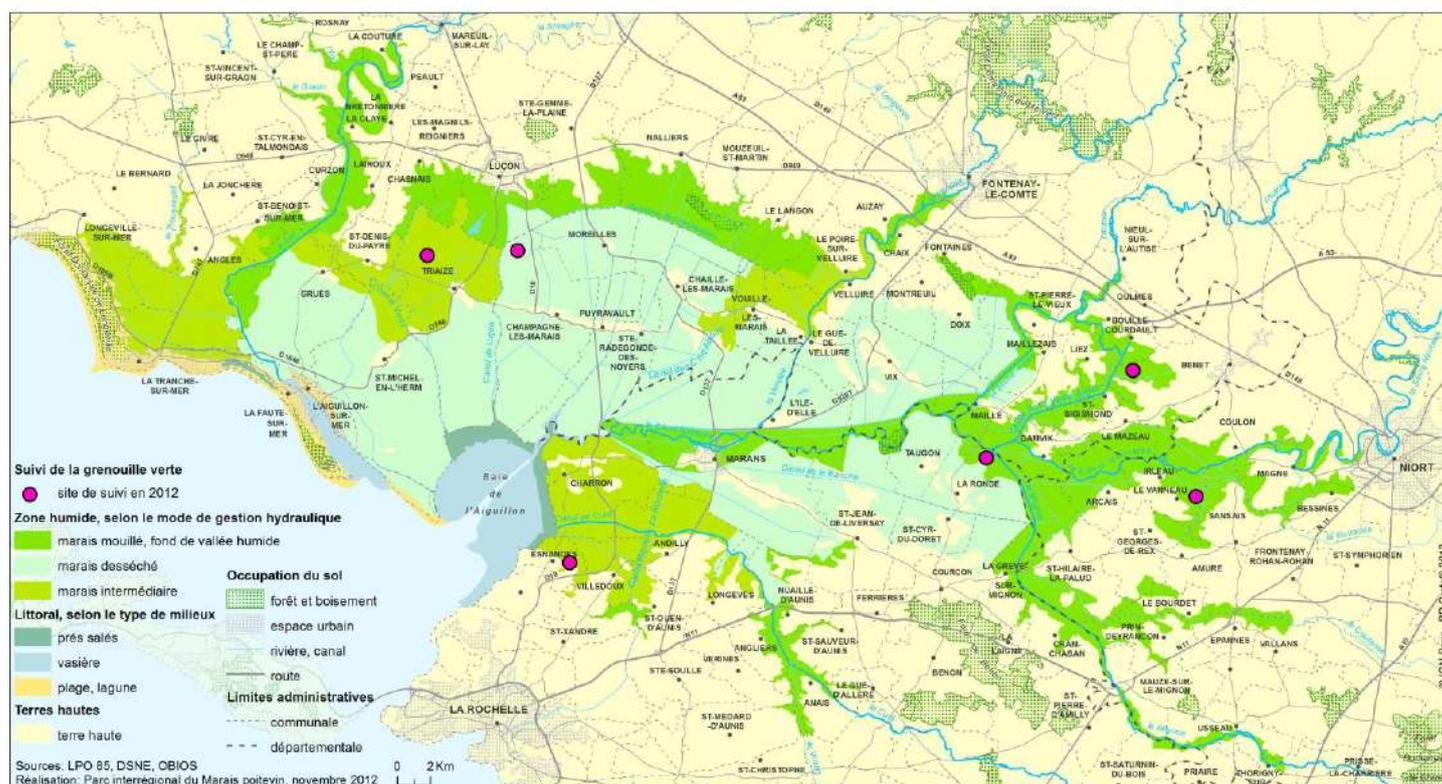


Figure 3. Localisation des quadrats de suivi des Grenouilles vertes dans le Marais poitevin (point rose).

2.3) Echantillonnage

Le principe d'échantillonnage repose sur un réseau de sites de reproduction de Grenouilles vertes distribués dans 6 grandes zones du Marais poitevin calqué sur les quadrats mis en place pour le suivi des Amphibiens par présence-absence réalisé en 2010 : 2 en Charente-Maritime, 1 en Deux-Sèvres et 3 en Vendée (Cf. Fig.4 et Fig.5). 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^{er} 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.

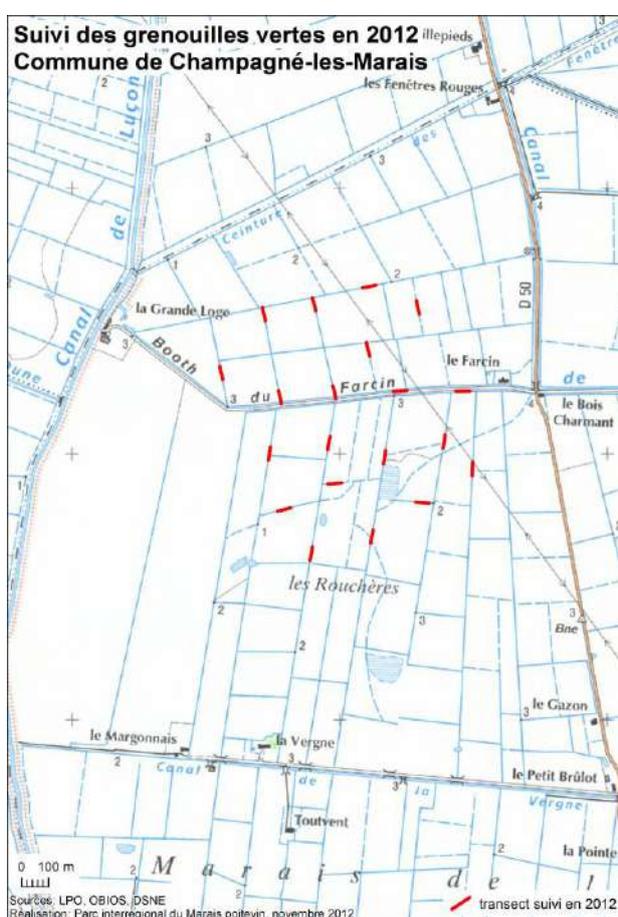
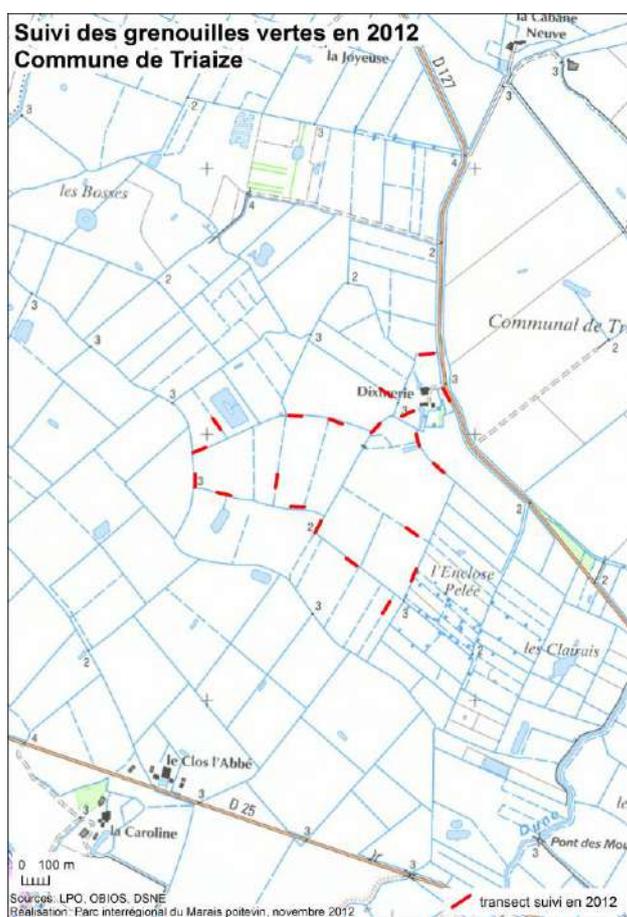


Figure 4. Localisation des transects pour le quadrat de Triaize (à gauche) pour le quadrat de Champagné-Les-Marais proche de Luçon (à droite).

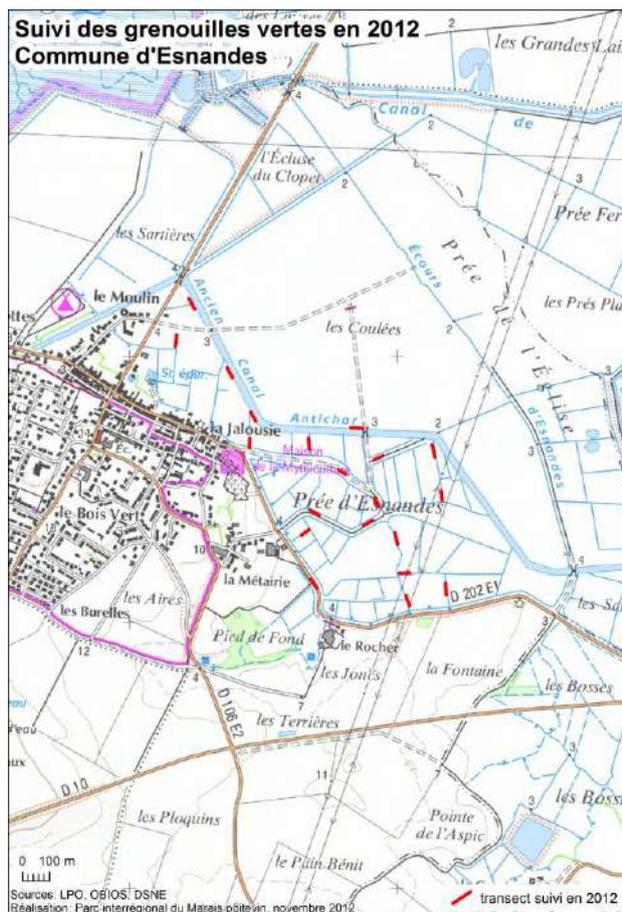
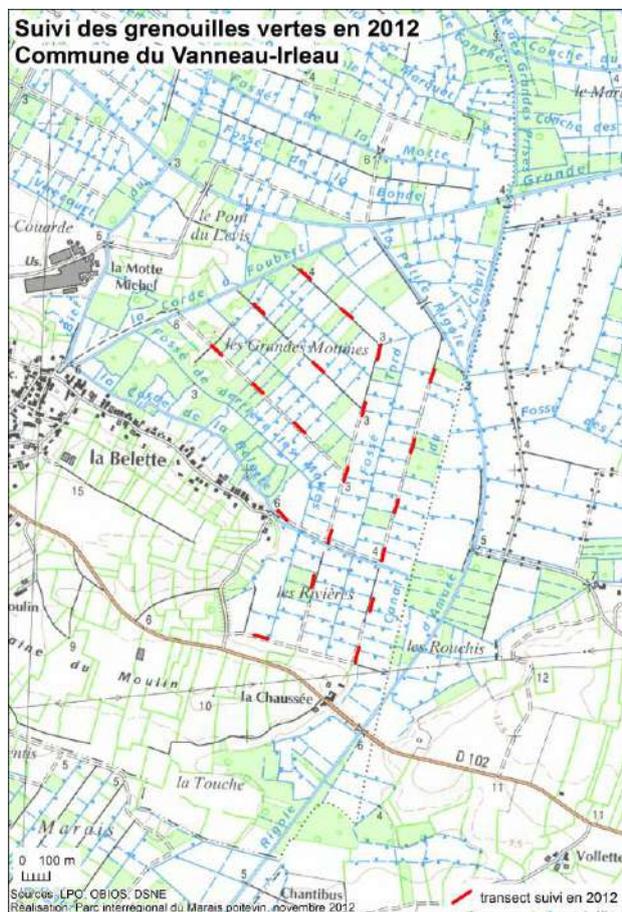
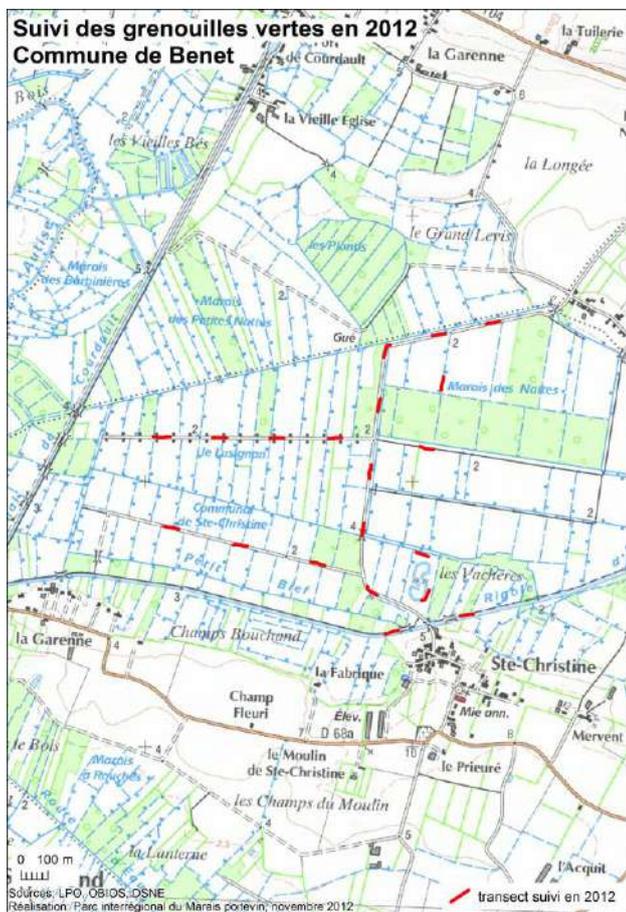


Figure 5. Localisation des transects pour les quadrats, de gauche à droite et haut en bas : Benet, Le Vanneau, La Ronde et Esnandes.

2.4) Variables caractéristiques de l'habitat

Une description des habitats de reproduction des Grenouilles « vertes » est réalisée 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'Écrevisse 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. Fig. 6). Le nombre d'habitats échantillonnés est proportionnel aux habitats aquatiques présents dans les différents quadrats.

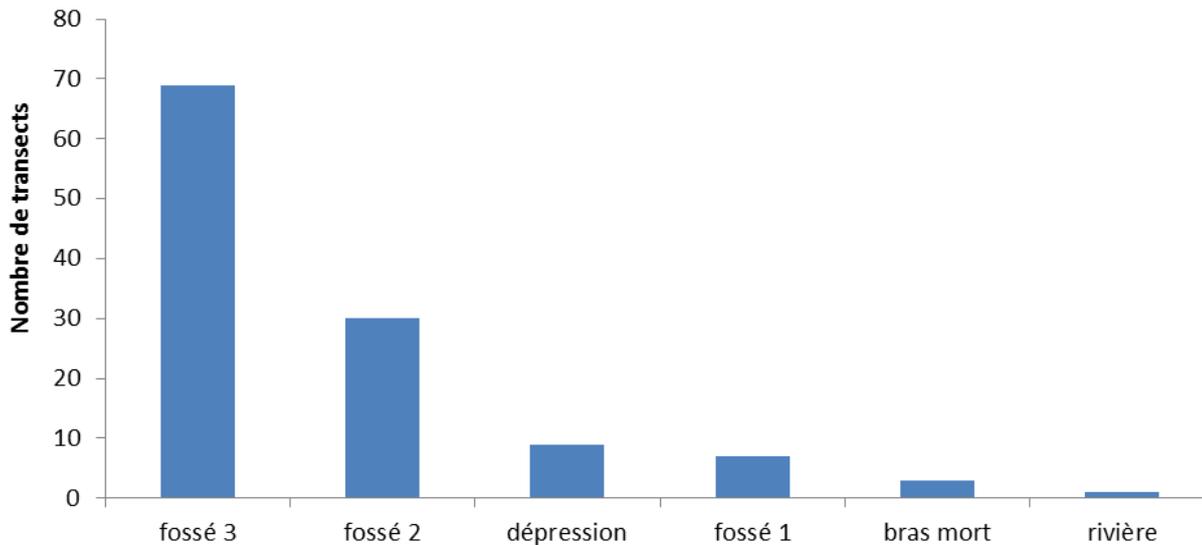


Figure 6. Répartition du nombre de transects en fonction de la nature de l'habitat pour l'ensemble des quadrats échantillonnés.

2.5) Analyses

a) Méthodes de suivi d'abondance

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 déplacés 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 (Cf. Fig. 7). Ainsi, les 75 % des individus retournaient sur leur site d'origine lorsqu'ils se situaient à une distance de 75 m et 0% des individus à une distance de 200 m (*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 importante et constante au cours de la saison, de mai à août : 85,2 % pour *P. lessonae* et 72,4 % *P. kl. esculentus* (Holenweg Peter, 2001) (Cf. Fig.8). Ainsi, à partir de ces

résultats (fidélisation au site et taux de survie constant et important dans la saison), nous pouvons émettre l'hypothèse que la population de Grenouille verte d'un habitat de reproduction est fermée.

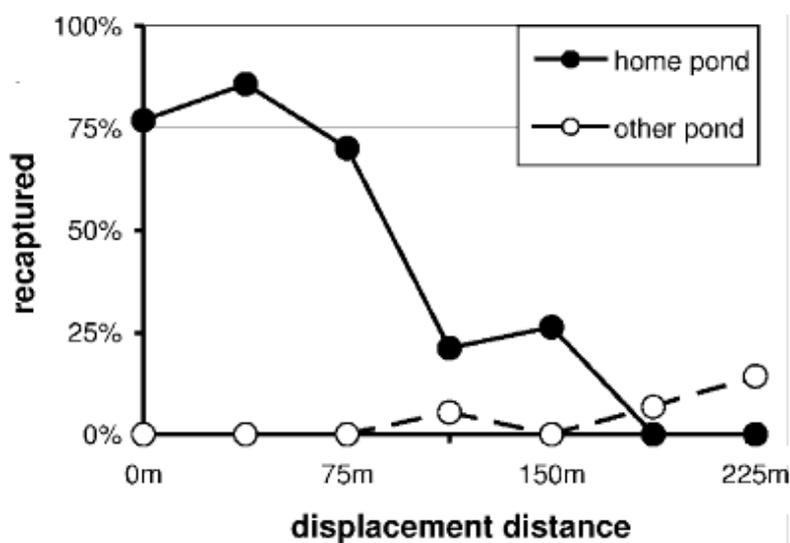


Figure 7. Pourcentage de Grenouilles vertes recapturées en fonction de la distance à laquelle les individus ont été déplacés : recapturées dans leur mare d'origine (en noir), recapturées dans une autre mare (en blanc), d'après Holenweg Peter *et al.*, 2001.

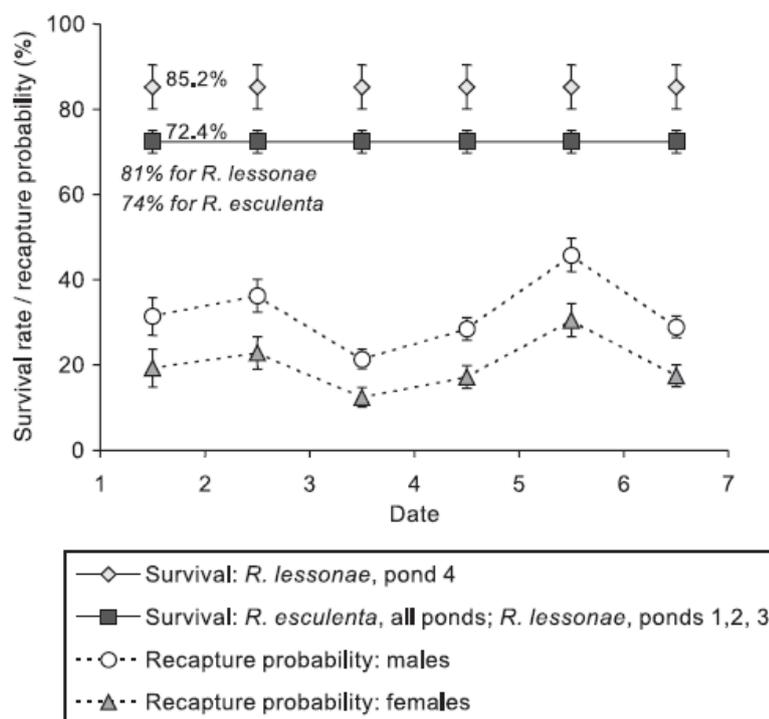


Figure 8. Taux de survie et probabilité de recapture pour 4 mares : la première capture (date 1) a été réalisé le 15 mai et la dernière (date 7) le 8 août. Les nombres sur les lignes représentent le taux de survie calculé, incluant le taux d'émigration ; les valeurs en italique reflètent les vrais taux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

b) Modèles d'estimation de l'abondance

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.

Modèle d'hétérogénéité d'abondance

L'évaluation du modèle d'hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) s'établit 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 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 λ et r , la méthode du maximum de vraisemblance est appliquée avec la formule suivante :

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

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

Modèle d'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) :

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

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. Fig. 9).

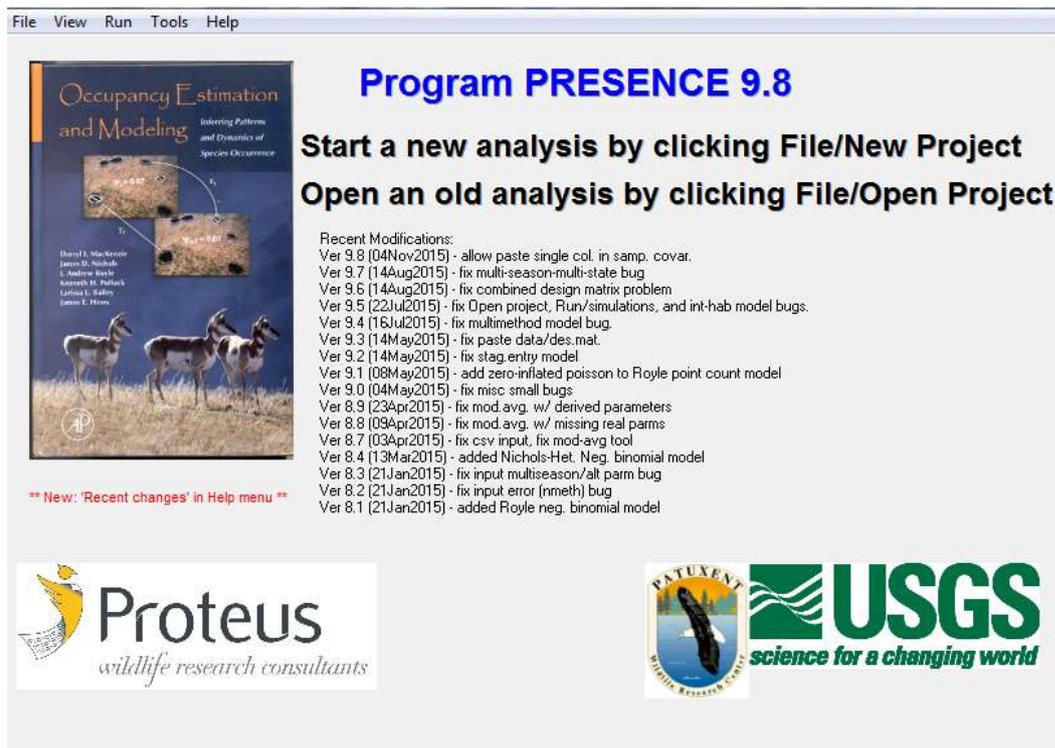


Figure 9. Fenêtre d'accueil du logiciel PRESENCE 9.8 (© Hines, 2006).

c) Choix de la distribution statistique

Principe

En fonction de l'hétérogénéité des comptages, la distribution statistique la plus adaptée pour estimer l'abondance relative a été 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.

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 : Poisson, Poisson gonflée de 0, Binomiale négative (Cf. Tab.I).

Tableau 1 : Ajustement du meilleur modèle pour différentes distributions statistiques testées.

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

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 faibles. Nous avons recherché à stabiliser les AIC avec des valeurs de K assez élevées sans changement. Cette distribution statistique n'a donc pas été retenue.

La distribution statistique de Poisson présente une valeur de $\hat{c} = 4,56$ élevée et le test d'ajustement indique que le modèle ne s'ajuste pas bien aux données ($p < 0,05$). Cette distribution statistique n'est donc pas adaptée.

La valeur de $\hat{c} = 2,53$ de la distribution de Poisson gonflée de 0 est meilleure mais le résultat du test d'ajustement montre que le modèle ne s'ajuste pas bien aux données ($p < 0,05$). 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.).

Suite aux analyses de 2012, il ressort que la distribution de Poisson gonflée de 0 est la plus adaptée. Cette distribution statistique a donc été retenue pour la modélisation de l'abondance pour les 3 années de suivi.

d) Analyses de l'occupation

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 trois 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 » développée par McKenzie et *al.*

L'occupation naïve ($\Psi_{naïve}$) est calculée simplement en supposant que la probabilité de détection est égale à 1, avec :

$$\Psi_{naïve} = n_i / n$$

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

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

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

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

l'espèce.

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.

Le taux de variation d'occupation (λ) est le rapport des occupations estimées successives et peut être interprété comme un accroissement de l'occupation entre l'année t et l'année suivante t+1.

$$\lambda_t = \Psi_{t+1} / \Psi_t$$

e) Indice de Turn-over

Nous avons testé la fidélité de la Grenouille verte aux habitats aquatiques par l'indice du Turn-over sur les printemps 2012-2015-2019 (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).

3) Résultats

3.1) 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 2019. 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 50 afin de stabiliser les AIC.

Le modèle hétérogénéité d'abondance (Royle & Nichols, 2003) a plus de poids statistique (AIC = 338,93 ; $w_i = 100\%$) que le modèle d'abondance (Royle, 2004) (AIC = 1796,93 ; $w_i = 0\%$) avec une différence d'AIC (Δ AIC) de 1457,98 5 (Cf. Tab. II). Ces résultats impliquent une analyse des variables environnementales à partir du modèle d'hétérogénéité d'abondance (Royle et Nichols, 2003) noté par la suite : λ (cst) Ψ (cst) r (cst).

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

Modèles	AIC	Δ AIC	poids AIC(w_i)	Modèle likelihood	nombre de paramètres	-2*Loglike
Hétérogénéité d'abondance (Royle et Nichols, 2003)	338,93	0,00	1,0000	1,0000	3	332,93
Abondance (Royle, 2004)	1796,91	1457,98	0,0000	0,0000	3	1791,91

3.2) Sélection des variables de l'habitat

Les modèles contenant les variables environnementales ont été comparés au modèle sans covariable (λ (cst) Ψ (cst) r (cst)) (AIC = 338,93) pour les données de 2019.

Les variables qui ont le plus de poids statistique sont classées dans l'ordre de la valeur de l'AIC : ombrage (AIC = 320,26 ; $w_i = 71,77\%$), profondeur vase (AIC = 322,58 ; $w_i = 22,5\%$), berge arborée (AIC = 325,99 ; $w_i = 4,09\%$), recouvrement herbier aquatique (AIC = 328,36 ; $w_i = 1,26\%$), encerclement culture (AIC = 333,27 ; $w_i = 0,11\%$), fossés secondaires et tertiaires (AIC = 333,27 ; $w_i = 0,11\%$), canaux et grandes rivières (AIC = 334,10 ; $w_i = 0,07\%$), %, profondeur d'eau (AIC = 334,63 ; $w_i = 0,05\%$), présence d'écrevisse (AIC = 336,39 ; $w_i = 0,02\%$), dépression (AIC = 338,58 ; $w_i = 0,01\%$), berge herbacée (AIC = 338,65 ; $w_i = 0,01\%$) (Cf. Tab. III).

Les autres variables sont donc rejetées : berge mégaphorbiaie (AIC = 340,75 ; $w_i = 0,0\%$) (Cf. Tab. III).

Dans la suite de l'analyse deux variables ne seront pas retenues dans la modélisation du fait d'un AIC très proche du modèle sans covariable : dépression et berge herbacée.

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

Modèles	AIC	Δ AIC	poids AIC	Modèle likelihood	Nombre de paramètres	-2*Loglike
λ (cst x ombrage) Ψ (cst) r (cst)	320,26	0,00	0,7177	1,0000	4	312,26
λ (cst x profondeur vase) Ψ (cst) r (cst)	322,58	2,32	0,2250	0,3135	4	314,58
λ (cst x berge arborée) Ψ (cst.) r (cst)	325,99	5,73	0,0409	0,0570	4	317,99
λ (cst x recouvrement herbier) Ψ (cst) r (cst)	328,36	8,10	0,0125	0,0174	4	320,36
λ (cst x culture) Ψ (cst) r (cst)	333,27	13,01	0,0011	0,0015	4	325,27
λ (cst x fossé secondaire et tertiaire) Ψ (cst) r (cst)	333,27	13,01	0,0011	0,0015	4	325,27
λ (cst x canal et grande rivière) Ψ (cst) r (cst)	334,10	13,84	0,0007	0,0010	5	324,1
λ (cst x profondeur eau) Ψ (cst) r (cst)	334,63	14,37	0,0005	0,0008	4	326,63
λ (cst x écrevisse) Ψ (cst) r (cst)	336,39	16,13	0,0002	0,0003	4	328,39
λ (cst x dépression) Ψ (cst) r (cst)	338,58	18,32	0,0001	0,0001	4	330,58
λ (cst x berge herbacée.) Ψ (cst) r (cst)	338,65	18,39	0,0001	0,0001	4	330,65
λ (cst) Ψ (cst) r (cst)	338,93	18,67	0,0001	0,0001	3	332,93
λ (cst x berge mégaphorbiaie) Ψ (cst) r (cst)	340,75	20,49	0,0000	0,0000	4	332,75

Ainsi, les variables de l'habitat de reproduction des Grenouilles vertes retenues sont : ombrage, profondeur vase, berge arborée, recouvrement herbier aquatique, encerclement de culture, fossés secondaires et tertiaires, canaux et grande rivières, profondeur d'eau, présence d'écrevisse.

3.3) Sélection du meilleur modèle

Pour l'année 2019, 313 modèles ont été réalisés en intégrant les 9 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 50.

Trois modèles ont un delta AIC inférieur à 2 et sont susceptibles d'être sélectionnés (Cf. Tab.VI).

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 estimés avec leur intervalle de confiance pour λ , Ψ et r.

Ainsi, le modèle sélectionné est λ (cst x ombrage x recouvrement herbier x profondeur vase) Ψ (cst x ombrage x recouvrement herbier) r (végétation rive) (Cf. Tab. VI)

Tableau VI : Modélisation pour la sélection des paramètres de détection (r) et λ moyenne de la distribution de Poisson gonflée de 0 en fonction des variables environnementales : en gras modèle sélectionné.

Modèles	AIC	Δ AIC	pois AIC (w_i)	Modèle likelihood	nombre de paramètres	- 2*Loglike
λ (cst x ombrage x recouvrement herbier x profondeur vase), Ψ (cst x ombrage x recouvrement herbier), r (type végétation berge.)	292.69	0.00	0.4622	1.0000	10	272.69
λ (cst x ombrage x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur vase), Ψ (cst x ombrage x recouvrement herbier), r (type végétation berge)	294.23	1.54	0.2140	0.4630	11	272.23
λ (cst x ombrage x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur vase), Ψ (cst x recouvrement herbier x profondeur vase), r (type végétation berge)	294.54	1.85	0.1833	0.3965	11	272.54
λ (cst x ombrage x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur vase), Ψ (cst x ombrage x recouvrement herbier x profondeur vase x berge arborée), r (type végétation berge)	297.84	5.15	0.0352	0.0762	13	271.84
λ (cst x ombrage x recouvrement herbier), Ψ (cst x ombrage x recouvrement herbier), r (type végétation berge.)	298.65	5.96	0.0235	0.0508	9	280.65
λ (cst x ombrage x recouvrement herbier), Ψ (cst x recouvrement herbier), r (type végétation berge)	300.60	7.91	0.0089	0.0192	8	284.60
λ (cst x ombrage x profondeur vase x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur eau), Ψ (cst), r (type végétation berge.)	300.81	8.12	0.0080	0.0172	10	280.81
λ (cst x ombrage x profondeur vase x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur eau), Ψ (culture), r (type végétation berge.)	300.93	8.24	0.0075	0.0162	11	278.93
λ (cst x ombrage x profondeur vase x berge arborée x recouvrement herbier x profondeur eau), Ψ (cst), r (type végétation berge.)	301.30	8.61	0.0062	0.0135	10	281.30

3.4) Estimation de la densité de Grenouilles vertes 2012-2019

a) Densités moyennes

La densité moyenne estimée de Grenouilles vertes pour l'ensemble des 120 habitats suivis est de 3,7 grenouilles pour 50 m de fossé en 2012 (E.S. = 0,264 ; Intervalle de confiance à 95% = 3,274-4,345), de 1,7 grenouilles pour 50 m de fossé en 2015 (E.S. = 0,926 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,591-4,989) et de 1,6 grenouilles pour 50 m de fossé en 2019 (E.S. = 0,603 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,789-3,436).

A l'aide de ce modèle, le nombre moyen de Grenouilles vertes par transect (λ_i) a pu également être estimé. La moyenne des λ_i des vingt transects permet d'obtenir un λ_i moyen par secteur, avec en 2012 (Cf. Fig. 10) : $\lambda_{La\ Ronde} = 7,82$; $\lambda_{Triaize} = 4,29$; $\lambda_{Benet} = 3,51$; $\lambda_{Champagné} = 2,73$; $\lambda_{Vanneau} = 2,17$; $\lambda_{Esnandes} = 1,54$. Pour l'année 2015, les λ_i moyen par secteur sont (Cf. Figure 10) : $\lambda_{La\ Ronde} = 1,27$; $\lambda_{Triaize} = 2,15$; $\lambda_{Benet} = 0,89$; $\lambda_{Champagné} = 2,21$; $\lambda_{Vanneau} = 1,03$; $\lambda_{Esnandes} = 2,67$. Pour l'année 2019, les λ_i moyen par secteur sont (Cf. Fig. 10) : $\lambda_{La\ Ronde} = 2,30$; $\lambda_{Triaize} = 1,65$; $\lambda_{Benet} = 0,50$; $\lambda_{Champagné} = 1,54$; $\lambda_{Vanneau} = 0,46$; $\lambda_{Esnandes} = 3,23$.

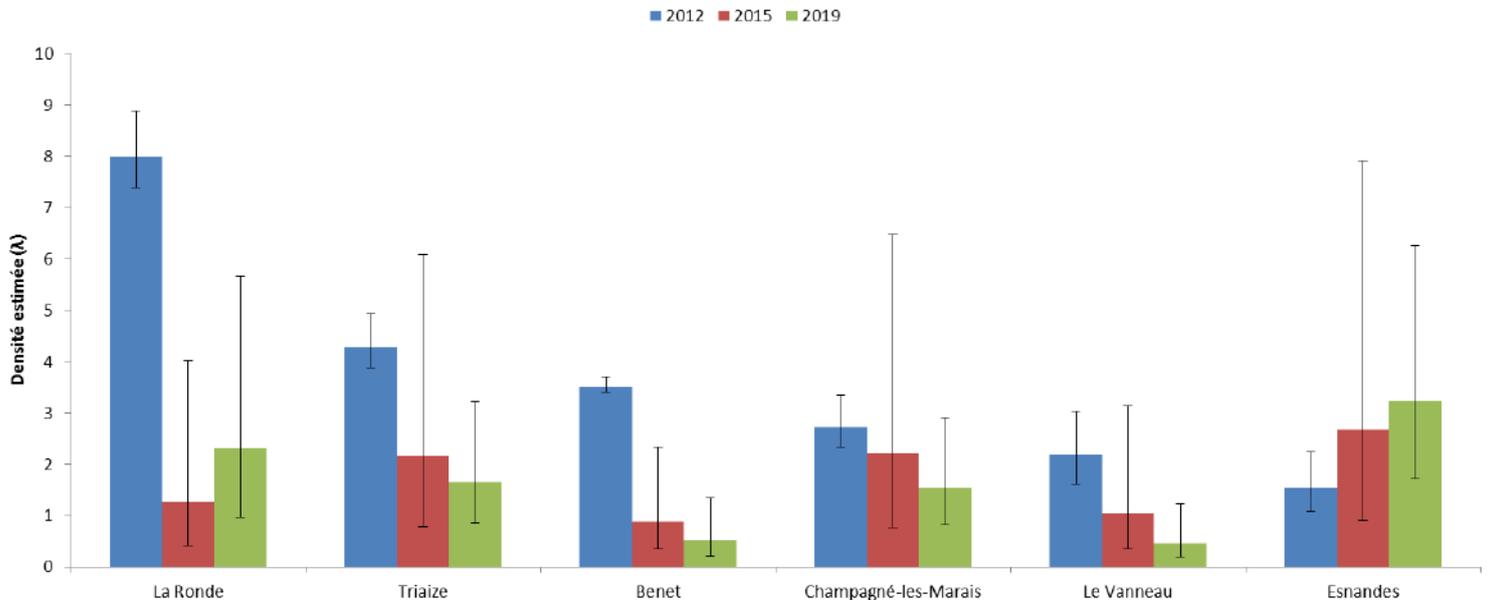


Figure 10. Estimation de l'abondance moyenne de Grenouilles vertes par transect de 50 m de fossé pour les années 2012, 2015 et 2019, les moustaches sont les intervalles de confiance à 95%.

La densité moyenne estimée de Grenouilles vertes par secteur est en baisse pour La Ronde, Triaize, Benet, Champagné et le Vanneau (Cf. Fig. 10). A Champagné, la baisse est moins caractérisée du fait d'un chevauchement des intervalles de confiance. La densité moyenne de Grenouilles vertes semble en augmentation sur le secteur d'Esnandes, mais les intervalles de confiance se chevauchent.

b) Influence des variables environnementales

L'influence des variables environnementales sur la densité de Grenouilles vertes a été estimée. Le nombre estimé de Grenouilles vertes diminue avec l'ombrage (Cf. Fig.11). Un faible ombrage (<20%) correspond à un nombre estimé supérieur à 2 grenouilles. Le nombre de grenouilles diminue à moins de 1 individu à partir de 40% d'ombrage.

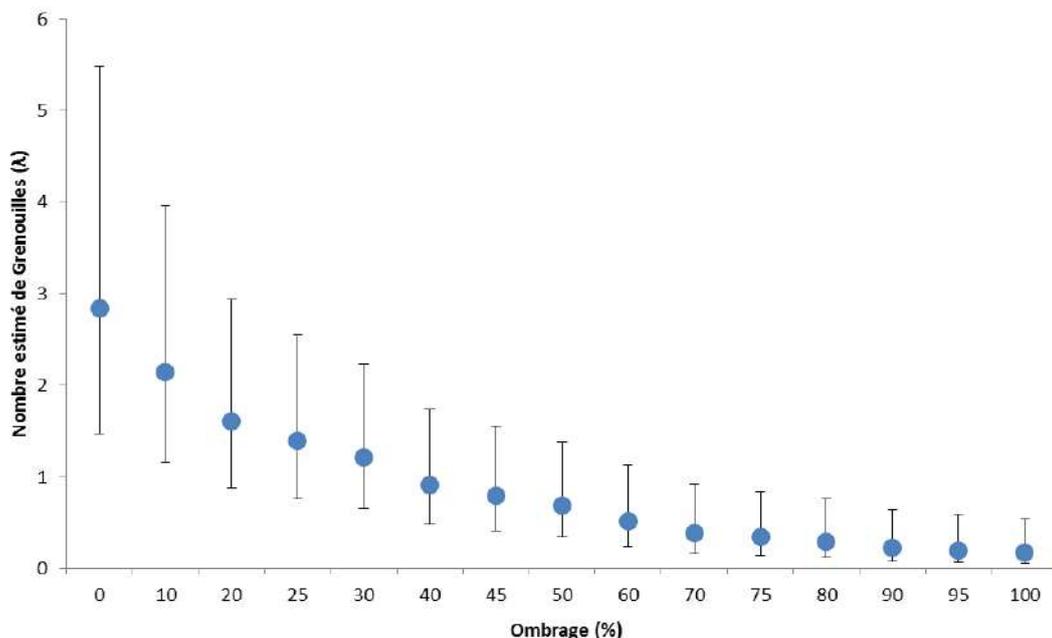


Figure 11. Nombre estimé de Grenouilles vertes en fonction de l'ombrage.

La profondeur de vase influence positivement le nombre estimé de Grenouilles vertes (Cf. Fig.12). Le nombre estimé d'une grenouille est atteint à partir d'une profondeur de vase de 25 cm, et le nombre estimé de deux grenouilles est atteint à partir de 55 cm de vase. La profondeur maximale de 1 m de vase correspond à un nombre estimé supérieur à 5 grenouilles.

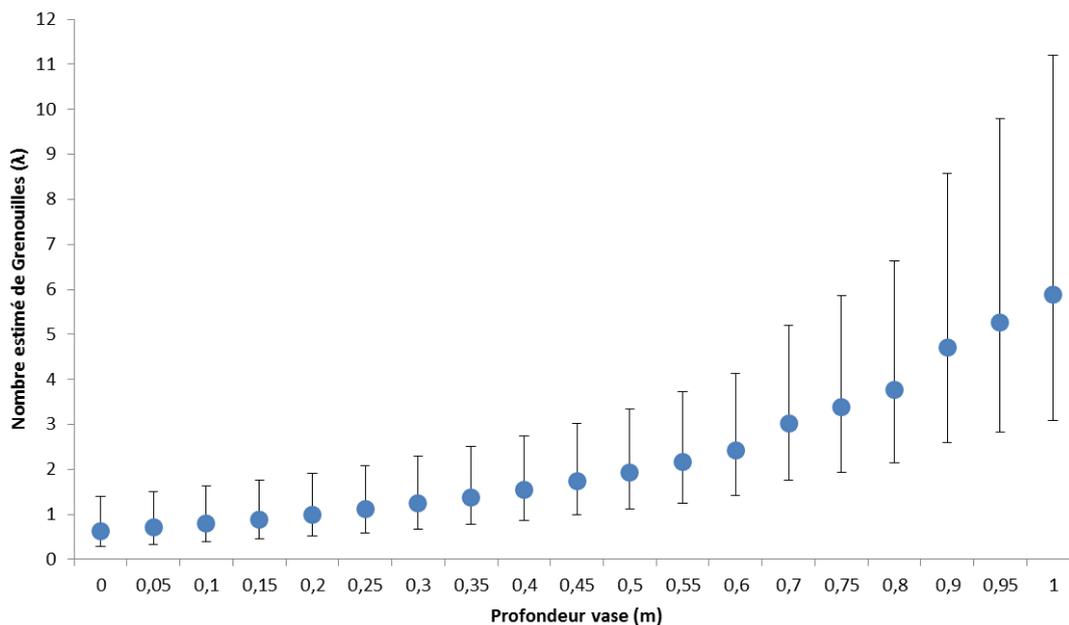


Figure 12. Nombre estimé de Grenouilles vertes en fonction de la profondeur de vase.

Le nombre de Grenouilles vertes estimé augmente avec le recouvrement de la végétation aquatique (Cf. Fig.13). Un faible recouvrement de la végétation aquatique (<25%) correspond à un nombre de grenouille inférieur à un individu. Un recouvrement intermédiaire (25-70%) correspond à une ou deux grenouilles. Le nombre de Grenouilles vertes estimé augmente à plus de 3 individus à partir de 85% de recouvrement de la végétation aquatique.

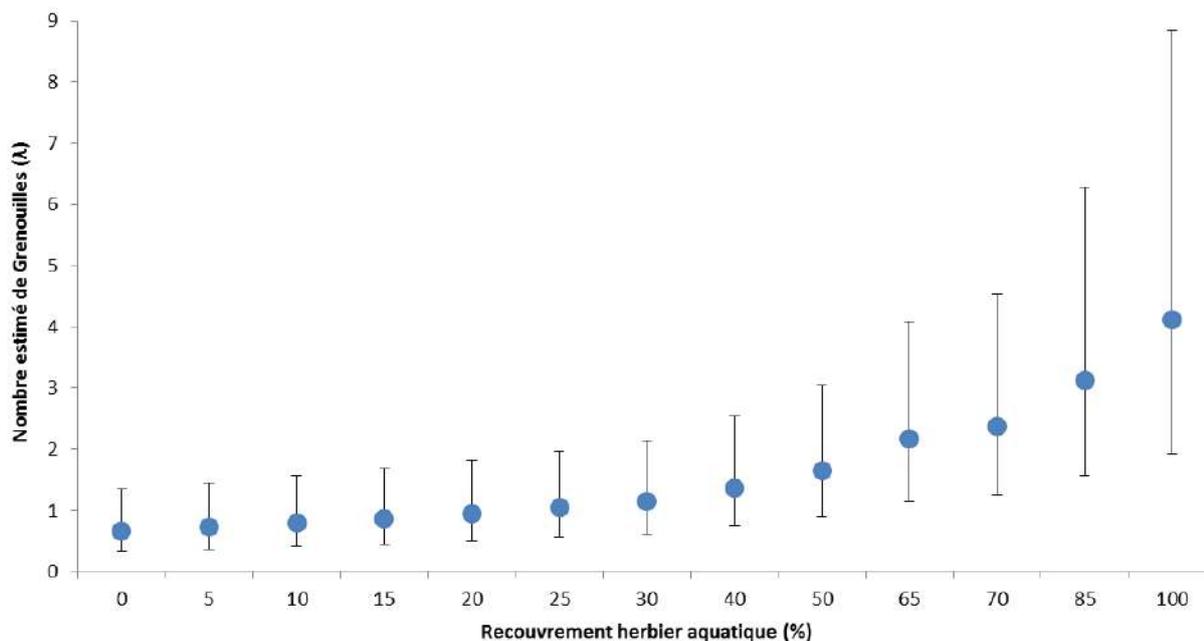


Figure 13. Nombre estimé de Grenouilles vertes en fonction du recouvrement des herbiers aquatiques.

3.5) Occupation des grenouilles vertes 2012-2019

a) Occupation naïve

Pour l'ensemble du suivi (120 transects), l'occupation naïve est de 0,63 pour l'année 2012, 0,49 en 2015 et 0,45 en 2019.

L'occupation naïve par secteur varie entre 2012 et 2019. Il y a moins d'habitats aquatiques avec la présence de Grenouilles vertes en 2019 pour les secteurs : La Ronde, Le Vanneau, Benet et Triaize (Cf. Fig. 14). En 2015, seulement Esnandes et Champagne ont plus d'habitats aquatiques avec de la Grenouille verte (Cf. Fig. 14), l'occupation naïve est similaire en 2019 pour Esnandes, mais elle diminue à Champagne.

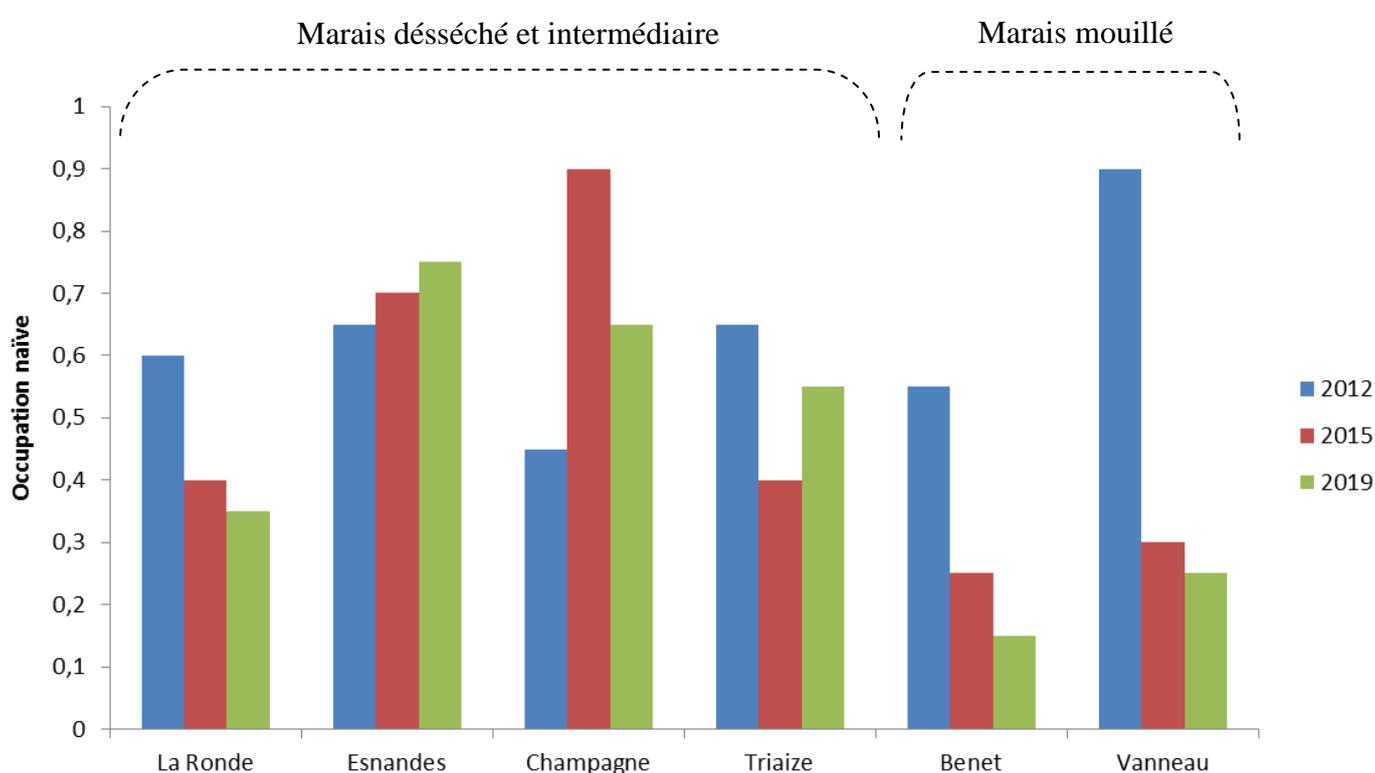


Figure 14. Occupation naïve de Grenouilles vertes en fonction des secteurs suivis pour les années 2012-2019.

b) Occupation estimée

L'occupation estimée des Grenouilles vertes sur les secteurs étudiés a diminué entre 2012 et 2019 : 0,66 en 2012 (E.S. = 0,047 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,566-0,747) ; 0,52 en 2015 (E.S. = 0,048 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,421-0,613) et 0,46 en 2019 (E.S. = 0,046 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,367-0,549) (Cf. Fig.15).

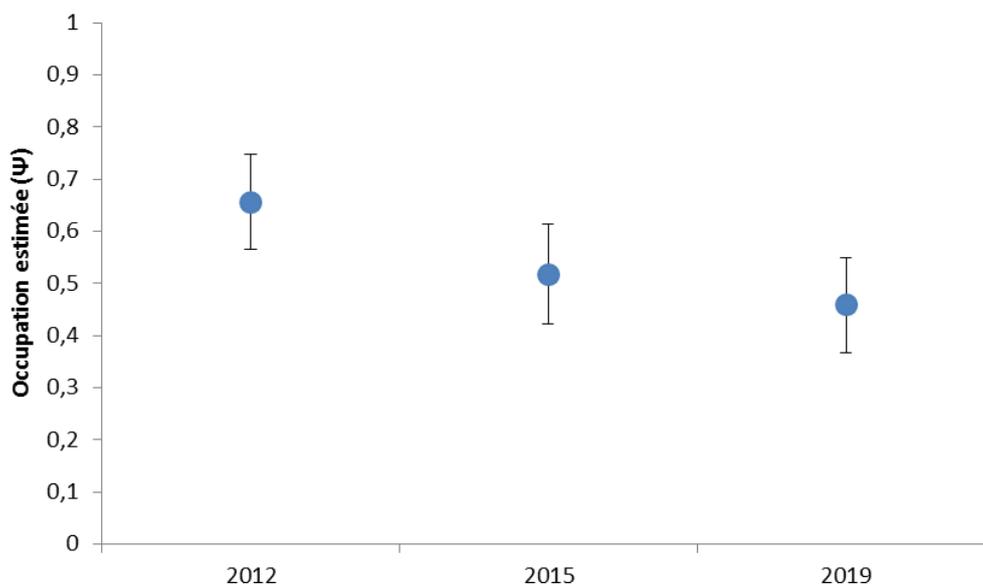


Figure 15. Occupation estimée des Grenouilles vertes en 2012, 2015 et 2019.

c) Tendance d'évolution

Entre 2012 et 2015, l'extinction locale estimée ($\epsilon = 0,51$; E.S. = 0,06 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,397-0,635) est proche de la colonisation de nouveaux sites pour les Grenouilles vertes du Marais poitevin ($\gamma = 0,58$; E.S. = 0,08 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,414-0,747). Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation des Grenouilles vertes dans les secteurs étudiés du Marais poitevin entre 2012 et 2015 ($\lambda = 0,788$; E.S. = 0,096 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,599-0,976) (Cf. Fig.16).

Entre 2015 et 2019, l'extinction locale estimée ($\epsilon = 0,36$; E.S. = 0,06 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,236-0,487) est proche de la colonisation de nouveaux sites pour les Grenouilles vertes du Marais poitevin ($\gamma = 0,26$; E.S. = 0,06 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,143-0,387). Le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation des Grenouilles vertes dans les secteurs étudiés du Marais poitevin entre 2015 et 2019 ($\lambda = 0,556$; E.S. = 0,099 ; Intervalle de confiance à 95% = 0,691-1,081) (Cf. Fig.16).

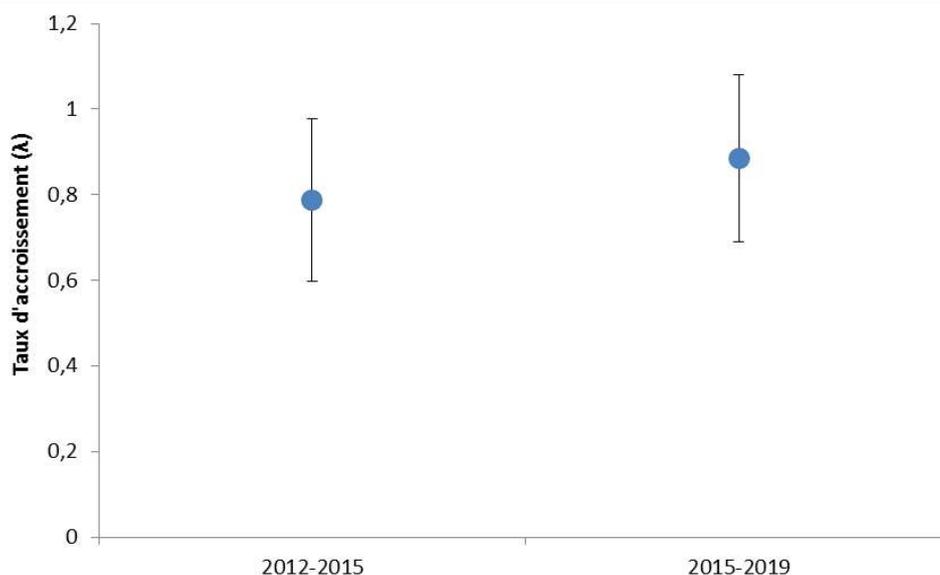


Figure 16. Taux de variation d'occupation des Grenouilles vertes en 2012-2015 et 2015-2019.

d) Indice de Turn-over

Sur l'ensemble des secteurs suivis, le turn-over (T) est de 0,42 entre 2012 et 2015 indiquant qu'un peu plus de la moitié des habitats aquatiques utilisés par la Grenouille verte sont identiques entre 2012 et 2015. Le turn-over moyen est également de 0,42 entre 2015 et 2019.

Le turn-over est donc assez stable dans le temps, cependant, il varie fortement entre les secteurs étudiés (Cf. Fig. 17). Sur le secteur de Benet, les habitats aquatiques utilisés par la Grenouille verte une période donnée sont en grande partie différents de ceux utilisés pendant la période précédente ($T_{2012-2015} = 0,85$; $T_{2015-2019} = 0,73$).

Pour le secteur du Vanneau, un habitat aquatique sur deux est différent entre deux périodes successives ($T_{2012-2015} = 0,47$; $T_{2015-2019} = 0,63$). Plus des deux tiers des habitats aquatiques sont identiques pour La Ronde ($T_{2012-2015} = 0,32$; $T_{2015-2019} = 0,46$), Triaize ($T_{2012-2015} = 0,29$; $T_{2015-2019} = 0,35$) et Esnandes ($T_{2012-2015} = 0,26$; $T_{2015-2019} = 0,21$). A Champagné-les-Marais, le taux de turn-over a diminué entre 2012 et 2019 ($T_{2012-2015} = 0,33$; $T_{2015-2019} = 0,14$).

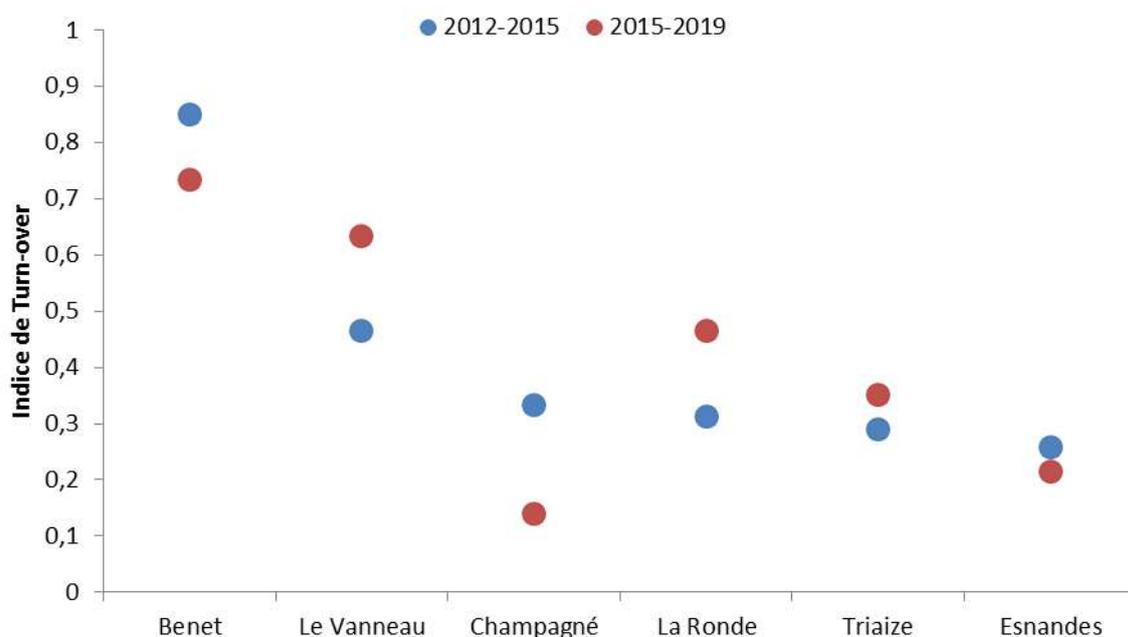


Figure 17. Indice de Turn-over des Grenouilles vertes par secteur d'étude entre 2012 et 2019.

3.5) Probabilité de détection des Grenouilles vertes 2012-2019

La probabilité de détecter une grenouille verte (p) varie en fonction du nombre d'individus présents sur le transect (Cf. Fig. 18). En 2019, la probabilité de détection est de 0,46 pour une Grenouille verte observée, de 0,71 pour 2 grenouilles observées, de 0,85 pour 3 grenouilles observées, de 0,92 pour 4 grenouilles observées et de 0,96 pour 5 Grenouilles vertes observées. La probabilité de détection pour 2 à 5 grenouilles est légèrement plus élevée en 2019, par rapport à 2012 et 2015 (Cf. Fig. 18).

La probabilité de détection moyenne est assez stable pour l'ensemble du suivi : 0,42 pour l'année 2012 ; 0,37 pour l'année 2015 et 0,46 pour l'année 2019 (Cf. Fig. 19).

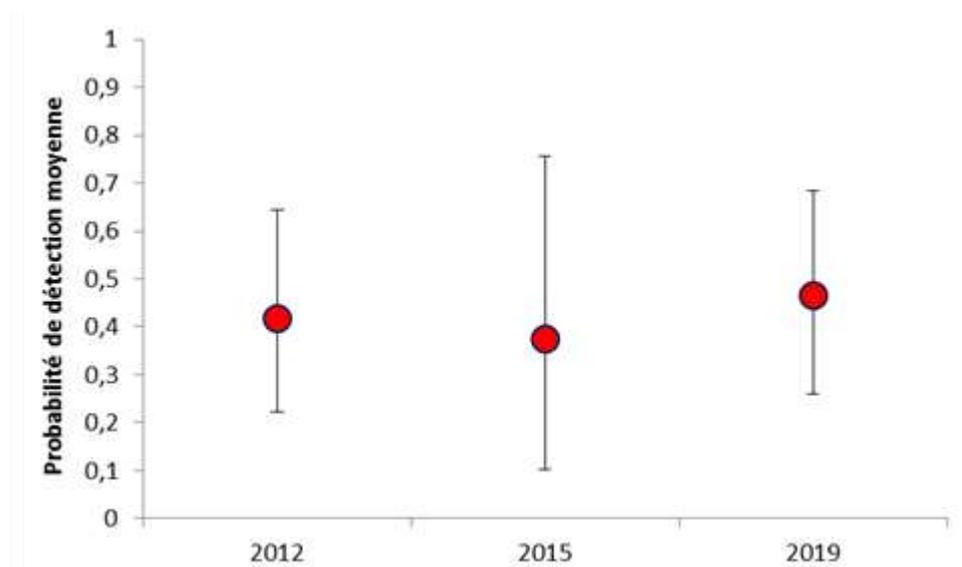
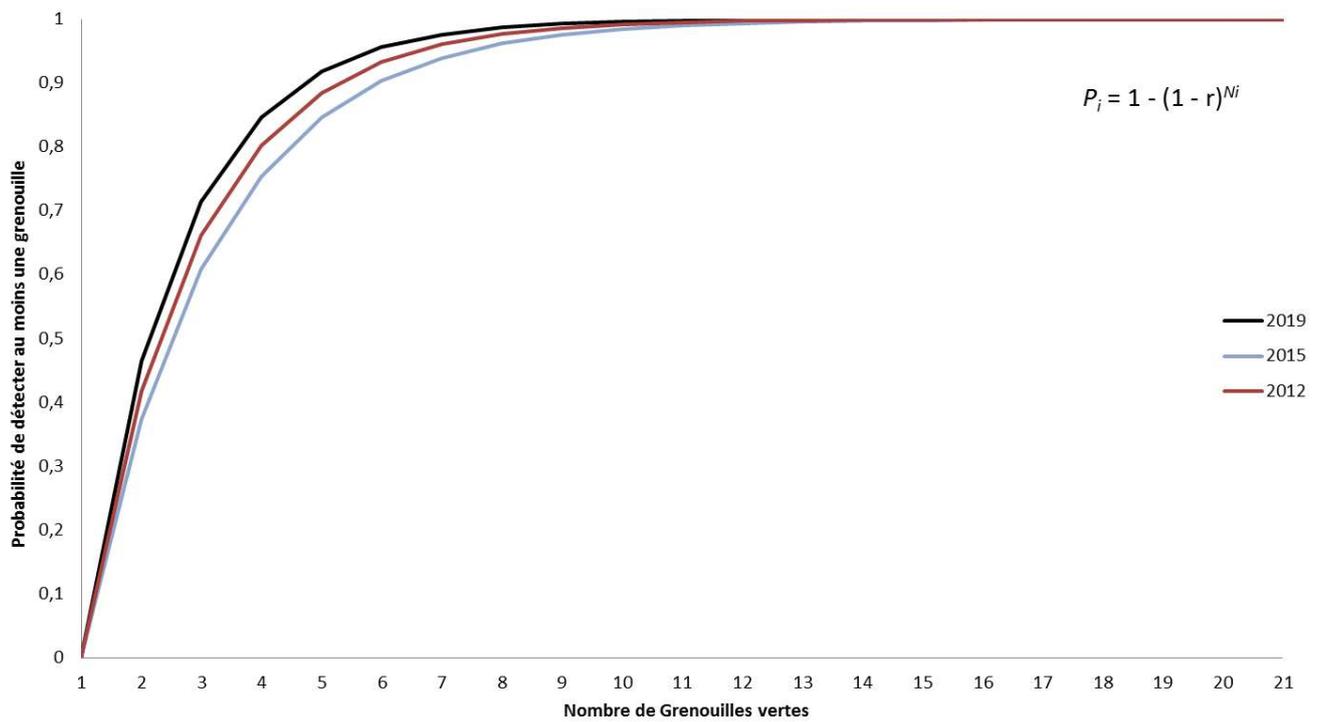


Figure 19. Probabilité moyenne de détection des Grenouille vertes pour l'ensemble du suivi 2012-2019.

4) 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, à 1,7 individu en 2015 et 1,6 individu en 2019. 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 en 2015 et 2019. Seul, les chorus de deux secteurs de l'ancienne boucle de la Sèvre niortaise se sont maintenus. Le recouvrement de la végétation aquatique dans les fossés a diminué entre 2012 et 2019.

Sur le secteur d'Esnandes, certains chorus de Grenouilles vertes des fossés tertiaire et secondaire à Butomes en ombelle présents en 2012 n'ont pas été notés en 2015 et 2019. En revanche, on observe une augmentation de la densité sur le fossé antichar et les fossés connectés directement. Depuis 2012, la salinité constatée après Xynthia a diminué, et le recouvrement de la végétation aquatique a augmenté.

Sur le secteur de Benet, il y a une baisse très nette des densités de Grenouilles vertes entre 2012 et 2015. Les effectifs ont peu évolué entre 2015 et 2019, avec actuellement moins de un individu pour 50 m de fossé. En 2019, 85% des fossés ne présentent aucune grenouille verte. Dans ce secteur de marais mouillé, les fossés suivis sont majoritairement ombragés, avec 75% des sites ayant un ombrage supérieur ou égal à 50%, et la profondeur de vase est faible (< 25 cm). Une augmentation de l'ombrage a été notée sur ce secteur entre 2012 et 2019.

Sur le secteur du marais sauvage du Vanneau-Irleau, l'occupation naïve ainsi que les estimations de densités de Grenouilles vertes ont diminué de plus de moitié entre 2012 et 2015. La densité de grenouilles semblerait également avoir diminué entre 2015 et 2019. En 2012, quelques chorus avaient été notés dans les fossés et dépressions prairiales du secteur étudié. En 2015 les seuls chorus contactés concernent des individus de Grenouille rieuse isolés et en périphérie. En 2019, 75% des fossés ne présentent aucune grenouille verte. Ce secteur de marais mouillé, comme celui de Benet, présente des fossés majoritairement ombragés, avec 80% des sites ayant un ombrage supérieur ou égal à 50%, et une faible profondeur de vase (< 25 cm). Une augmentation de l'ombrage a été notée sur ce secteur entre 2012 et 2019.

Pour Champagné, la densité de Grenouilles vertes en 2019 est proche de celle observée en 2012 et 2015. Cependant, l'occupation des Grenouilles vertes a augmenté entre 2012 et 2015, avec un turn-over d'un tiers des sites. Entre 2015 et 2019, l'occupation a légèrement diminué, avec un faible turn-over. Une diminution du recouvrement des herbiers aquatiques a été notée sur ce secteur entre 2012 et 2019, et pourrait être due à une hausse inexplicée de la salinité notée en 2017 (EPMP, comm. pers.). 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, la densité estimée de Grenouille verte a significativement diminuée entre 2012 et 2019. Les 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.

Ce constat contrasté d'évolution de la densité des Grenouilles vertes en fonction des secteurs est également noté dans les différents suivis de l'occupation des Amphibiens à grande échelle du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. L'occupation des Grenouilles vertes est plutôt stable à l'échelle de la zone humide alors que le taxon montre une baisse d'occupation dans les mares de bordure (Thirion et *al.*, 2018 ; Thirion et *al.*, 2019).

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 assourdissants 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 le 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-Inférieure 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 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 Grenouilles 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 semble être 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 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.

Les pesticides ont également un impact sur les Grenouilles vertes. Une étude expérimentale menée par Paunescu et Ponépal (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 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 statistiquement diminué cinq ans plus tard (Delibes & Adrián, 1987). 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 mis en évidence l'importance de la mosaïque d'habitats 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 intermédiaires 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 déclin de populations d'Amphibiens a été observé chez l'Alyte accoucheur en Espagne (Bosch *et al.* 2001). A ce jour, 27 espèces européennes sont porteuses 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 *Batrachochytrium* 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. Dans le Marais poitevin, les variables de l'habitat qui influencent positivement la densité de Grenouille en période de reproduction sont : un faible ombrage, un envasement important et un fort recouvrement en herbier aquatique. Les Grenouilles rieuse, Pérez et verte occupent des habitats aquatiques ensoleillés et riches en herbier aquatique (Acemav *et al.*, 2003 ; Jacob *et al.*, 2007 ; Benítez *et al.*, 2017). L'occurrence des Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. est liée à la température de l'eau (Solomampianina, 2011 ; Benítez *et al.*, 2017). De ce fait, un ombrage important, qui entraîne une baisse de la température de l'eau pourrait expliquer une diminution de densité des Grenouilles vertes.

Ce suivi a permis de caractériser les faibles densités des Grenouilles vertes 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 de mesurer 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.

Benítez, M., Romero, D., Chiroso, M. & Real, R. (2017). Eco-geographical characterization of aquatic microhabitats used by amphibians in the Mediterranean Basin. *Animal Biodiversity and Conservation*, **40** (1) : 27-40. <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0027>

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 Massachusetts 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. <https://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-Rainnes, 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 la Grenouille verte (*Rana viridis*) dans les environs d'Argenton sur Creuse (Indre). *Bull. Soc. Centr. Agric. 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.
- Solomampianina, G. & Molnár, N. (2011). Occurrence of True Frogs (Ranidae L.) in the region of Szeged as related to aquatic habitat parameters. *Tiscia*, **38** : 11-18.
- 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 cultripès (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.
- Thirion, J.-M., Texier, A., des Touches, H., Doré, F., Guéret, J.-P., Sudraud, J. & Vollette, J. (2015). *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin 2012-2015*. Parc naturel régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 35 p.

Thirion, J.-M., Texier, A., Vollette, J., Trotignon, P., Sudraud, J. et Mercier, P. (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. 83 p.

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

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 diseases*, **10** : 2010-2105.