MINISTÈRE DE L'ÉDUCATION NATIONALE
ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES-ÉTUDES
Science de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

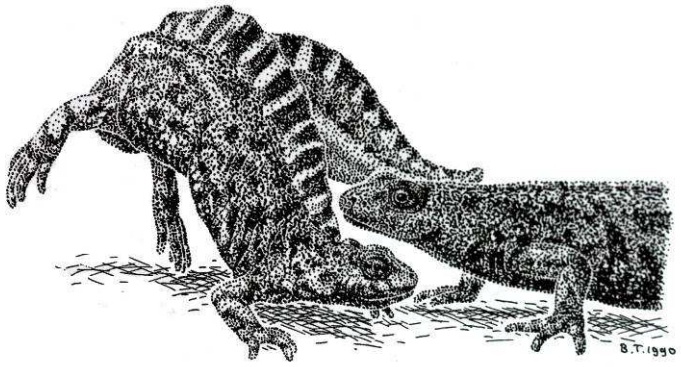
Présenté

par

Alexandre BOISSINOT

Pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France.



Soutenue le 17/12/2009 devant le jury suivant :

M. Thierry Dupressoir – Président
M. Guy Naulleau – Rapporteur
M. Aurélien Besnard – Examinateur
M. Pierre André Crochet – Examinateur
M. Marc Cheylan – Encadrant
M. Jean Marc Thirion – Encadrant

Laboratoire de Biogéographie et Écologie des Vertébrés
De l'École Pratique des Hautes Études
UMR 5175 – Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive
1919, Route de Mende – 34293 Montpellier cedex 5 – France

MINISTÈRE DE L'ÉDUCATION NATIONALE
ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES-ÉTUDES
Science de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

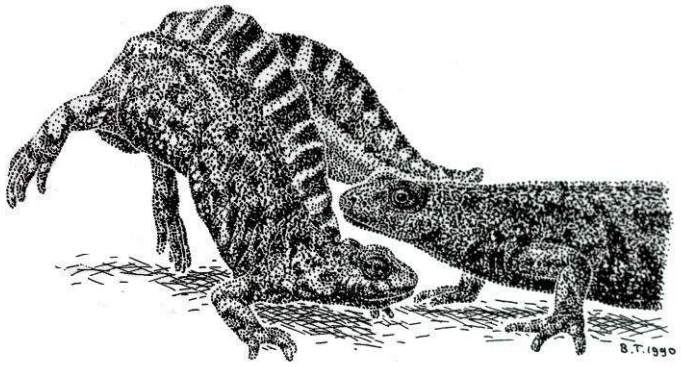
Présenté

par

Alexandre BOISSINOT

Pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France.



Soutenue le 17/12/2009 devant le jury suivant :

M. Thierry Dupressoir – Président
M. Guy Naulleau – Rapporteur
M. Aurélien Besnard – Examinateur
M. Pierre André Crochet – Examinateur
M. Marc Cheylan – Encadrant
M. Jean Marc Thirion – Encadrant

Laboratoire de Biogéographie et Écologie des Vertébrés
De l'École Pratique des Hautes Études
UMR 5175 – Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive
1919, Route de Mende – 34293 Montpellier cedex 5 – France

Les photographies et les illustrations sont de l'auteur, sauf mention contraire :

- Page de garde et dessins en haut des chapitres I, II, III et IV : Bas Teunis 1990. Extrait de Sparreboom M. et Teunis B., 1990 – The courtship display of the marbled newt, *Triturus m. marmoratus. Amphibia – Reptilia*, **11**. Pages 351 – 361.

- Chapitre I en bas : Extrait de Brunet P., 1992 – L'atlas des paysages ruraux de France. De Monza, Paris.

- Chapitre II en bas : Nadine Patrel. Extrait de Capitaine M., Dewitte T., Decocq O. et Melbeck D., 1999 – Gérer une mare. Ce qu'il faut savoir pour entretenir et gérer une mare. Dossier de la Gazette des Terriers, le Journal des clubs CPN. Fédération des Clubs CPN. 74 pages.

- Chapitre III en bas : Paul C. Ustach. Extrait de Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.A. et Foster M.S., (eds) 1994 – Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

- Chapitre IV en bas : Y. Le Flem. Extrait de Baudry J. et Jouin A., (eds) 2003 – De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. INRA éditions, Paris.

- Annexe n°12 : photos de Jean Pierre Vacher (Triton palmé, Triton crêté et Grenouille de Lessona), de Philippe Geniez (Alyte accoucheur) et Philippe Evrard (Triton de Blasius).

Remerciements

La réalisation de ce diplôme est avant tout la concrétisation d'un projet qui remonte à plus de six ans. Mes premières réflexions portaient à l'époque sur l'étude des tritons marbrés en milieu bocager et de l'utilisation spatio-temporelle des mares par cette espèce. J'en étais même arrivé à leur fabriquer des colliers individuels d'identification avec des perles de couleurs et du silicone. Puis au fur et à mesure des rencontres, des nuits à réfléchir à se « triturer » le cerveau, la problématique abordée s'est voulue être plus large en englobant le paysage et les peuplements d'amphibiens. J'ai sciemment utilisé au cours de la rédaction, le terme « nous » plutôt que « je » pour marquer le caractère éminemment collectif de ce travail. Que ce soit lors de l'acquisition des données ou par l'aide apporté dans les analyses, ce travail n'aurait pu voir le jour sans la participation de nombreuses personnes que je tiens à remercier ici.

Mes premiers remerciements vont à Marc Cheylan et Jean-Marc Thirion. Cette étude n'existerait pas sans la précieuse confiance qu'ils m'ont accordé. Leur gentillesse et leurs compétences sont autant de qualités qui multiplient le plaisir de travailler en leur compagnie.

Merci à Roger Prodon, directeur du Laboratoire EPHE de Biogéographie et d'Ecologie des Vertébrés (CEFE/UMR 5175) pour m'avoir accepter dans son équipe le temps de ce diplôme.

A Aurélien Besnard, pour sa précieuse aide, sa patience, la pertinence de ses remarques, la rapidité d'exécution….ce fut un réel plaisir de travailler en ta compagnie. En espérant qu'il y ait d'autres occasions…

Je remercie Deux-Sèvres Nature Environnement (DSNE) pour m'avoir assisté dans cette étude dès le départ. Plus particulièrement Sandrine Bracco, pour sa précieuse aide, son implication durant ces trois années d'étude et qui a mis à rude épreuve ses genoux lors du « Tritonage nocturne ». Merci également à Nicolas Cotrel pour son soutien permanent.

Ce mémoire doit beaucoup aux personnes qui m'ont accompagné durant les nuits de « Tritonages » et durant les collectes de données sur le terrain. Merci à Sandrine Bracco, Clément Braud, Ludovic Renodet, Antoine Pasquier, Simon Russeil, Julien Tilly, Nicolas Cotrel, Florian Ligner, Germain Schmit, Virginie Bonneau, Thomas Liaigre et à mon papa Jean Claude.

Je tiens à remercier et à exprimer ma profonde reconnaissance à la Fondation Marcel Bleustein Blanchet qui m'a accordé sa confiance en me faisant lauréat d'une bourse de la « Vocation » en 2006 ainsi qu'à la Fondation de France pour m'avoir fait lauréat d'une bourse « Déclics Jeunes » en 2008. Ces bourses m'ont été d'une précieuse aide et m'ont permis de financer mes déplacements, d'acquérir du matériel. Sans celles-ci, je n'aurais pas pu aborder l'ensemble des points décrits dans ce mémoire, ni faire ce diplôme… La contrainte financière est frustrante quand on a des idées plein la tête !

Il y a des personnes que l'on rencontre et qui influencent votre parcours et votre vie. Parce que passionnés, généreux ils n'hésitent pas à prendre de leur temps pour vous écouter, vous répondre malgré le débordement de travail auquel ils font face. Rencontrés à l'âge de 14 ans pour certains et plus tardivement pour d'autres, ils ont été des personnes phares en tant que maîtres de stages durant mon parcours en Maison Familial Rurale ou encore en tant que collègues de travail. Ce sont de vrais passionnés ! J'aimerais ainsi exprimer mes

profonds remerciements ainsi que ma grande amitié à Jacky Aubineau, à Marc Cheylan, à Pierre Grillet, à Arnaud Lyet, à Nicolas Cotrel, à Jean-Marc Thirion et à François Cailleaud pour le partage de leur compétence et leur soutien permanent.

Merci au collectif COAA (Collectif de cOnservation des Amphibiens d'Anjou) composé du Parc Naturel Régional Loire-Anjou, l'Office National des Forêts, Laboratoire « Paysage et biodiversité » de l'Université d'Angers, Bioparc Zoo de Doué la Fontaine, la Ligue de Protection des Oiseaux de l'Anjou, Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement Loire et Mauges, Comité d'Animation à l'Environnement de Louerre, Deux-Sèvres Nature Environnement, association EDEN, Groupe Mare 49, d'Arnaud Jamin (Eleveur certifié) et de Terre et Sciences pour m'avoir soutenu dans ce projet et permis le financement des anciens clichés photographiques IGN par le biais d'un financement de la Fondation Nature et Découverte.

Je tiens à remercier les propriétaires et les agriculteurs que j'ai rencontrés pour m'avoir donné l'autorisation d'étudier leur mare et pour le partage de leur point de vue sur l'agriculture. Pour ces derniers, sachez que vous faites l'un des plus beaux métiers au monde. Par votre activité, vous êtes à la base même de la richesse en paysage de notre magnifique pays, notamment des bocages et de la biodiversité qui y est associée. Merci à Laurent Liaigre, Daniel Bobineau, Louis-Marie Pasquier, Jean Claude et Hélène Braconnier et aux autres dont j'ai égaré le nom…

Sincères remerciements aux personnes qui m'ont soutenu et encouragé dans mes premières réflexions concernant cette étude. Ils s'adressent à mon amie Claude Daigle, à Mathieu Denoël et à Guy Naulleau.

Merci à la dream team « Tortue d'Hermann » et à l'ensemble de l'équipe du laboratoire EPHE, en l'occurrence à Thibaut Couturier et Guillelme Astruc pour m'avoir offert le gîte, le couvert, la bière durant mes séjours à Montpellier ! Que du plaisir ! A Aurélien Besnard et à Karine Jacquet pour leur aide et leurs conseils en statistique. A Arnaud Lyet pour sa précieuse relecture et ses remarques. A Marc Cheylan et Françoise Poitevin pour leur accueil chaleureux et leur aide dans la concrétisation de cette étude.

Merci au Lycée Agricole Jacques Bujault, notamment à Laurence Aligner pour m'avoir donné accès au laboratoire pour y effectuer les analyses d'eau.

A Françoise, pour avoir prit soin de moi durant les derniers jours de la rédaction de ce mémoire. Les petites framboises, le thé, la glace maison au cassis qui viennent à point nommé raviver l'inspiration quand le moral est à la baisse…les petits plaisirs de la collocation…

A Nicolas Gamache, pour son remarquable travail sur la Gâtine et pour m'avoir donné accès à son travail.

Aux personnes qui ont eu la gentillesse de prendre quelques minutes de leur temps pour répondre à mes questions et m'envoyer des documents, des photos. Sincères remerciements à Alban Guillaumet, à Pierre Joly, à Agnès Jamin, à Nicolas Poirier, à Patrick Blandin, à Robert Jehle et à Jean Pierre Vacher.

Et pour finir mes plus grands remerciements vont à mes parents ainsi qu'à mes deux sœurs et mon « bof » (bouness) pour m'avoir encouragé au quotidien tout au long de mon parcours et de ce diplôme. Ce travail vous est dédié. Que les personnes oubliées, en soient excusées…. Voilà un rêve d'ado concrétisé !

A ma famille,

A la mémoire de mon ami Lionel Del Giovane, avec qui j'ai eu le bonheur de partager plusieurs soirées autour d'une mare à observer mes premiers tritons, dans l'Aveyron… tu es parti trop tôt…

En espérant avoir fait naître la « Tritonade attitude » dans le bocage Deux-Sévrien…

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE 1

I. Processus naturel ou déclin problématique : histoire d'une prise de conscience 1

II. Identification des causes majeures de régression 5
- **2.1 Dégradation, perte et fragmentation des habitats naturels** 6
  - *2.1.1 Les milieux terrestres* 6
  - *2.1.2 Les milieux aquatiques* 7
  - *2.1.3 Qu'elles sont les répercutions sur les peuplements d'amphibiens ?* 8
- **2.2 Autres causes de déclins identifiées** 10
  - *2.2.1 Les invasions biologiques* 10
  - *2.2.2 Les pollutions* 13
  - *2.2.3 L'émergence de maladies infectieuses* 14
  - *2.2.4 Les changements globaux* 15
  - *2.2.5 L'exploitation humaine* 16

III. Quelles orientations de recherches ? 17

IV. Objectifs de la recherche 19

CHAPITRE I. DES BOCAGES A LA GATINE : PRESENTATION DU CONTEXTE D'ETUDE ET DU SITE D'ETUDE 22

Introduction : l'enjeu paysage 22

I. Bocage : co-évolution homme – nature 23
- **1.1. Définition du bocage** 23
- **1.2. Définition de la haie** 24
- **1.3. Distribution** 27
- **1.4. Des origines anciennes, fruit d'une longue co-évolution homme-nature** 28
- **1.5. De 1950 à nos jours : un paysage en pleine mutation** 29

II. Place du paysage bocager et de l'agriculture dans le centre-ouest de la France : application aux Deux-Sèvres et à la Gâtine 30
- **2.1 Le bocage Deux-Sévriens** 30
- **2.2 Agriculture** 31
- **2.3 Présentation de la Gâtine Poitevine** 31
  - *2.3.1 Origine et localisation* 31
  - *2.3.2 Géologie et topographie* 32
  - *2.3.3 Climatologie et hydrographie* 32
  - *2.3.4 Evolution du territoire de Gâtine* 32
- **2.4 Définition des enjeux pour la batrachofaune** 34
- **2.5 Critères de sélection de la région d'étude** 35

Conclusion du chapitre I 35

CHAPITRE II. IDENTIFICATION DES BIOTOPES DE REPRODUCTION DES AMPHIBIENS EN MILIEU BOCAGER 37

Introduction : l'importance des petits points d'eau lentique 37

I. Mares et étangs : définitions, origines et usages 38
- **1.1. Essai de définition de la mare et de l'étang** 38

1.1.1. La mare 38
1.1.2. L'étang 39
1.2. Origines et usages des petits points d'eau lentique 40
1.2.1. Les mares 40
1.2.1.1. Typologie des mares 43
1.2.2. Les étangs 43

II. Distribution spatiale des mares et des étangs dans le Pays de Gâtine : apport de la photo-interprétation 45
2.1 Objectifs 45
2.2 Matériel et méthode 45
2.3 Résultats de la photo-interprétation écran 46

III. Etude des relations mare / étang avec l'assolement : approche multi échelles 48
3.1 Objectifs 48
3.2 Matériel et méthode 48
3.2.1 Approche à l'échelle régionale 48
3.2.2 Approche à l'échelle de la parcelle 50
3.3 Résultats 51
3.3.1 Echelle régionale 51
3.3.1.1 Surface de l'assolement 51
3.3.2 Relations mares et assolement à l'échelle de la parcelle 53

IV. Evaluation de la méthode de photo-interprétation écran par SIG 53
4.1 Objectifs 53
4.2 Matériel et méthode 53
4.2.1 Etape n°1 : Classification de l'intensité d'exploitation des terres en Gâtine 53
4.2.2 Etape n°2 : Evaluation de la perception des éléments « mares » et « étangs » 54
4.3 Résultats 55
4.3.1 Etape n°1 : La Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres 55
4.3.2 Etape n°2 : Photo-interprétation des objets « mares » et « étangs » 56

V. Caractérisation des usages contemporains des mares de Gâtine 58
5.1 Objectifs 58
5.2 Matériel et méthode 58
5.3 Résultats 59
5.3.1 Usages des mares à un niveau de perception général 59
5.3.2 Usages des mares en fonction de l'occupation du sol 60
5.3.2.1 Mares de prairie 60
5.3.2.2 Mares de culture 60
5.3.2.3 Mares d'habitat 61
5.3.2.4 Mares d'espace boisé 62
5.3.2.5 Autres mares 62

VI. Evolution de l'utilisation des petits points d'eau lentique par l'agriculture en Gâtine : création, comblement et perte d'usage 63
6.1 Objectifs 63
6.2 Matériel et méthode 63
6.2.1 Evaluation du taux de création et de comblemen 63
6.2.2 Evaluation de la perte d'usage des mares 63
6.3 Résultats 64
6.3.1 Les créations 64
6.3.2 Les comblements 64
6.3.3 La perte d'usage des mares 65

Discussion et conclusion du chapitre II 66

CHAPITRE III. LE PEUPLEMENT D'AMPHIBIENS DE GATINE: PROTOCOLE D' ECHANTILLONNAGE, SELECTION DES VARIABLES D'ETUDE ET METHODES D'EXPLOITATION STATISTIQUE 72

Introduction : un cycle de vie particulier 72

I. Matériel et méthode 74
1.1. Les mares étudiées 74
1.2. Protocole d'inventaire des peuplements d'amphibiens des mares 75
1.2.1. Méthode d'échantillonnage 75
1.2.2. Identification des taxons du complexe des grenouilles vertes 77
1.3. Le choix des variables liées au biotope de reproduction et au paysage 79
1.3.1. Caractérisation des biotopes de reproduction : les mares 79
1.3.2. Caractérisation structurelle du paysage environnant des mares 81
1.3.2.1. Intégration du SIG dans notre étude 81
1.3.2.2. Paysage fin : données parcellaires 85
1.3.2.3. Matrice paysagère 88
1.3.2.4. Distance aux éléments 90
1.3.2.5. Le compartimentage des éléments isolants 90
1.3.3. Construction de variables d'évolution paysagère 92
1.4. Synthèse des variables mesurées 94

II. Méthodes d'analyses statistiques 94
2.1 Évaluation de la probabilité de détection des espèces 94
2.2 La diversité spécifique 95
2.3 Relation richesse spécifique, diversité, espèce – paysage et biotope de reproduction 95

CHAPITRE IV. ANALYSE DES RELATIONS ENTRE PEUPLEMENT D'AMPHIBIENS, STRUCTURE DU BIOTOPE DE REPRODUCTION ET PAYSAGE ENVIRONNANT DE BOCAGE 99

Introduction 99

I. Évaluation de la probabilité de détection des espèces 99

II. La richesse spécifique naïve 101
2.1 Paramètres descriptifs 101
2.2 Paramètres d'influence de la richesse en espèces 102

III. La diversité spécifique H' 102

IV. Les espèces observées 104
4.1 Paramètres descriptifs 104
4.2 Le Crapaud commun *Bufo bufo* (Linné, 1758) 106
4.3 La Rainette arboricole *Hyla arborea arborea* (Linné, 1758) 108
4.4 La Grenouille agile *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 111
4.5 La Grenouille de Lessona *Pelophylax lessonae* Camerano, 1882 114
4.6 La Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* Pallas, 1771 115
4.7 La Grenouille verte *Pelophylax* Kl. *esculentus* Linné, 1758 118
4.8 Le complexe des Grenouilles vertes (Genre *Pelophylax*) 121
4.9 La Salamandre tachetée terrestre *Salamandra salamandra terrestris* Lacepède, 1788 124
4.10 Le Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1748) 129
4.11 Le Triton marbré *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) 130
4.12 Le Triton palmé *Lissotriton helveticus heveticus* (Razoumovsky, 1789) 136

V. Synthèse des facteurs influençant la richesse spécifique naïve, la diversité ainsi que les présence et abondances relatives des espèces 137

Discussion et conclusion du chapitre IV 142

CONCLUSION GENERALE 152

I. Le rôle des paysages bocagers dans la conservation de la biodiversité et des amphibiens 152
1.1 L'importance du niveau paysage 152
1.2 Changement d'usage des terres et impacts sur les amphibiens 153

II Perspectives d'orientation de l'agriculture en faveur du maintien des paysages bocagers et des peuplements d'amphibiens 154
2.1 Quelle agriculture ? 154
2.2 Vers un maintien de la polyculture élevage 154
2.3 L'importance de la mosaïque et de l'hétérogénéité du paysage dans l'espace agricole 155

III Maintien et valorisation des éléments non productifs 155
3.1 Vers une revalorisation des mares de Gâtine 156
3.2 Vers une revalorisation des haies et des petits boisements 159
3.3 Exemple d'une structure paysagère favorable 159

IV. Construire des éléments d'évaluation et de suivis temporels 160
4.1 Apport de la modélisation de la distribution potentielle 160
4.2 Suivre l'évolution des populations d'amphibiens et de la distribution des points d'eau en Gâtine. 162

V. De nouvelles questions et perspectives de recherches… 162

VI. Ils ont les clefs en main : témoignages d'agriculteurs 163

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 166

TABLE DES TABLEAUX
LISTE DES ABREVIATIONS

ANNEXES

▪ **Annexe n°1 :** Facteurs influençant la dynamique de métapopulation (D'après Opdam 1991).

▪ **Annexe n°2 :** Evolution du linéaire de haies entre 1960 et aujourd'huien Poitou-Charentes. Etude de l'IAAT.

▪ **Annexe n° 3 :** Revue de presse sur le bocage en Deux-Sèvres.

▪ **Annexe n° 4 :** Les entités paysagères et les paysages de bocage en Poitou-Charentes.

▪ **Annexe n° 5 :** Représentation photographique des mares non détectable par la méthode de photo-interprétation écran de la BD Ortho® IGN Paris 2002 au 1/2000ème.

▪ **Annexe n°6 :** Taille approximative du domaine vital de petits vertébrés terrestres (< 20grammes). D'après Wells 2007

▪ **Annexe n°7 :** Revue de la littérature des mouvements enregistrés chez les 15 espèces d'amphibiens présentes dans le Pays de Gâtine.

▪ **Annexe n°8 :** Clef de Pourriot et Meybeck (1995)

▪ **Annexe n°9 :** Clef de Golet et Larson 1974 : Recouvrement de la végétation aquatique

▪ **Annexe n°10 :** Planche photographique des 12 espèces observées dans les mares bocagères du Pays de Gâtine.

▪ **Annexe n°11:** Données utilisées dans l'essai de modélisation des enjeux « amphibiens » à l'échelle du Pays de Gâtine sur la base d'un indice de patrimonialité.

Table des tableaux

Tableau n°1: Revue de la littérature scientifique des études menées sur la faune en relation avec les paysages bocagers 19

Tableau n°2 : Liste des espèces d'amphibiens inventoriés dans le Pays de Gâtine 34

Tableau n°3: Matrice de corrélation (Pearson (n)) 52

Tableau n°4: Typologie d'occupation du sol et code d'intensité d'exploitation des terres 54

Tableau n°5: Descriptif du nombre de mailles, mares, étangs et points d'eau vérifiés sur le terrain pour chaque classe d'intensité d'exploitation des terres. 56

Tableau n°6: Description des sources d'information disponibles pour inventorier les mares. 67

Tableau n°7: Critères morphologiques et acoustiques en vue d'une identification sur le terrain de Pelophylax lessonae, *Pelophylax* kl. *esculentus* et *Pelophylax ridibundus*. D'après Perscy et Perscy (2007) et Muratet (2008) 78

Tableau n°8: Description des paramètres mesurés sur les 79 mares étudiées 80

Tableau n°9: Description de 18 études portant sur la thématique amphibiens – Paysage et utilisant les disques concentriques pour les analyses. 83

Tableau n°10: Description des variables environnementales mesurées au travers de 6 disques concentriques (buffers) variant de 25 à 400 mètres autour des 79 mares de l'étude. 86

Tableau n°11: Description des variables environnementales (matrice paysagère) mesurées au travers de 12 disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres autour des 79 mares étudiées. 89

Tableau n°12: Description des données utilisées pour les indices de compartimentage des mares au travers six tampons variant de 25 à 400 mètres. 90

Tableau n°13: Nombre de variables exploité par échelle d'analyse dans l'étude du peuplement d'amphibiens de Gâtine. 94

Tableau n°14: Exemple de sélection de variables secondaire agissant sur la présence de la Grenouille agile. En gras, les variables secondaires dont l'écart AIC est inférieur à 2 par rapport à l'AIC de la meilleur variable et > à 2 par rapport au modèle constant. 96

Tableau n°15: Exemple de variables exploitées suite à l'Akaike weight (wi) pour la richesse en espèces (661 modèles). En gras, les résultats de la somme des AIC weight (wi) des variables exploitées. 97

Tableau n°16: Nombre minimum de passages requis pour affirmer qu'une espèce est absente sur un site donné (probabilité de 95%) en fonction des techniques et pour l'ensemble des techniques cumulées. *NS : Ne s'applique pas* 100

Tableau n°17: Liste des espèces utilisant les mares bocagères pour leur reproduction dans le pays de Gâtine. 101

Tableau n°18: Paramètres des variables agissant sur la richesse spécifique naïve et la diversité H' 138

Tableau n°19: Paramètres des variables agissant sur les probabilités des présences moyennes des espèces étudiées. 139

Tableau n°20: Paramètres des variables agissant sur les abondances relatives moyennes des espèces étudiées. 140

Tableau n°21: Groupe de variable qui agit positivement et négativement sur la richesse naïve, la diversité, les présences et les abondances relatives en amphibien de Gâtine 141

Tableau n°22: Réponses moyennes des amphibiens aux variables paysagères avec une analyse par disques concentriques. 150

▪ Liste des tableaux présents dans les annexes (non paginé) :

Tableau n°23: Variables utilisées dans la modélisation par Modèle Additif Généralisé (GAM)

Tableau n°24: Description de la notation pour les critères de répartition et de taille des populations des amphibiens (Extrait de Thirion et al., 2002).

Tableau n°25: Description de la notation des critères UICN.

Tableau n°26: Indice de patrimonialité des espèces présentes en Gâtine.

Liste des abréviations

- **ACAP** : Amphibian Conservation Action Plan
- **ACP** : Analyse en Composante Principale
- **AIC** : Critère d'Information d'Akaike
- **CAH** : Classification Ascendante Hiérarchique
- **CI** : Conservation International
- **CIET** : Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres
- **CLC** : Corine Land Cover
- **CSC** : Centre Socio Culturel
- **DAPTF** : Declining Amphibian Populations Task Force
- **GAA** : Global Amphibian Assesment
- **GAM** : Modèle Additif Généralisé
- **GIEC** : Groupe d'expert Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
- **GLM** : Model Linéaire Généralisé
- **IAAT** : Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire
- **IFEN** : Institut Français de l'ENvironnement
- **IGN** : Institut Géographique Nationale
- **MARE** : Milieux où les Amphibiens se Reproduisent Effectivement
- **MNHN** : Muséum National d'Histoire Naturelle
- **NAC** : Nouveaux Animaux de Compagnie
- **PAC** : Politique Agricole Commune
- **PH** : Potentiel Hydrogène
- **PNR** : Parc Naturel Régional
- **PNRZH** : Pôle National de Recherche sur les Zones Humides
- **SAGE** : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
- **SFP** : Surface Fourragère Principale
- **SIG** : Système d'Information Géographique
- **SMAEG** : Syndicat Mixte d'Action pour l'Expansion de la Gâtine
- : **SSC** : Commission de Surveillance des Espèces
- **STH** : Surface Toujours en Herbe
- **UICN** : Union Internationale pour la Conservation de la Nature
- **WWF** : World Wide Fund for nature

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Les amphibiens face à la crise de la biodiversité

I. Processus naturel ou déclin problématique : histoire d'une prise de conscience

Les activités humaines ont des répercutions considérables sur la perte de biodiversité au niveau mondial (eg. Hanski 2005). Ces conséquences sont particulièrement graves et intenses sur les amphibiens et nous amènent à parler de déclin (Alford et Richards 1999).

L'observation du déclin des amphibiens par la communauté scientifique débute dans les années 70 suite à la disparition de plusieurs populations d'amphibiens dans l'ouest des Etats-Unis, à Porto Rico et dans le Nord Est de l'Australie (Stuart *et al.*, 2004 ; Chanson *et al.*, 2008). La publication de travaux réalisés durant les années 1980 à 1990 révèle des constats alarmants mais qui alimentent également la controverse. Certains scientifiques considèrent que les populations animales, notamment celles des amphibiens, connaissent des fluctuations naturelles sans pour autant parler de déclin drastique (eg. Pechmann *et al*., 1991).

En septembre 1989, se tient le premier congrès mondial d'herpétologie à Canterbury, en Grande Bretagne (eg. Barinaga 1990). Les experts mettent en avant un déclin global des populations d'amphibiens dans plusieurs régions du monde. En 1990, aux Etats-Unis lors d'une réunion de travail du conseil national de la recherche, une analyse systématique des populations en déclin est réalisée. La communauté scientifique reconnaît dans son ensemble le déclin des amphibiens au niveau mondial (eg. Blaustein et Wake 1990 ; Wake 1991 ; Blaustein *et al*., 1994 ; Alford et Richards 1999).

Ce contexte conduit la communauté scientifique à créer en 1991 le « Declining Amphibian Populations Task Force » (DAPTF) sous l'égide de la Commission de Surveillance des Espèces (SSC) de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). Cet organisme regroupe les compétences de centaines de spécialistes internationaux et a pour objectifs de déterminer la nature, l'ampleur et les causes de raréfaction des amphibiens à travers le monde (Hoffmann *et al*., 2008). En 1997, à Prague durant le troisième congrès mondial d'herpétologie, les chercheurs lancent un appel afin que les recherches se focalisent sur les causes de ce déclin, celui-ci s'accélérant. Dans la décennie qui a suivi, la question du déclin des amphibiens est venue à être considérée comme une urgence écologique. En 2001, le Global Amphibian Assesment est créé par l'UICN en partenariat avec Conservation International (CI) et NatureServe (Chanson *et al*., 2008). Le GAA a pour objectifs :

- d'identifier les espèces d'amphibiens les plus menacées en utilisant les critères et les catégories de la liste rouge de l'UICN afin de déterminer quelles espèces nécessitent la mise en place de plans d'action ;

- d'identifier les régions géographiques les plus importantes ainsi que les habitats qui ont besoin d'être conservés pour prévenir les extinctions supplémentaires d'amphibiens ;
- d'identifier les menaces les plus importantes qui pèsent sur les amphibiens, plus spécifiquement celles qui sont à l'origine de déclins rapides, et proposer des mesures d'atténuation en donnant la priorité aux actions de conservation pour ces derniers ;
- de comparer les besoins de conservation des amphibiens avec ceux des mammifères et des oiseaux, afin que les actions entreprises puissent, en simultané, être bénéfiques à ces groupes ainsi qu'aux autres espèces ;
- de construire et d'augmenter le réseau d'experts de la Commission de Surveillance des Espèces de l'UICN pour les amphibiens, afin de permettre aux scientifiques de coordonner leurs travaux de conservation à un niveau global, tout en fournissant une base de compétence pour laquelle l'information est rassemblée et mise à jour régulièrement.

En septembre 2005, plus de 80 herpétologistes et défenseurs de l'environnement sont convoqués à Washington pendant trois jours au « *Amphibian Conservation Summit* » pour écrire les bases d'un plan d'action afin de stopper l'érosion des populations d'amphibiens. Le résultat de ce travail est publié au travers du *Amphibian Conservation Action Plan* en 2007 (ACAP voir Gascon *et al*., 2007) et met en avant quatre grands axes de travail en faveur de la conservation des amphibiens : 1/ Comprendre l'étendue des causes du déclin et des extinctions ; 2/ Se documenter sur la composition des peuplements d'amphibiens et leur changement ; 3/ Développer et mettre en œuvre des programmes de conservation sur du long terme ; 4/ Répondre immédiatement à l'urgence de cette crise.

En 2008, l'ouvrage de Stuart *et al.* dresse le bilan des amphibiens menacés à travers le monde. Ainsi, sur les 5 915 espèces répertoriées, 1 928 espèces sont menacées d'extinction, soit environ un tiers (33 %) de la faune batrachologique mondiale. Si l'on compare cette situation à d'autres groupes, 12 % des oiseaux et 23 % des mammifères sont menacés (Baillie *et al.*, 2004).

Dans ce même ouvrage, il apparaît que 34 espèces se sont éteintes depuis les années 1980 et que 113 espèces n'ont pas été retrouvées ces dernières années. Celles-ci sont considérées comme « peut-être disparues, éteintes ». De plus, pour au moins 42 % des espèces, leurs populations sont en déclin, 27 % sont considérées comme stables et seulement 1 % sont en augmentation et le reste est inconnu. Ces extinctions touchent principalement le Sri Lanka où 19 de ces espèces appartenant principalement au genre *Philautus* y ont disparues (eg. *Philautus halyi, Philautus nanus*…). Les ordres des Caudatas et des Anoures sont particulièrement touchés par ce phénomène, pour 47 % (nb. 251) et 32 % des espèces (nb. 1672).

455 espèces sont considérées en Danger Critique (CR : Critically Endangered), 768 sont en Danger (EN : Endangered) et 670 sont Vulnérables (VU : Vulnerable) selon la Liste Rouge Mondiale de l'UCIN (Stuart *et al*., 2008). La communauté scientifique estime que le statut de conservation de 435 espèces d'amphibiens a empiré depuis les années 1980 (Anonyme 2004).

La situation en Australie et dans les Amériques est qualifiée de catastrophique. L'Amérique du Sud est la plus touchée. Cette première approche chiffrée montre clairement la situation précaire des amphibiens à l'échelle planétaire. Ils sont sans nul doute un des maillons de la biodiversité les plus menacés au monde. Il reste également inquiétant de voir que de nombreuses espèces déclinent de manière énigmatique dans plusieurs régions du monde (figure n°1) (Carrier et Beebee 2003 ; Chanson *et al.*, 2008)

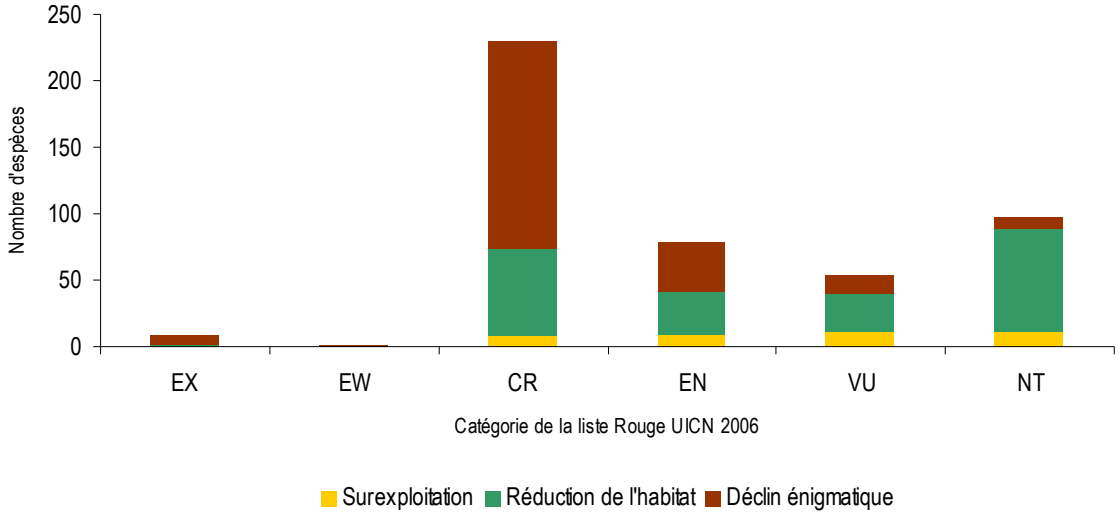


Figure n° 1 : Nombre d'espèces d'amphibiens ayant décliné rapidement en fonction des catégories de la liste Rouge UICN de 2006 et des causes majeures de leur déclin (D'après Chanson *et al*., 2008). EX = Eteint, EW = Eteint à l'état sauvage, CR = En danger critique d'extinction, EN = En danger, VU = Vulnérable et NT = Quasi menacée.

Qu'en est-il dans le Paléarctique, notamment en Europe ? – Sur les 468 espèces connues dans la région biogéographique du Paléarctique, 2 espèces sont considérées comme éteintes (En Chine, *Cynops wolterstorffi* Boulenger, 1905 et en Israël, *Discoglossus nigriventer* Mendelssohn et Steinitz, 1943). 113 espèces (24,14%) sont globalement menacées (Stuart *et al*., 2008).

Houlahan *et al*. (2000) ont examiné 936 populations d'amphibiens à travers le monde et ils démontrent que le déclin global des populations a commencé dès la fin des années 1950, pour atteindre un pic dans les années 1960 avant de continuer à décroître à un taux réduit. Ces mêmes auteurs ont mis en évidence des déclins historiques en Europe, notamment à partir de la moitié des années 1960 avant que les herpétologistes aient tiré la sonnette d'alarme (figure n°2).

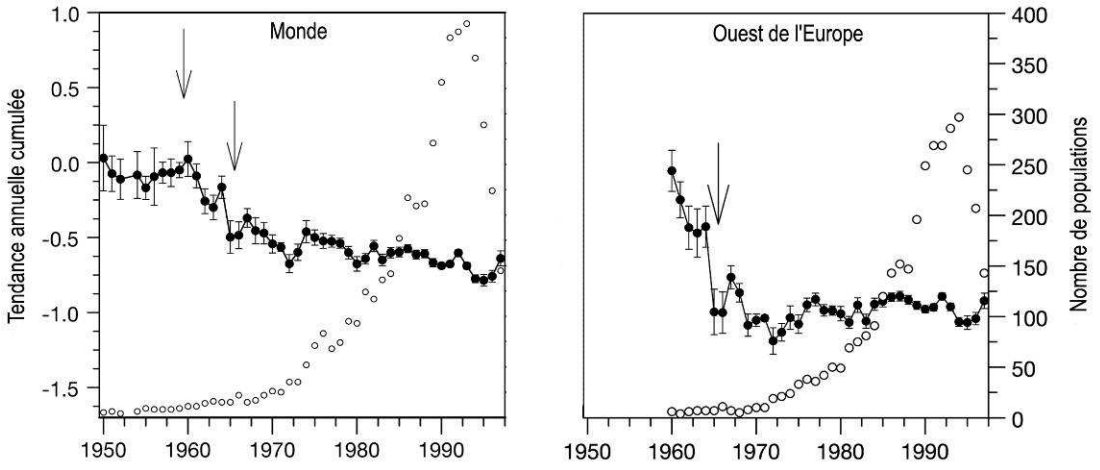


Figure n° 2: Tendances de 936 populations d'amphibiens de 1950 à 1997 dans le Monde et de 511 populations en Europe de l'Ouest (y compris le Royaume-Uni) entre 1960 et 1997. O Nombre de populations utilisées pour le calcul, ● Tendance annuelle des populations (D'après Houlahan *et al.*, 2000)

En Europe, la liste rouge des amphibiens met en évidence le statut précaire de 19 espèces sur les 83 présentes, soit 23 % (figure n°3) (Temple et Cox 2009). En France, la liste rouge des amphibiens et reptiles de métropole réalisée en 2008 sur la base des critères de référence de l'UICN a permis de dresser un bilan des espèces d'amphibiens menacées. Même si le déclin n'a pas été mis en évidence dans la globalité des régions françaises, notamment dans le sud est de la France (Crochet *et al.*, 2004), 2 espèces sont en « danger critique d'extinction », 2 « en danger », 3 « vulnérables » et 6 « quasi menacées ». 7 espèces sont dans un statut précaire de conservation soit, 20,5 % (UICN et MNHN 2008) (figure n°3).

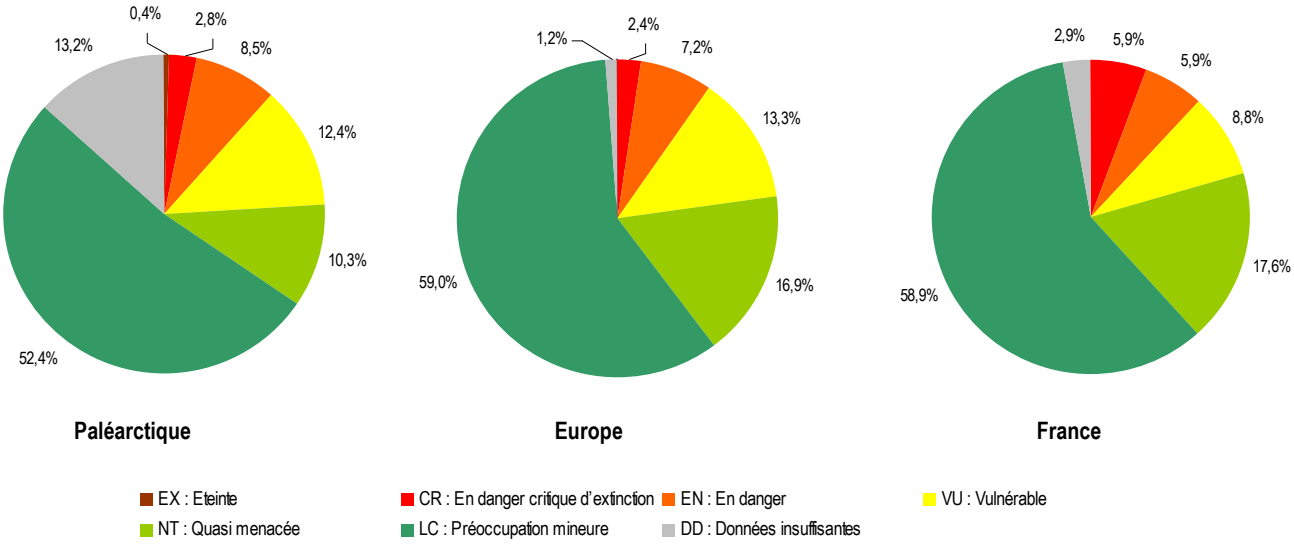


Figure n° 3: Répartition des espèces d'amphibiens de la région biogéographique du Paléarctique (nb.468), d'Europe (nb. 83) et de France (nb. 34) en fonction des différentes catégories de la liste Rouge UICN.

Ce groupe sentinelle comme le souligne le Global Amphibien Assessment est extrêmement sensible aux modifications de leur environnement (destruction de leurs habitats, pollutions, modifications climatiques…).

II. Identification des causes majeures de régression

" I think that one thing everyone can agree on is that there is no single cause. There are many interactions" souligne James Hanken, biologiste de l'Université d'Harvards. (d'après Netting 2000).

Pour Cushman (2006) les amphibiens sont particulièrement vulnérables pour quatre raisons, du fait de : 1/ leur faible capacité de locomotion qui amplifie les effets de la fragmentation, 2/ leur haute vulnérabilité quand ils traversent les routes et les terrains inhospitaliers qui peuvent ainsi entraver le taux de croissance de la population, 3/ leurs exigences en terme d'habitat qui amplifient les effets de perte et de la dégradation des habitats ; et 4/ leur haute vulnérabilité aux agents pathogènes, espèces envahissantes, changement du climat, exposition au ultraviolet B et à la pollution de l'environnement. À ce jour, il n'y a pas de consensus sur une seule cause mais plusieurs sont suspectées. L'analyse de la littérature scientifique (Alford et Richards 1999 ; Blaustein et Kiesecker 2002 ; Collins et Sorfer 2003 ; Semlitch 2003b ; Young e*t al*., 2004 ; Beebee et Griffths 2005 ; Wells 2007 ; Chanson *et al*., 2008) permet d'identifier 6 grandes causes majeures de régression des amphibiens à travers le monde, qui sont :

- La dégradation, perte et fragmentation des habitats
- Les invasions biologiques
- Les pollutions
- Les maladies infectieuses
- Les changements globaux
- Les exploitations

Les causes identifiées peuvent toucher les populations d'amphibiens de manière directe (destruction, altération des habitats suite à des pollutions, l'introduction d'espèces allochtones prédatrices et compétitrices, aménagements routiers…) ou indirecte (fragmentation paysagère, isolement des habitats aquatiques et terrestres). Chanson *et al*., (2008) détaillent les principales causes à l'origine du déclin des populations à travers le monde. Leurs analyses portent sur 7 123 espèces d'amphibiens (figure n°4).

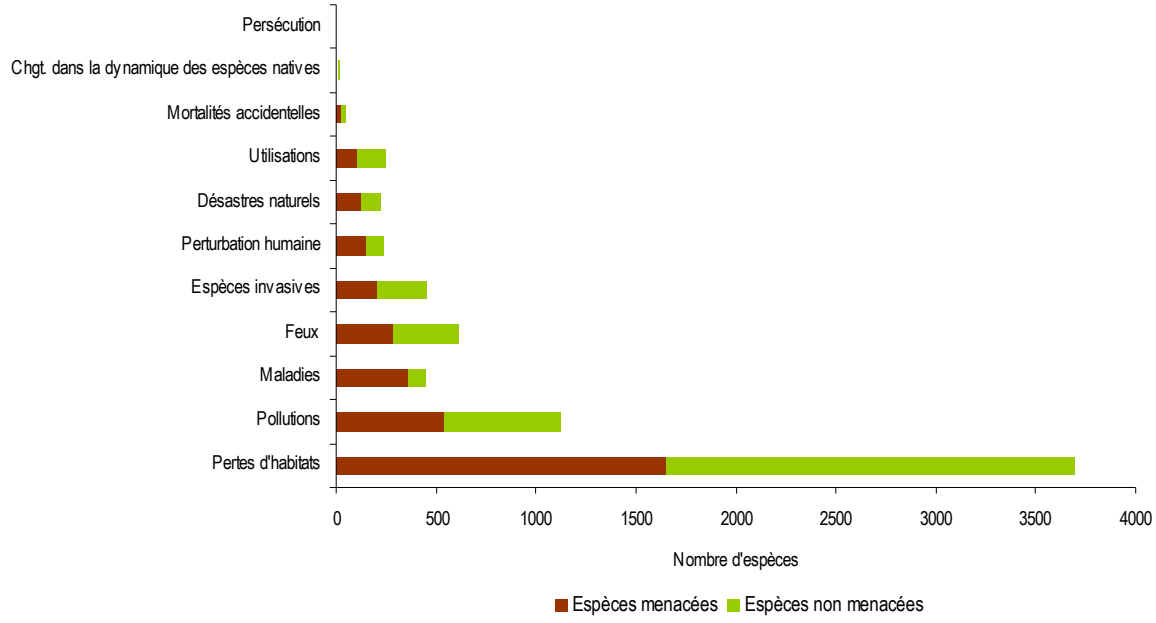


Figure n° 4: Identification des principales menaces pesant sur les amphibiens menacés et non menacés dans le monde selon les critères de la liste rouge UICN (d'après Chanson *et al*., 2008).

En Europe, les causes principales de régression des populations d'amphibiens sont essentiellement liées à la destruction et/ou la fragmentation des habitats (Wells 2007 ; Temple et Cox 2009).

2.1 Dégradation, perte et fragmentation des habitats naturels

La modification et la destruction des habitats naturels ont été identifiées parmi les causes majeures de régression de la biodiversité à travers le monde (Teyssèdre 2004). C'est particulièrement le cas pour 63 % des espèces d'amphibiens (Chanson *et al*., 2008). La grande majorité des espèces de ce groupe sont d'autant plus sensibles à ces perturbations, en raison de la dualité de leur cycle de vie.

2.1.1 Les milieux terrestres

La modernisation des systèmes de production agricole et l'accroissement des aménagements urbains et routiers en Europe au cours des cinq dernières décennies ont profondément marqué la structure et l'organisation spatiale des paysages, des écosystèmes, notamment des « milieux naturels »[1] (eg. Barbault et Chevassus-au-Louis 2004).

La France a particulièrement été touchée par ce phénomène. Composée à 54 % d'espaces agricoles, elle occupe le huitième rang européen, derrière le Royaume Uni (70 %) et le Danemark (66 %) qui sont les premiers pays ayant un territoire à vocation purement agricole (Lee et Slak 2007). En France, les prairies ont été victimes de l'intensification des pratiques agricoles et dans quelques régions, de la pression urbaine. Entre 1975 et 1995, la France a perdu 2,4 millions d'hectares de prairies permanentes (soit un peu plus de 4 % de la surface du pays), sur les 4 millions qui ont été retournées en Europe durant cette même période (Poiret 2005). Rien qu'entre

[1] La notion de milieux naturels peut paraître subjective dans bien des cas et difficile à définir. De nombreux habitats naturels ont été créés à l'initiative de l'homme et connaissent actuellement leur dégradation suite à des opérations anthropiques : exemple des mares, haies et étangs.

1993 et 2003, les surfaces en prairie perdent plus de 650 000 hectares (Institut Français de l'Environnement 2006). L'ouest de la France est particulièrement touché par ce phénomène. En Indre, une diminution de plus de 30 000 hectares des Surfaces Toujours en Herbe (STH) a été constatée entre 1979 et 2000 (Boyer et Dohogne 2008). Les paysages agraires, tels que les bocages ont subis de fortes régressions un peu partout en Europe. Contrairement aux autres milieux, les espaces boisés sont en pleine expansion. Estimés à 15,74 millions d'hectares (peupleraies exclues, bosquets inclus) en 2005-2006, ils se sont accrus de 12 %, soit 1,7 millions d'hectares en 20 ans (www.ifn.fr). L'extension de la surface forestière concerne principalement le sud est et le nord ouest avec 29 % et 14 % d'augmentation entre 1985 et 2005-2006. Dans le sud est, les zones sont principalement des secteurs de déprises en montagne, où les pelouses d'altitude ne sont plus entretenues par l'activité agropastorale. Le reboisement et l'embroussaillement spontanés peuvent être défavorables aux espèces d'amphibiens associées aux milieux ouverts (ACEMAV coll. *et al*., 2003).

L'artificialisation croissante des territoires est une autre source d'empiétement sur les milieux naturels. La France est traversée par 1 079 072 km de routes, correspondant à 1,2 % du territoire métropolitain. L'emprise routière constitue une pression plus forte aux alentours des grandes agglomérations, le long du littoral et des corridors fluviaux, y compris dans les zones bocagères de l'ouest de la France. À l'emprise de la route s'associent les effets induits par l'aménagement des voies d'accès et aires de repos, par l'urbanisation et les activités qui en découlent. L'augmentation annuelle des infrastructures routières entre 2002 et 2005 de l'ordre de 200 km. faiblit légèrement, contre environ 298 km. sur la période 1985-2001 (Berger 2006).

Les infrastructures se développent et s'accompagnent dans de nombreux cas par des arrachages de haies, des suppressions de bandes boisées, de mares, de prairies humides qui peuvent avoir de sérieuses répercussions sur les populations d'amphibiens. Durant les années 80, l'urbanisme a détruit 800 km² d'espaces naturels sur le territoire français. La situation du littoral est alarmante avec 60 % des côtes françaises touchées contre 39 % en 1960 (Comité Français UICN 2005).

2.1.2 Les milieux aquatiques

En tant que biotopes de reproduction pour de nombreuses espèces d'amphibiens à travers le monde, la dégradation des milieux aquatiques porte de lourds préjudices aux populations d'amphibiens. Durant le XX^{ème} siècle, dans différents pays d'Europe du nord, 40 à 90 % des zones humides ont disparu (Hull 1997).

En Suisse, les zones humides ont subi des pertes de surface considérables durant ces 150 dernières années. On estime par exemple que les marais encore existants constituent à peine 5 à 10 % du patrimoine d'autrefois (Imboden 1976 cité par Oertli *et al*., 2000). Dans le siècle passé, 75 % des points d'eaux ont été perdus en Grande-Bretagne, avec quelques régions qui perdent jusqu'à 95 % d'étangs (Wood *et al*., 2003). Dans ce même pays, dans le Cheshire, une perte de 60 % d'étangs est observée entre 1870 et 1960 (English Nature 2001), 70 % des mares abreuvoirs ont également disparu en un peu plus d'un siècle (Beebee 1996) et les zones humides à l'est de Anglian Fens sont passées de 3 380 km^2 en 1637 à 100 km^2 en 1934 suite à la modernisation de l'agriculture (Edgard et Bird 2006). 90 % des mares de Moyenne Belgique ont été perdues en 30 ans (De Wavrin 2003 cité par Jacob et Graitson 2007). Dans l'est du Danemark, 65 % des petits points d'eaux ont disparu entre

1884 et 1991 suite aux changements et la modernisation des pratiques agricoles. Dans cette même région, les zones de marais ainsi que les bosquets ont également régressé durant cette même période (Agger et Brandt 1988). En Roumanie, 5 000 km² de la région du Delta et du Danube ont été drainés ces 50 dernières années. En Serbie, 10 000 km² de la rivière Vojvodina et 5 550 km² de la rivière Morava ont été également drainés (Kalezic et Dzukic 2001).

En France, rien qu'entre 1960 et 1990, les zones humides perdent près de la moitié de leur superficie. En 1995, elles ne représentent plus que 3 % du territoire, soit 1,5 millions d'hectares (Barnaud *et al*., 1996). Le phénomène de dégradation et de destruction s'accentue au cours des 15 dernières années. Entre 1990 et 2000, la superficie des milieux humides d'importance majeure s'est majoritairement stabilisée. Cependant, les prairies humides, les tourbières ainsi que les landes humides ont continué à régresser (Genty 2007). Aujourd'hui, il ne reste que 10 % des mares existantes en 1900, soit environ 600 000 (Monot 2003). En région Poitou-Charentes, une étude menée à partir de cartes IGN au 1/25000ème a permis de mettre en évidence la disparition de 26 % des mares entre 1981 et 1990 (Charente Nature *et al*., 2003). En Haute-Normandie, 90 % des mares ont disparu en un siècle. La comparaison de plans anciens avec des cartes actuelles a permis d'estimer leur nombre entre 90 000 et 140 000 au début du XXème siècle, alors qu'aujourd'hui on en dénombre plus que 14 000 dans cette même région (Chaïb 1997). De 1953 à 1959, 66 % des habitats de reproduction de plusieurs espèces d'amphibiens de la partie supérieure de la vallée du Rhin ont été détruits suite à des remblayages et à la construction de routes (Heusser 1961). Débuté au 19ème siècle sous Napoléon III, l'assèchement du bassin aquitain pour la plantation du Pin maritime se poursuit depuis (Derex 2001). Buffault (1942) estime ainsi que les niveaux d'eau des marais d'arrière dune auraient baissé de 2 à 3 mètres depuis le début du 20ème siècle.
Les étangs sont en pleine expansion actuellement en France. Créés par les religieux ou les seigneurs, au Moyen - Age, les étangs étaient très abondants. Au début du 19ème siècle, suite à des pressions de l'état, les étangs furent asséchés ou détruits pour des raisons sanitaires et pour augmenter les surfaces cultivables. Ils connurent alors une forte régression. A la fin du 20ème siècle, l'étang devient de nouveau populaire grâce aux loisirs, tels que la chasse, la pêche et les activités récréatives. Entre 1989 et 2006, leur surface s'est accrue de 18 935 hectares, soit une hausse de 12,33 % en 17 ans (Source Agreste 2007).

2.1.3 Qu'elles sont les répercutions sur les peuplements d'amphibiens ?

Les milieux terrestres et aquatiques ont connu de brutales transformations au cours de ces cinquante dernières années en Europe et notamment en France. Ces perturbations ont eu de sévères répercutions sur les peuplements d'amphibiens.
Le fonctionnement en métapopulation[2] des amphibiens est assuré par un ensemble de populations structurées spatialement, se composant d'unités distinctes, séparées par l'espace ou des barrières infranchissables, et connectés par des mouvements de dispersion (Opdam 1991). Ainsi la dynamique de la métapopulation est

[2] Le terme de métapopulation a été introduit par Levins en 1970. Il désigne à l'époque « une population formée de populations qui s'éteignent et recolonisent localement. Annexe n°1

influencée par différents facteurs tels que la surface occupée et la qualité de l'habitat, l'accessibilité aux ressources, la rugosité du paysage (perméabilité)…

La connectivité des habitats joue un rôle prépondérant dans la viabilité régionale des populations (Bowne et Bowers 2004). Cette connectivité est d'autant plus importante qu'elle assure la dispersion des juvéniles qui sont les garants des échanges entre les populations (eg. Rothermel 2004). La fragmentation des habitats amoindrit la taille des populations (Fahrig 2003 ; Cushman 2006), constitue de véritables barrières à la dispersion des jeunes et des adultes (Cushman 2006), conduit à un isolement des populations (Reh et Seitz 1990), ainsi qu'à l'appauvrissement génétique en l'absence d'échanges (Reh et Seitz 1990 ; Dodd et Smith 2003) et augmente à terme les risques locaux d'extinctions (Sjögren-Gulve 1994).

Ainsi, la destruction des zones humides est notamment à l'origine de la chute de populations de Triton crêté en Europe. En Angleterre, le Triton crêté a considérablement décliné au cours des dernières décennies suite aux pertes d'habitats (English Nature 2001). Dans ce même pays, entre 1960 et 1970, la Grenouille rousse s'est raréfiée suite à l'intensification de l'agriculture (Prestt et al.1974[3]). Chez cette même espèce, dans le sud de la Suède, la fragmentation des forêts due à l'exploitation intensive des terres est à l'origine d'une densité et d'une diversité génétique plus faibles que dans le nord où les terres sont moins intensément exploitées et les forêts non fragmentées (Johansson *et al*., 2005). En région méditerranéenne, de nombreuses espèces se raréfient à partir des années 1950 en raison de la destruction de leurs habitats (eg. Dorst 1959). Dans le sud de la Suède, dans la région de Scania, 26 % des sites de reproduction du *Pelobates fuscus* ont disparu entre 1959 et 2000. Ces destructions ont vraisemblablement contribué au déclin de l'espèce dans cette région (Nystrom *et al.*, 2007).

En tant qu'élément de fragmentation des habitats naturels, les impacts négatifs des routes ont pu être démontrés au cours de multiples études à travers le monde. Puky (2005) a effectué une synthèse des effets des routes sur les amphibiens. Cinq impacts négatifs ont été identifiés :

- Détermination de l'aire de distribution
- Sexe ratio déséquilibré
- Baisse des densités aux abords des routes à grande circulation
- Isolement génétique, hétérozygotie basse
- Extinction locale

A titre d'exemple, une fréquentation de 24 à 40 véhicules par heure entraîne une mortalité chez le Crapaud commun de l'ordre de 50 % et jusqu'à 90 % pour 60 véhicules par heure (Kuhn 1987 cité par Lesbarrères *et al.*, 2004 ; Perscy 1994). Dans l'Ouest de la France, Lodé (2000) a montré que la mortalité augmentait exponentiellement avec le volume de la circulation. Ces modifications conduisent à un isolement des sites de reproduction ayant des conséquences démographiques et génétiques sur les peuplements d'amphibiens (Fahrig *et al*., 1995 ; Scribner *et al*., 2001 ; Lesbarrères *et al*., 2003 ; Lesbarrères *et al*., 2006). Certaines espèces sont plus exposées à la circulation routière que d'autres, en raison de leur comportement migratoire marqué, par

[3] Cité par http://fr.wikipedia.org/wiki/Déclin_des_populations_d'amphibiens

exemple le Crapaud commun et la Salamandre tachetée. Outres les impacts directs des routes, Sanzo et Hecnar (2006) ont pu montrer de manière expérimentale les effets négatifs de la salaison des routes dans le nord de l'Amérique sur le développement des têtards de *Rana Sylvatica*. Hormis les répercutions sur la faune batrachologique, des études ont montré les impacts négatifs des infrastructures routières pour d'autres groupes d'espèces, notamment les mammifères, les oiseaux (eg. Lodé 2000), les tortues (Ashley et Robinson 1996 ; Gibbs et Shriver 2002), les serpents (eg. Bonnet et al. 1999 ; Rosen et Lowe 1994) et les lézards (Lebboroni et Corti 2006).

La multiplication des étangs piscicoles peut, dans bien des cas, être considérée comme négative pour les amphibiens. Ces étangs sont le plus souvent empoissonnés et de nombreuses espèces exotiques y voient leur lieu de départ de colonisation. C'est notamment le cas de la Grenouille taureau *Lithobates castesbeiana*, ou une dizaine d'individus ont été introduits en 1968 à Aveyres (Gironde) dans un étang privé par un particulier (Détaint et Coïc 2003). Ils servent également de viviers pour d'autres espèces, telles que l'Écrevisse américaine *Orconectes limosus* et l'Écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*, ou encore la Perche soleil *Lepomis gibbosus* qui peuvent être néfastes aux populations indigènes d'amphibiens (observations personnelles).

2.2 Autres causes de déclins identifiées

2.2.1 Les invasions biologiques[4]

Elles sont considérées parmi les deux causes majeures de dégradation de la biodiversité dans le monde tout particulièrement en milieu insulaire, après la modification des milieux naturels (Pascal 2000 ; Simberloff 2005). Cette menace est identifiée comme l'une des causes majeures du déclin des amphibiens (Collins et Storfer 2003 ; Kats et Ferrer 2003 ; Kiesecker 2003 ; Beebee et Griffiths 2005). L'installation durable de ces espèces dans les écosystèmes sous forme d'acclimatation ou de naturalisation peut affecter les espèces indigènes à plusieurs niveaux : compétition, prédation, pollution génétique, transmission d'agents pathogènes, perturbation des chaînes trophiques, destruction des habitats… (Beebee et Griffiths 2005 ; Wells 2007). Plusieurs études font état des répercutions de l'introduction d'espèces allochtones sur les peuplements d'amphibiens dans le monde, en Europe et en France (Wells 2007). Celle de l'introduction de poissons exogènes est l'une des plus documentées à ce jour. Denoël *et al*. (2005) ont étudié les effets de l'introduction de poissons exotiques sur des tritons pédomorphes (*Icthyosaura alpestris* et *Lissotriton helveticus*) en France, Italie, Slovénie, Bosnie, Monténégro et en Grèce. Les tritons pédomorphes ont disparu de tous les sites où les poissons avaient été introduits. Les espèces de poissons concernées en France sont : le Carassin doré *Carassius auratus,* la Gambusie *Gambusia affinis,* la Perche soleil, *Lepomis gibbosus* et le Vairon *Phoxinus phoxinus.* Si aucune mesure n'est prise pour enrayer l'introduction de poissons dans les sites occupés par les tritons pédomorphes, l'ensemble des grandes populations pourrait disparaître dans un futur proche (Denoël *et al.,* 2005). La Gambusie *Gambusia holbrooki* originaire du sud des Etats-Unis a été introduite en France dans les années 1920. Keith

[4] Dans notre cas, nous nous intéresserons essentiellement à décrire les impacts connus sur les espèces d'amphibiens indigènes à la France ou à détailler des cas connus à l'étrangers causés par des espèces également présentes en France (cas de *Gambusia*…).

(2003) souligne qu'il est probable que les deux espèces *affinis* et *holbrooki* ont été introduites et qu'elles sont présentes en France. L'impact de la Gambusie sur ses écosystèmes d'accueil n'a pas fait l'objet de travaux spécifiques en France à ce jour (Keith 2003). Cependant, *Gambusia affinis* a été étudiée au sud de la Californie, pour mesurer ses impacts sur le Triton de Californie *Taricha torosa.* Gamradt et Kats (1996) ont pu montrer de manière expérimentale la consommation des larves de *Taricha torosa* par *Gambusia affinis*. De cette étude, il ressort également que la présence de cette espèce dans les ruisseaux en Californie du sud est une source de déclin local de *Taricha torosa*. La Truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss,* originaire de la côte ouest des États-Unis et du Canada, appartient au groupe des salmonidés dont l'introduction massive dans les lacs de montagne des Alpes et des Pyrénées a été mise en rapport avec la réduction des effectifs de populations d'amphibiens, tels le Crapaud accoucheur *Alytes obstetricans* dans les Alpes et l'Euprocte des Pyrénées *Calotriton asper*, espèce endémique de cette chaîne de montagne (Delacoste *et al*., 1997). L'introduction de l'Omble de fontaine dans le lac de Melo, en Corse, a eu des répercutions néfastes sur les populations d'Euprocte de Corse *Euproctus montanus,* également endémique (Roché et Mattei 1997). Knoepffler (1967) souligne déjà à l'époque, l'impact de l'introduction de truites et de Saumon de fontaine *Salvelinus fontinalis* dans les lacs et les ruisseaux des basses Alpes en Provence, sur les populations de Triton alpestre. Dans le parc national de Covadonga, dans la chaîne cantabrique (Espagne), l'introduction de salmonidés dans certains lacs a décimé ou même détruit au moins deux colonies de *Icthyosaura alpestris cyreni*, taxon endémique très localisé. Le même constat a été réalisé sur la plupart des populations néoténiques de Triton alpestre des montagnes yougoslaves et albanaises (Parent 1983). En Allemagne occidentale, la Perche soleil a été rendue responsable de la destruction des larves de Triton crêté (Parent 1983).

L'introduction de certaines espèces d'amphibiens peut avoir également de graves répercutions sur les populations indigènes (Wells 2007). La Grenouille taureau *Lithobates castesbiana*, originaire de l'est de l'Amérique du Nord a été introduite dans quatre continents et dans plus de quarante pays, dont la France au cours de ce dernier siècle (Ficetola *et al.* 2007). Cette espèce a des impacts négatifs sur les populations d'amphibiens indigènes. Les têtards de cette espèce sont de grosse taille et rentrent en compétition avec ceux des espèces locales. Les adultes sont des prédateurs généralistes qui peuvent consommer d'autres espèces d'amphibiens (Blaunstein et Kiesecker 2002 ; Kats et Ferrer 2003). Outre la compétition et la prédation, la Grenouille taureau peut être porteuse du fongus *Batrachochytrium dendrobatidis*, qui provoque le chytridiomycose, appelé plus communément « Chytride » (Daszak *et al*., 2004 ; Hanselmann *et al*., 2004, Garner *et al*., 2006). La Grenouille rieuse, *Pelophylax ridibundus* réputée autochtone uniquement de l'est de la France, sur le pourtour du lac Léman et le long de la vallée du Haut-Rhône a colonisé le reste du pays suite à son introduction volontaire par des pêcheurs, à des fins d'enseignement et à son importation pour la consommation (Neveu 1989 ; ACEMAV coll. *et al.*, 2003). Elle est impliquée dans trois complexes d'hybridation décrits en Europe de l'ouest. Il s'agit des hybridations avec *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax perezi* et *Pelophylax bergeri*, donnant naissance aux hybrides *Pelophylax* kl. *esculentus*, *Pelophylax* kl. *grafi* et *Pelophylax* kl. *hispanicus*. Ces hybridations causent des introgressions de gènes exotiques dans les populations autochtones, c'est-à-dire de la pollution génétique (Pagano *et al.,* 2003). Cette espèce peut également être porteuse d'agents pathogènes,

comme la bactérie donnant la maladie « des pattes rouges » (*Aeromonas hydrophila*) (Engel et Joly 2003). Schmeller *et al.,* (2007) ont étudié les risques de l'introduction de *Pelophylax ridibundus* sur des espèces de grenouilles vertes indigènes du sud de la France (*Pelophylax perezi* et *Pelophylax grafi*). Les résultats montrent la compétition de *Pelophylax ridibundus* sur l'usage d'habitats d'espèces indigènes, surtout de *Pelophylax perezi.* Cela suppose un vrai risque de remplacement des espèces indigènes par *Pelophylax ridibundus*.
Le Xénope lisse, *Xenopus laevis* est originaire d'Afrique du Sud (eg. Grosselet *et al.,* 2005). Sa présence en France remonte à la découverte de quelques stations dans le nord des Deux-Sèvres, dans l'ouest de la France, suite à l'introduction involontaire de spécimens issus d'un ancien centre d'élevage d'animaux destinés au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), au début des années 1990 (Thirion et Fouquet 2003). La progression de cette espèce s'accompagne d'un impact négatif sur les amphibiens autochtones, notamment sur les grandes espèces de tritons (Triton marbré et Triton crêté). Elle se traduit significativement par une richesse et une diversité spécifiques amoindries par la compétition et la prédation (Grosselet *et al.,* 2005). Cette espèce peut également être porteuse du *Batrachochytrium dendrobatidis* (Weldon *et al.,* 2004 ; Fisher et Garner 2007).

Outre les espèces de poissons et de grenouilles allochtones qui peuvent avoir de sévères répercussions sur les peuplements d'amphibiens autochtones en France, d'autres cas commencent à être documentés. L'Écrevisse de Louisiane, *Procambarus clarkii,* introduite en France et en Espagne dans les années 70 est en pleine expansion en France (Changeux 2003). Thirion (2008) a étudié sur quatre années, l'impact de *Procambarus clarkii* sur les peuplements d'amphibiens d'un réseau de mares en Charente-Maritime. Cette étude a permis de mettre en évidence la consommation d'adultes de Triton marbré *Triturus marmoratus* par l'espèce. La consommation de ponte de Crapaud commun *Bufo bufo*, de tritons ainsi que des larves de plusieurs espèces d'amphibiens a également été constatée. L'espèce influence la fréquentation des mares et a des répercutions drastiques sur les densités d'amphibiens. Les écrevisses consomment également aisément les têtards d'anoures (Gherardi *et al.,* 2001). Aux Etats-Unis, des études menées sur les effets de l'introduction de *Procambarus clarkii* sur le Triton de Californie *Taricha torosa* montrent des résultats similaires : consommation des pontes, des larves, disparition de sites (Gamradt et Kats 1996 ; Gamradt *et al.,* 1997). L'ablation de queue de plusieurs individus de Triton crêté adulte par *Procambarus clarkii* a pu être observée dans un lavoir situé dans le sud-est des Deux-Sèvres, dans l'ouest de la France (observation personnelle).

Originaire d'Amérique du Nord, le Vison d'Amérique *Mustela vison* a été introduit en France à des fins d'élevage, destiné à la pelleterie dans les années 1920 (Léger 2003). Le développement de cette activité en Europe s'est accompagné de la création de populations sauvages issues d'individus évadés. Une étude récente réalisée par Bonesi et Palazon (2007) a consisté à étudier le statut, les impacts et les mesures de contrôle du Vison d'Amérique en Europe. Il en ressort notamment que le Vison d'Amérique peut avoir des effets néfastes sur des espèces indigènes des régions où il a été introduit, tels que les oiseaux nichant à terre, les rongeurs et les amphibiens. En Finlande, le Vison d'Amérique semble avoir un impact négatif sur la Grenouille rousse *Rana temporaria*, espèce également présente en France (Bonesi et Palazon 2007).

2.2.2 Les pollutions

Les pollutions sont dans de nombreux cas associées aux progrès de l'agriculture et de l'industrie. Elles sont reconnues pour être à la base du déclin de nombreuses espèces d'amphibiens (Wells 2007). Relyea (2008) décrit les effets des pesticides sur les amphibiens. Ils agissent à plusieurs niveaux :

1/ Mortalité directe – Par exemple l'herbicide Roundup® à des concentrations connues dans la nature peut être à l'origine de fortes mortalités (70 à 100 %) chez les amphibiens au stade têtard (Relyea *et al*., 2005).

2/ Effets sublétaux d'ordre comportementaux, physiologiques et endocriniens – Les pesticides à des doses non létales sont connus pour changer le comportement, réduire l'alimentation, affaiblir la locomotion et la lutte contre la prédation, le système immunitaire en rendant les amphibiens plus sensibles aux maladies et aux parasites. Ils sont également à l'origine de malformations en augmentant de manière significative la résorption des testicules et le nombre d'oocytes chez les femelles ainsi que la féminisation des « mâles ». Leurs effets ne sont pas limités à l'application de doses importantes de produit, et les effets conjugués de plusieurs molécules appliquées à faible dose peuvent être très nocifs en entraînant des perturbations hormonales (Hayes *et al*., 2006).

3/ Effets combinés des pesticides à d'autres paramètres de stress – La létalité liée aux pesticides est beaucoup plus importante en présence d'autres facteurs de stress comme la présence de prédateurs ou de parasites (eg. Gendron 2003). Les insecticides peuvent être plus mortels associés à des températures élevées.

4/ Effets indirects sur les ressources alimentaires – les pesticides sont reconnus pour leurs impacts négatifs sur les communautés aquatiques (eg. Relyea 2005). Ils peuvent agir indirectement sur les amphibiens, en réduisant les ressources alimentaires et ainsi avoir des répercutions à long terme sur la survie et la reproduction (Boone et Semlitsch 2001).

L'atrazine, mis sur le marché en 1958 a largement été utilisé dans de nombreuses régions du monde. Il a depuis été interdit en France en 2003. Cet herbicide a des effets physiologiques négatifs sur les amphibiens, notamment en tant qu'agent inhibiteur de croissance des larves ; il entraîne des malformations et influence le comportement d'individus métamorphosés. L'atrazine peut également contribuer au développement d'agents pathogènes chez certaines espèces d'amphibiens en affaiblissant le système immunitaire (eg. Forson et Storfer 2006) et être à l'origine de la féminisation de grenouilles mâles (Hayes *et al*., 2002). Des interactions significatives entre l'acidité et les herbicides sur les amphibiens et le zooplancton ont pu être constatées au Canada (Thompson 2002). Cette étude montre que les derniers stades larvaires des amphibiens indigènes sont très sensibles aux deux herbicides étudiés, soit le Vision® et le Release®, et que l'exposition simultanée à d'autres agents d'agression, comme l'acidité, peuvent faire augmenter leur toxicité. Les insecticides organochlorés sont actuellement interdits en France en raison de leur toxicité, volatilité et rémanence. Entre 1965 et 1970, dans les comtés du Surrey, du Kent et d'Essex en Angleterre, les populations de Grenouille rousse se sont réduites dramatiquement suite à la pulvérisation du dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) dans des étangs et des fossés (Cooke 1973).

Les fortes concentrations d'engrais azotés impactent négativement certaines espèces d'amphibiens par le manque d'oxygène des points d'eaux dû à l'eutrophisation. Elles affaiblissent les têtards et on observe l'apparition de plusieurs caractères anormaux physiques et comportementaux (Wells 2007). Les nitrates et les

phosphates sont reconnus pour avoir des effets directs sur la survie et le développement des têtards de certaines espèces (eg. Oldham *et al*., 1997 ; Rouse *et al*., 1999 ; Hamer *et al*., 2004). Ils sont à l'origine du déclin de *Litoria aurea* en Australie (Hamer *et al.*, 2004). Les nitrites présentent une toxicité aiguë sur les têtards de certaines espèces. Suite à des pics temporaires, on enregistre une plus forte mortalité (eg. Marco *et al*., 1999). La diversité et l'abondance en amphibiens sont réduites dans les régions agricoles où les fertilisants sont largement utilisés (Wells 2007). Cependant, à concentration basse dans les points d'eau, les engrais azotés peuvent favoriser le développement des têtards en concourant à la production de nourriture (eg. De Wijer *et al.*, 2003).
Les métaux lourds, tels que le plomb peuvent montrer des propriétés toxiques chez les amphibiens en provoquant l'hypoxie ou la tératogenèse (ACEMAV coll. *et al.*, 2003).

Outre les effets directs des polluants chimiques, les habitats terrestres et aquatiques peuvent être affectés par les précipitations acides. Les eaux au PH bas (< à 5) ont des impacts négatifs sur le développement et l'éclosion des embryons, sur la croissance des larves, sur l'osmorégulation[5] et la balance des ions des larves et des adultes (eg. Glos *et al*., 2003). Les pluies acides favorisent également la circulation et la bioassimilation de métaux lourds autrement piégés dans le sol ou dans ses complexes argilo-humiques. Selon les espèces, les amphibiens vont réagir différemment à l'ensemble de ces agressions (eg. Smith *et al*., 2004).

2.2.3 L'émergence de maladies infectieuses

En plus des causes attribuables aux activités humaines, les maladies infectieuses semblent être une cause directe des extinctions massives d'amphibiens dans des régions relativement non perturbées de la planète (Daszak *et al*., 1999). La chytridiomycose (Chytride), pathogène décrit par Longcore *et al.* (1999), est une maladie provoquée par le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis* qui a été premièrement connue dans les années 70. Celle-ci a terriblement touché les espèces d'amphibiens d'Amérique du Sud et d'Amérique Centrale. Cette maladie est à l'origine du déclin rapide de plusieurs populations d'amphibiens à travers le monde et tout particulièrement en zone de montagne (Stuart *et al*., 2004 ; Wells 2007). Au Costa Rica, elle semble avoir contribué à l'extinction présumée du Crapaud doré, *Bufo periglenes* (Daszak *et al*., 1999). En Europe, le premier cas fût rapporté en Espagne par Bosch *et al*. (2001) suite à de fortes mortalités d'*Alytes obstetricans.* Depuis, d'autres cas on été rapportés en Italie, Suisse, Angleterre et au Portugal (Garner *et al*., 2005 ; Schmidt 2007). En France, plusieurs cas ont été identifiés dans les Pyrénées. Le commerce mondial des amphibiens contribue à la propagation continue de la chytridiomycose (Fisher et Garner 2007). Plus spécifiquement, Weldon *et al*. (2004) émettent l'hypothèse que les commerces internationaux de *Xenopus laevis* qui ont débuté dans les années 1930, d'une part comme tests de grossesse vivants, d'autre part comme animaux de laboratoire pourraient être à l'origine de la propagation de cette maladie. Des animaux échappés ont ainsi pu répandre la maladie dans les milieux naturels.

[5] L'osmorégulation est l'ensemble des processus homéostatiques qui maintiennent l'osmolarité d'un être vivant à son niveau normal, c'est-à-dire qui interviennent dans la régulation de la concentration en sels dissous dans les fluides internes de cet être vivant. Source : http://fr.wikipedia.org/wiki/Osmor%C3%A9gulation

Dans le cadre du Amphibian Conservation Action Plan, Gascon *et al.* (2007) décrivent la maladie comme suit : *« De plus en plus de scientifiques s'accordent à penser que la propagation de la chytridiomycose a mené et mène encore les amphibiens à l'extinction, et ceci avec une rapidité jamais observée chez aucun groupe taxonomique dans l'histoire de l'humanité ».* Les amphibiens infectés par cette maladie présentent des troubles neurologiques, des lésions cutanées et une hyperkératose. Ces anomalies empêchent la respiration cutanée et entraînent à terme la mort.

D'autres épidémies existent, telle que celle provoquée par *Aeromonas hydrophila*, qui est à l'origine de la disparition d'*Alytes obstetricans* dans plusieurs lacs Pyrénéens (Márquez *et al*., 1995). Les Ranavirus peuvent être également à l'origine de mortalités importantes et ainsi être à l'origine du déclin local de certaines espèces (Daszak *et al*., 1999). Pasman *et al.* (2006), tirent la sonnette d'alarme sur le manque d'études concernant les agents pathogènes des amphibiens en Europe.

2.2.4 Les changements globaux

Comme on a pu le voir précédemment, outre le fait que certaines pollutions affectent directement ou indirectement les amphibiens, elles provoquent également un réchauffement de la planète par effet de serre. Il est prouvé que les changements climatiques influencent les populations d'amphibiens (eg. Beebee 1995). Néanmoins, il reste difficile et complexe de les évaluer et de savoir si toutes les espèces réagissent de la même manière face à ces changements.

Les prédictions des modèles climatiques du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) attribuent le réchauffement aux activités humaines avec comme conséquence une augmentation des températures moyennes de 0,2°C par décennie au cours des deux prochaines décennies pour atteindre 1,1°C à 6,4°C d'ici 2100. Pour le scénario le plus optimiste, le réchauffement va de 1,1 à 2,9°C et pour le plus pessimiste de 2,4 à 6,4°C. Les modèles prédisent également une élévation du niveau de la mer entre 18 et 59 centimètres ainsi que des variations dans les précipitations (GIEC 2007). Les changements globaux, peuvent avoir des répercutions sur la composition spécifique des communautés ainsi que sur les périodes de reproduction (Puschendorf *et al*., 2008). Les grandes périodes de sécheresse peuvent avoir des répercutions sur l'hydro-période des biotopes de reproduction et ainsi sur l'exposition des pontes aux UV-B.

Les niveaux de radiation UV-B (280 – 320nm) dans l'atmosphère ont augmenté de manière significative au cours des dernières décennies. Ils ont des effets multiples sur les écosystèmes, notamment sur plusieurs espèces d'amphibiens (Blaustein *et al*., 2003). Blaustein *et al.* (1994) montre que *Bufo boreas* est particulièrement sensible aux UV-B qui dénaturent l'ADN. Les oeufs, au stade du développement le plus sensible, contiennent de la photolyase, une enzyme essentielle à la réparation de l'ADN endommagé. Les concentrations de photolyase diffèrent selon les espèces. Les espèces dont les oeufs présentent un faible taux de photolyase déclinent tandis que les espèces dont les oeufs présentent un fort taux de photolyase peuvent soit être robustes, soit rarement être en déclin. Les UV-B ont des effets sublethaux sur la croissance, le développement, le comportement de certaines espèces (Belden et Blaustein 2002 ; Blaustein *et al*., 2003). Ils peuvent être à l'origine de difformités durant le développement tels que des oedèmes, des anomalies squelettiques et des yeux. L'effet nocif des UV-B

seuls ou combinés avec d'autres agents (maladies, polluants…), peut finalement affecter les amphibiens au niveau de la population (eg. Kiesecker et Blaustein 1995).

Le déclin de certaines espèces est également imputé au phénomène El Niño (Carey et Alexander 2003). Dans le nord-ouest du Pacifique, plusieurs études font état de l'augmentation de mortalité au stade embryonnaire suite à ce phénomène (eg. Kiesecker *et al*., 2001). Dans les montagnes du Costa Rica, la disparition de *Bufo periglenes* et *Atelopus varius* est significativement corrélée au réchauffement climatique qui a favorisé le développement du pathogène *Batrachochytrium dendrobatidis* (Pound *et al*., 2006).

2.2.5 L'exploitation humaine

Apparue dans la gastronomie européenne au cours du 16ème siècle, seules une cinquantaine d'espèces de grenouilles sont comestibles. La consommation annuelle de cuisses de grenouilles en Europe entre 1988 et 1992 était de l'ordre de 8 000 à 10 000 tonnes. En France, jusque dans les années 1960, 40 à 70 tonnes/an (grenouilles entières) étaient prélevées dans la nature (Neveu 2004). Les principales espèces concernées en France sont *Pelophilax* Kl. *esculentus* (avant *Rana* Kl*. esculenta*) et *Rana temporaria*.

Depuis des générations, les enfants récoltent des têtards dans les mares de leur voisinage pour les élever et observer le processus de métamorphose. Cependant, la popularisation des Nouveaux Animaux de Compagnies (NAC), est à l'origine de marchés lucratifs organisés et illégaux. Par exemple, en octobre 2004, la douane a saisi à l'aéroport de Zaventem (Bruxelles) plus de 600 spécimens de *Dendrobates pumilio*, *Dendrobates auratus* et *Phyllobates lugubris* en provenance du Panama. Ces espèces étaient transportées dans des boîtes de pellicule photo et destinées à des particuliers. Le prix pour chaque spécimen serait estimé entre 150 et 250 euros (Grégoire et Meuleneire 2004). Les NAC sont également à l'origine de la multiplication des introductions d'espèces exogènes dans les milieux naturels.

La culture asiatique accorde une place importante aux amphibiens dans leur médecine traditionnelle. Certaines espèces sont considérées avoir des vertus curatives ou aphrodisiaques. Les oviductes disséqués de *Rana chensinensis* et la peau de certains crapauds sont utilisés dans l'herbologie chinoise[6]. De nombreuses espèces de crapauds du genre *Bufo* sont prélevées dans la nature pour récupérer une toxine appelée bufoténine qui a des propriétés hallucinogènes.

L'ensemble de ces exploitations conduites par l'homme peut contribuer à la raréfaction de certaines espèces d'amphibiens (Jensen et Camp 2003). Cependant, elles sont sans commune mesure avec les exploitations menées sur les mammifères marins, les oiseaux, les poissons marins et certains reptiles.

[6] Source : http://fr.wikipedia.org/wiki/D%C3%A9clin_des_populations_d'amphibiens

III. Quelles orientations de recherches ?

Comme on peut le constater, le déclin planétaire des amphibiens est associé à de multiples causes. Dans bien des cas, c'est l'interaction de plusieurs causes énumérées qui sont à l'origine du déclin d'une espèce. Cependant, l'altération des habitats reste la plus préoccupante.

Qualifiée de « Révolution Verte », l'évolution des politiques et des techniques agricoles ont été les moteurs de mutations importantes et d'une réduction de la diversité des paysages agraires ainsi que de la biodiversité associée durant ces cinquante dernières années (Tilman 1998 ; Stoate *et al*., 2001). La conservation de la biodiversité de ces espaces y est devenue aussi préoccupante que dans les espaces protégés ou semi-naturels (Krebs *et al*., 1999). L'Europe est dominée à 44 % de terres agricoles, tandis que les zones naturelles protégées, représentent moins de 5 % (Piorr 2003).

En France, la majorité du territoire est utilisée pour la production agricole tandis que les zones naturelles protégées représentent là aussi, moins de 3 % du territoire[7]. Ce contexte a amené la modernisation de l'agriculture à être à la base de la dégradation de systèmes paysagers entiers, tels que les bocages.

Paysages agraires caractéristiques de nombreuses régions françaises, notamment de l'ouest, les bocages sont le fruit d'une longue co-évolution entre l'homme et la nature au fil des siècles. À partir de la moitié du XX^{ème} siècle, le réseau de haie constitue un obstacle à l'agrandissement des parcelles. Ainsi, entre 1960 et 1970, les agriculteurs perçoivent des primes pour l'arrachage des haies (Burel et Baudry 1999). En parallèle, les opérations de remembrement se multiplient et ont pour objectif de rassembler les terres de chaque propriétaire et de desservir chaque nouvelle parcelle. Ce contexte a notamment stimulé l'émergence de recherche sur la biodiversité en milieu agricole et notamment sur l'impact des changements des pratiques sur la faune et la flore (eg. Wilson *et al*., 1999 ; Burel *et al*., 2004). Les bocages ont fait l'œuvre de nombreuses études au cours de ces dernières années. Les thèmes de recherche développés récemment ont essentiellement associés les paysages de bocage à l'environnement, l'écologie et la biodiversité (Mérot et Bridet-Guillaume 2007).

Ces travaux sont le plus souvent menés à différentes échelles de perceptions, le long de gradients d'intensification, au niveau intra sites, des habitats permanents, de leur environnement et des pratiques d'entretien qui en découlent (Butet *et al*., 2007). Les bocages sont caractérisés par des fonctionnements écologiques particuliers. L'effet réseau que procurent les haies associé à l'effet mosaïque dû à l'hétérogénéité des parcelles, des milieux semi-naturels ainsi que l'effet tampon offert par la mosaïque des milieux, sont autant de facteurs qui influencent la biodiversité, les peuplements ainsi que les populations de ces paysages (Baudry et Jouin 2003).

En Europe et en France, plusieurs études ont été menées sur la dynamique des bocages en relation avec différents groupes fauniques (tableau n°1). Les réponses des espèces et des communautés animales aux transformations de l'agriculture dans les paysages de bocage ne sont pas uniques (Butet *et al.* 2007). Ces réponses sont très variables en fonction des taxons considérés (Burel *et al.,* 1998). L'intensification des paysages

[7] Source : http://www.tela-botanica.org/page:espace_proteges. Ce chiffre comprend les Parcs Nationaux (0,7%), les Réserves Naturelles Nationales (0,8%) et les sites classés (1,28%).

bocagers agit sur les densités, la diversité et la richesse en espèces. L'arasement des haies peut conduire à l'apparition de nouvelles espèces et à la diminution ou à la disparition d'espèces (Tourneur et Marchandeau 1996a). Par exemple, Milan De La Pena *et al.* (2003) ont montré dans une région bocagère de l'ouest de la France (départements des Côtes d'Amor et de l'Ile – et – Vilaine), que la communauté de micromammifères évolue dans le sens d'un déclin des espèces spécialistes peu communes alors que les espèces généralistes et communes voient leur fréquence augmenter. Chez l'avifaune, Grafeuille *et al.* (1981/1982 cité par Tourneur et Marchandeau 1996a) ont montré, en moyenne, que dans un bocage à maille serrée (1 hectare), la densité exprimée en couples d'espèces constantes[8] est de 2,5 fois supérieure à celle observée dans un bocage à maille large (6 hectares). Les travaux de Collette (1978 et 1983) montrent que la disparition des oiseaux est proportionnelle à la longueur de haies arasées. Pour les reptiles, en l'absence d'espèces inféodées aux champs ouverts, la transformation du bocage en open-field entraîne la disparition totale des reptiles terrestres (Naulleau 2002). Une étude récente menée sur la vipère péliade *Vipera berus* par Guiller et Legentilhomme (2006) montre les impacts négatifs du remembrement en entraînant une chute démographique de la population. La destruction de la flore herbacée du talus des haies réduits les abondances et la biomasse d'insectes (Pollard 1968).
Globalement, l'intensification de l'agriculture est à l'origine d'une perte de diversité et d'un déclin général des espèces animales et végétales présentes dans ces paysages (Robinson et Sutherland 2002 ; Baudry et Jouin 2003). La simplification des paysages tant a supprimer les espèces dépendant essentiellement ou partiellement des éléments semi-naturels ou d'une diversité de cultures. Plusieurs travaux montrent que l'intensification des bocages se traduit le plus souvent par un déclin des espèces animales rares ou spécialistes d'un habitat particulier. Cependant, les espèces communes et généralistes sont moins touchées par cette évolution des pratiques et sont même parfois favorisées (Milan De La Pena *et al.,* 2003 ; Le Roux *et al.,* 2008). L'intensification des bocages induit des changements dans la composition spécifique des peuplements et plus particulièrement un phénomène de remplacement des espèces (Petit et Burel 1999). Néanmoins, les pertes ne sont pas compensées quantitativement et qualitativement par l'installation de nouvelles espèces dans les peuplements (Tourneur et Marchandeau 1996a). Ainsi, l'intensification du bocage conduit souvent à une banalisation des peuplements et à une sélection des espèces adaptées aux perturbations des espaces cultivés comme les habitats de bordures (Butet *et al.* 2007).

Qu'elles sont les réponses des amphibiens aux changements d'usage des terres ? L'analyse de la littérature scientifique fait apparaître le manque d'études menées sur les peuplements d'amphibiens en milieux bocagers (tableau n°1). Par exemple, Lesbarrères et Lodé (2002) ont étudié les facteurs environnementaux qui influencent quantitativement la reproduction de la Grenouille agile dans deux types de milieux, bocager et forestier. Les travaux de Jehle et Arntzen (2000) ont porté sur la migration post-nuptial chez le Triton crêté et le Triton marbré dans une région bocagère de l'ouest de la France (Mayenne).

[8] La constance est le rapport du nombre de relevés où l'espèce est présente au nombre total de relevés faits. Espèce constante : >50% ; Espèce accessoire : constance comprise entre 25 et 50% ; Espèce accidentelle : constance < à 25%.

Les rares études sont le plus souvent conduites à l'échelle d'une ou de quelques espèces et n'intègrent pas l'échelle du peuplement. De plus, elles n'englobent pas l'ensemble des paramètres essentiels à l'accomplissement du cycle des amphibiens, à savoir, le biotope de reproduction et le paysage environnant. Tourneur et Marchandeau (1996b) mettent déjà en avant le peu d'études menées sur ce groupe en relation avec les paysages bocagers durant une synthèse bibliographique. Ces différents constats, aboutissent à des perspectives de recherches en lien avec deux éléments :

- Un groupe faunique particulièrement menacé représentant une part importante de l'équilibre écologique de nombreux habitats et qui est considéré comme des sentinelles environnementales (Roy 2002) : les amphibiens ;

- Un paysage agricole à forte valeur patrimoniale et aux enjeux économiques marqués : le bocage.

Tableau n°1: Revue de la littérature scientifique des études menées sur la faune en relation avec les paysages bocagers.

Mammifères	Aubineau 2002a; Boone et Tinklin 1988; Butet *et al.,* 2007; Constant *et al.,* 1976b; Dowdeswell 1987; Gelling *et al.,* 2007; Harouet 1991; Kotzageorgis et Mason 1996; Kotzageorgis et Mason 1997; Le Jacques et Lodé 1994; Ouin *et al.,* 2000; Saint Girons 1976; Tattersall *et al.,* 2002
Oiseaux	Arnold 1983; Aubineau 2002a; Aubineau et Boutin 1998; Biber et Biber 1980; Collette 1973; Collette 1975; Collette 1978; Collette 1983; Collette 1994; Constant *et al.,* 1976a; Constant et Eybert 1994; Dubs 1997; Duriez 2002; Fuller *et al.,* 2001; Grafeuille *et al.,* 1981/1982; Grajetzky 1993; Green *et al.,* 1994; Herzog *et al.,* 2005; Hinsley et Bellamy 2000; Inglis et *al.,* 1994; Jobin et *al.,* 2001; Lang 1979; Lecorre 1987; Le Duc 1976; Lovaty 1999; Notteghem 1987; Osborne 1984; Pallier 1979-1980; Parish *et al.,* 1994; Pollard *et al.,* 1974; Sparks *et al.,* 1996; Timsit et Clergeau 1998; Vanhinsbergh *et al.,* 2002; Ysnel *et al.,* 1998
Reptiles	Graiston 2008; Guiller et Legentilhomme 2006; Naulleau 2002; Pollard *et al.,* 1974; Saint Girons et Duguy 1976; Saint Girons 1981; Saint Girons 1996
Amphibiens	Denoël 2004; Jehle et Arntzen 2000; Joly *et al.,* 2001; Lesbarrères et Lodé 2002; Montfort 2002; Pollard *et al.,* 1974
Entomofaune et Mollusque	Aviron *et al.,* 2005; Baillot *et al.,* 1976; Baillot 1976; Boatman *et al.,* 1994; Burel 1989; Burel 1991; Burel 1992a; Burel 1992b; Burgio et Sommaggio 2007; Butet *et al.*, 2007; Cameron *et al.,* 1980; Charrier *et al.,* 1997; Dedryver et Rabasse 1976; Deveaux 1976; Dover 1997; Dover et Sparks 2000; Dover *et al.,* 2000; Ehanno 1976; Fauvel et Cotton 1976; Kindlmann *et al.,* 2004; Karg 1976; MacLeod 1999; Maudsley *et al.,* 2002; Maudsley 2000; Mauremooto *et al.,* 1995; Mesquida 1976; Millán de la Peña *et al.,* 2003; Moore *et al.,* 1967; Morvan *et al.,* 1994; Ouin et Burel 2002; Oxbrough *et al.,* 2007; Petit et Burel 1998a; Petit et Burel 1998b; Petit et Usher 1998; Pollard 1968; Prat *et al.,* 1976; Ricou et Lecomte 1976; Rieux *et al.,* 1999; Robert *et al.,* 1976; Robert 1976; Thomas et Marshall1999; Varchola et Dunn 2001; Ysnel *et al.,* 1998

IV. Objectifs de la recherche

Nous nous sommes attachés dans cette introduction à décrire les multiples causes de régression des populations d'amphibiens. Ce travail nous permet de mesurer la complexité des facteurs qui sont susceptibles d'influencer les peuplements d'amphibiens. Ce travail de recherche se concentre essentiellement sur la problématique de changement d'usage des terres en rapport avec la modernisation de l'agriculture dans les paysages de bocage. Son objectif principal est de mettre en évidence les paramètres environnementaux nécessaires à la conservation

des populations d'amphibien de ces paysages en intégrant l'échelle du peuplement (richesse spécifique, diversité et espèces) (figure n°5). Cette recherche permettra de combler le manque d'étude sur les peuplements d'amphibiens en relation avec les paysages de bocage.

L'hypothèse suivante est posée et rend compte des connaissances dont on dispose sur les exigences écologiques des amphibiens. L'évolution des systèmes de production agricole observée au cours des cinquante dernières années dans les bocages (augmentation des surfaces cultivés, arrache des haies, comblement des mares…) influencent négativement les peuplements d'amphibiens à plusieurs niveaux : richesse spécifique, diversité et espèces. Les paramètres liés au biotope de reproduction et au paysage sont complémentaires et indissociables en vue d'une gestion conservatoire des peuplements d'amphibiens des bocages.

Figure n° 5: Représentation schématique des composantes étudiées

Afin d'aborder cette hypothèse, le présent travail est structuré en 4 chapitres auxquels sont associés des éléments de compréhension du cadre générale de l'étude ainsi que des questions spécifiques. A la fin de chaque chapitre, nous avons synthétisé les éléments essentiels sous forme d'encadré.

■ **Le premier chapitre** de ce mémoire est consacré à la présentation des bocages et à leur mise en place à plusieurs niveaux : national et régional « pays de Gâtine ». Dans cette partie, nous présentons la région géographique étudiée ainsi que ses caractéristiques en terme d'évolution du territoire.

■ **Le second chapitre** est structuré en 6 parties. La *première partie* apporte des éléments de définition, d'origine et d'utilisation des petits points d'eau lentique (mare et étang). Dans une *seconde partie*, nous proposons une méthode d'inventaire des mares et des étangs. Question : *Quelle est l'importance du semi de mares et d'étangs dans le bocage de Gâtine ?*

Une *troisième partie* est consacrée à l'étude des relations mare/étang avec l'assolement d'insertion. Questions : *Quelles relations entretiennent les mares et les étangs avec l'espace agricole ? Est-ce que tous les assolements se prêtent à la mise en place de mare ?*

La *quatrième partie* consiste à évaluer la méthode utilisée pour inventorier les mares et les étangs. Questions : *La photo-interprétation de la BD Ortho IGN Paris est elle une bonne technique d'inventaire des petits points d'eau lentique ? Quelle est l'erreur d'interprétation de ce référentiel en zone de bocage ? Quels éléments influencent l'interprétation ?*

La *cinquième partie* décrit les usages contemporains des mares de Gâtine. Dans un premier temps, les usages sont évalués par une approche générale et ensuite par type d'assolement. Questions : *Les mares de bocage sont elles reliées à un usage spécifique ? Les usages varient ils en fonction de l'assolement d'insertion ?*

La *sixième partie* décrit l'évolution de l'utilisation des petits points d'eau lentique par l'agriculture. Nous avons évaluer le taux de création, de comblement ainsi que la perte d'usage de ces milieux à une échelle de temps récente (2002 – 2008). Questions : *Y a-t-il eu des créations récentes de mares et d'étangs en Gâtine ? Y a-t-il un processus en place de comblement et d'abandon des mares en Gâtine?*

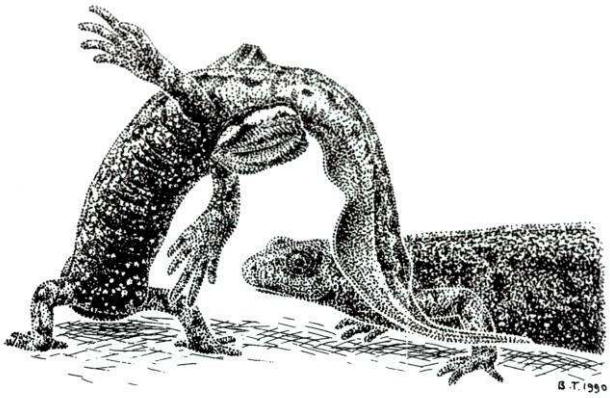
Les parties 2, 3, 4, 5 et 6 sont structurées selon un schéma classique : matériel et méthode et résultats. Une discussion générale située à la fin du chapitre fait la synthèse de ces différentes parties.

■ **Le troisième chapitre**, apporte les éléments méthodologiques et d'analyses statistiques nécessaires à l'étude du peuplement d'amphibiens.

Questions : *Quelles méthodes utilisées pour inventorier les peuplements d'amphibiens des mares ? Quelles sont les variables susceptibles d'influencer le peuplement d'amphibiens en milieu bocager ?*

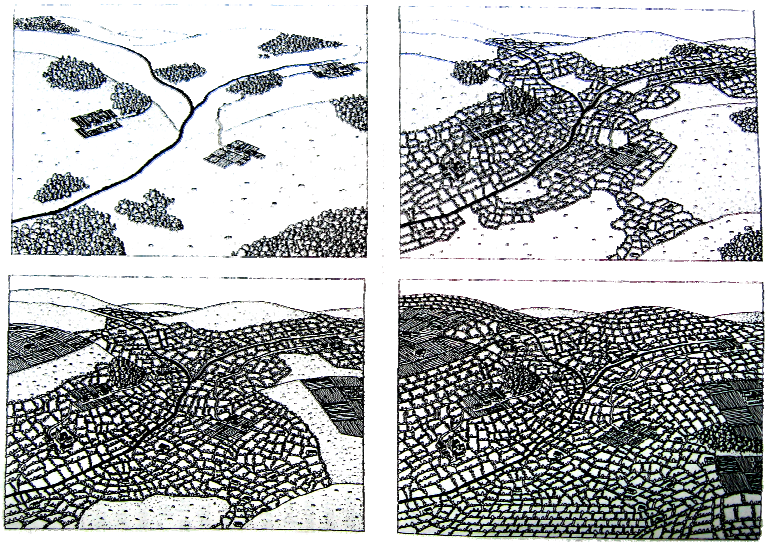
■ **Le quatrième chapitre** traite des résultats relatifs aux paramètres du biotope de reproduction et du paysage qui influence le peuplement d'amphibiens de Gâtine. Nos résultats sont présentés en décrivant les paramètres qui agissent sur la richesse spécifique naïve, la diversité en amphibiens ainsi que les présences et abondances des différentes espèces. L'ensemble des résultats est discuté à la fin du chapitre. Questions : *Quelles variables influencent la diversité, la richesse spécifique ainsi que les présences et abondances relatives des espèces dans le bocage de Gâtine ? Quels sont les éléments de l'habitat de reproduction et du paysage essentiels à la conservation du peuplement d'amphibiens de Gâtine ? Quels sont les éléments néfastes à ce même peuplement ?*

■ La **conclusion générale** fait la synthèse des éléments qui ressortent de ce travail. Nous proposons des orientations à suivre en vue d'une gestion conservatoire efficace des peuplements d'amphibiens de ce territoire.



Chapitre I

Des bocages à la Gâtine : Présentation du contexte et du site d'étude



CHAPITRE I

Des bocages à la Gâtine : Présentation du contexte et du site d'étude

Introduction : l'enjeu paysage

Les paysages français comportent une grande variabilité de forme et d'origine. Systèmes hétérogènes, complexes, vivants et évolutifs, ils sont dans la quasi-totalité des situations modelées par les activités humaines. C'est particulièrement le cas des paysages agraires, tels que les bocages. Au sens de Meynier (1958) cité par Burel et Baudry (1999) : *« dès que l'homme dépasse le stade de la cueillette brute, dès qu'il gratte le sol pour en modifier les produits naturels, il crée un paysage agraire* ». Les métamorphoses paysagères des bocages de l'ouest de la France ont largement contribué au développement d'une nouvelle discipline apparue dans les années 70-80 « l'écologie du paysage ». Elle vise à étudier les dynamiques spatio-temporelles des composantes biologiques, physiques et sociales des paysages anthropisés ou naturels. Plusieurs définitions du « paysage » existent. Farina (2006) définit le paysage comme :

- *Le caractère « total » d'une région ;*
- *Il correspond aux entités physique, écologique et géographique dans leur totalité, intégrant tous les modèles et pratiques naturels et humains ;*
- *C'est une zone hétérogène qui se compose d'un ensemble de milieux (ou écosystèmes) en interaction et répété dans leur surface ;*
- *Il a une configuration topographique particulière, une couverture végétale, des modalités d'utilisation du territoire et d'implantation qui délimitent une cohérence des pratiques et des activités naturelles et culturelles ;*
- *Le paysage est une partie de territoire que nous percevons autours de nous, sans s'attacher aux détails et qui nous parait familier.*

Pour Burel et Baudry (1999), le paysage est *« un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème ; il se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines. Il existe indépendamment de la perception ».*

Ce chapitre fournit les éléments nécessaires à la compréhension de la construction des paysages bocagers en France. Il met en avant les relations qu'entretient l'agriculture avec ces paysages. Plusieurs approches y sont décrites. La première, apporte des éléments sur les origines et l'évolution des paysages bocagers à l'échelle nationale. La seconde est une approche régionale décrivant la zone d'étude.

I. Bocage : co-évolution homme – nature

1.1. Définition du bocage

Le mot bocage est ancien et a pour origine le terme « *boscage* » apparu en 1138 (Baudry et Jouin 2003). D'origine mi Picarde, mi Normande, il dérive de la racine « *bosc* », forme primitive de bois (Flatres 1976 ; Zadora-Rio 1998 in Watteaux 2005).

En 1170, Wace dans son "Roman de Rou" ou "Roman de Rol" (Rollonau) distingue les habitants des bois et ceux des plaines « *Li païsan et li vilain, Cil del boscage et cil del plain* ». C'est la première mention du terme « bocage » reconnue. Cependant « *boscage »* ou « *bocage »* désigne à l'époque un petit bois. Le mot s'est écrit par la suite *boucaige* au XVI^{ème} siècle.

En 1694, selon le premier dictionnaire de l'Académie française, le mot bocage « *a les mesmes significations que Bosquet* »[9]. Tessier *et al.* (1791) en donne une définition dans leur encyclopédie méthodique sur l'agriculture : *« Plusieurs paysagistes confondent ce mot avec Bosquet, et leur donnent une même acceptation. Cependant, quoique tous deux expriment un bois d'agrément, il est des convenances de choses qui les distinguent.[…] Un bocage doit être composé d'arbres et d'arbustes forestiers ; des arbustes exotiques, ou même étrangers à la position, quoique naturels au pays, ne plairoient pas.[…] Bocager, se dit d'un pays couvert de petits bois ».*

La notion contemporaine de « *paysage d'enclos verdoyants* » défini par Meynier en 1976 est relativement récente. Les origines de sa définition actuelle remontent au XVIII^{ème} siècle lorsque l'agronome anglais Arthur Young publie ses voyages en France. Il y distingue notamment les pays de champs ouverts et ceux de champs enclos sans que soit prononcé le mot « bocage » (Watteaux 2005). À ce jour, pour qu'il y ait bocage au sens strict, il faut que les pièces de terre soient entourées de tous côtés de haies vives qui les enserrent comme les mailles d'un filet. C'est ce que l'on appel : maillage bocager. En Bretagne, au IX^{ème} siècle et à partir du XI^{ème} siècle dans d'autres régions telles que l'Anjou et la Touraine, les haies ne délimitent les parcelles que sur un côté, parfois deux mais jamais sur l'ensemble. Leur nombre est limité et ne constitue qu'un élément de délimitation parmi d'autres ; en ce sens ces paysages ne peuvent être qualifiés de « bocage » (Watteaux 2005).

Plusieurs définitions récentes existent. En référence à l'article de Watteaux (2005), on entend par bocage, un paysage d'enclos végétaux associé à un habitat dispersé, un dense réseau de chemins, un régime agraire individualiste et une forme relativement massive et irrégulière des parcelles, s'opposant ainsi, point à point, à la définition des paysages ouverts d'openfields. Dans le cadre de cette étude, nous retiendrons la définition de Burel et Baudry (1999) où le bocage est défini comme un « *paysage agraire caractérisé par la présence de haies vives qui entourent les parcelles de culture et de prairie. Ces haies forment des réseaux connectés aux bois, landes ou autres zones incultes.* »

[9] Extrait de http://fr.wikipedia.org/wiki/Bocage. Consulté le 14 Janvier 2009

Sur le plan paysager, contrairement aux grandes étendues paysagères qui se livrent à l'observateur, le paysage de bocage se dévoile petit à petit *: « On ne voit pas ce qui se trouve derrière l'écran souvent opaque que forme la haie et le paysage reste le plus souvent limité à ce premier plan vertical qui vient borner la vue, laquelle peut s'attarder sur la matière même de l'écran […] la succession des haies organise de belles profondeurs et quand ils sont présents, les animaux viennent parfaire l'ambiance pastorale offerte à l'observateur. »* (Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes 1999). Pour Merle (1957) *« […] ces haies impriment à la Gâtine son aspect boisé : le spectateur juché sur une croupe croit avoir sous les yeux une vaste forêt ».*

Les différentes composantes paysagères du bocage, telles que les parcelles agricoles et les zones non cultivées comme les arbres, les haies, les talus, les fossés et rideaux, les boqueteaux, taillis et bandes boisées, le réseau hydrographique et les chemins creux confèrent à ce paysage des fonctions agronomique, écologique et esthétique. Ainsi ces espaces peuvent être considérés comme des « Greenways[10] » (Burel et Baudry 1995).

1.2. Définition de la haie

Les haies sont des éléments du paysage très communs de la terre et diversifiés dans leurs structures, origines, répartitions et fonctions (Baudry *et al*., 2000 ; Baudry et Perichon 2007). Le mot haie tire son origine du latin médiéval « haja » du IX^{ème} siècle. Leurs compositions et leurs formes sont étroitement liées à leur utilité et à leur gestion. Les haies et le caractère bocager qu'elles impriment au paysage, trouvent leur origine de trois manières. Ainsi, une haie est soit plantée, spontanée ou bien relicte (Forman et Baudry 1984). Les haies spontanées trouvent leurs origines dans la colonisation de la végétation suite à la dissémination des graines par le vent ou par la faune, notamment les oiseaux. Ces haies se retrouvent le plus souvent le long de clôtures existantes, de fossés ou de ruisseaux. Les haies relictes ont pour origine les lisières conservées lors de défrichements des espaces boisés. Ces haies sont diversifiées et caractérisées par la présence de vieux arbres et d'essences forestières. Dans nos régions on les reconnaît à la présence de vieux Houx *Ilex aquifolium* associés à des essences forestières comme le chêne *Quercus sp.,* le Hêtre *Fagus sylvatica* (communication personnelle Jacky Aubineau). Qualifiées aujourd'hui de « naturelles », la grande majorité des haies ont été volontairement implantées par les paysans. Un parcellaire régulier traduit le plus souvent cette origine.

Tessier *et al.* (1796), distinguent deux types de haies, la haie sèche et la haie vive. La haie sèche est définie par cet auteur de la manière suivante : *« Enceinte ou portion d'enceinte formée avec des branches d'arbres ou d'arbrisseaux placés à la suite les uns des autres et tenus debout par le moyen de la rigole dans laquelle on enfonce leur gros bout, et par le moyen d'un double rang de perches parallèles au sol, et fixées par des harts »*. Ce type de haie est le plus souvent fabriqué à partir d'arbustes épineux, tels que l'Épine blanche *Crataegus monogyna* et le Prunellier *Prunus spinosa.* Elles ont une durée de vie relativement courte de l'ordre de trois à six ans. Celles fabriquées avec de jeunes branchages de peupliers et de saules ne subsistent qu'une année. Elles

[10] *« Dès la fin du siècle dernier, une notion inspirée des éléments linéaires, planifiés et arrangés dans des buts multiples incluant l'écologie mais aussi la récréation, l'esthétique. Les greenways n'ont pas seulement une fonction écologique, ce sont des réseaux écologiques multifonctionnels ».* D'après Bonnin 2008

servent de clôture pour le bétail et à protéger les haies vives. Cependant, elles ne constituent pas de bonnes haies « brise vent ».

La haie vive, quant à elle est une *« plantation de peu de largeur ; d'arbrisseaux et d'arbustes, quelquefois même d'arbres qu'on empêche de s'élever, qui sert à enclore un terrain, soit pour le défendre des dévastations des hommes ou des animaux, soit pour lui fournir un abri contre l'action desséchante des vents ou des rayons du soleil. »* Ces haies sont à privilégier selon Tessier *et al.* (1976) et *« sous le point de vue général, l'utilité des haies est incontestable ».*

Aujourd'hui, différents essais de typologie ont pu être réalisés. Baudry et Jouin (2003) distinguent 7 types de haies sur la base d'une analyse interrégionale (TR = Type Régionaux). Ces auteurs distinguent notamment :

- TR1 : structure linéaire peu ou pas boisée, souvent un simple talus avec quelques ronces et arbustes ;
- TR2 : haies arbustives ;
- TR3 : haies avec quelques arbres, dont le recouvrement est de l'ordre de 50 %, strate arbustive dense ;
- TR4 : haies avec recouvrement des strates arborescentes et arbustives de densité moyenne ;
- TR5 : haies hautes sans arbuste ou presque ;
- TR6 : type de haie le plus haut (11m.) avec une canopée large et un fort recouvrement des strates arborescentes ; ceci traduit un émondage fréquent ;
- TR7 : haie de hauteur moyenne (7m.) ; canopée peu large, donc émondée, et strate arbustive de densité moyenne.

Les haies sont actuellement reconnues pour leurs multifonctionnalités. Baudry *et al.,* (2000) distingue trois grands types de fonctions : physique, biologique et aménitaire/culturelle. Les haies servent notamment à différents niveaux (unité et paysage) à :

1/ La régulation climatique. Elles sont des obstacles aux masses d'air et des écrans au rayonnement. En effet les végétaux réagissent de deux manières, en créant dans un premier temps un effet brise vent et en s'opposant au soleil en réfléchissant les rayons. Les haies brises vent permettent d'éviter l'érosion éolienne ; dans certaines régions de protéger le bétail du vent, de la pluie et des fortes chaleurs (eg. Baudry et Perichon 2007). Au Canada, elles sont également utilisées en vue de réduire les odeurs liées aux élevages porcins (Desmarais 2002). La présence de haies brise vent modifie la plupart des paramètres microclimatiques et peut intervenir sur la croissance et le développement des plantes et ainsi entraîner des variations de rendement. Ces haies permettent aux plantes de se développer plus rapidement et ainsi de considérer leur présence comme bénéfique pour les cultures (Baudry et Jouin 2003).

2/ La régulation hydraulique et de conservation des sols. Les haies freinent le ruissellement. L'ensemble fossé-talus-haie fait écran à la circulation de l'eau sur et dans le sol, l'obligeant à pénétrer profondément. Cela entraîne une meilleure alimentation des nappes et une régularisation du régime des cours d'eau. De plus, l'eau des régions bocagères contient moins de nitrates. L'eau en s'infiltrant au niveau des haies se filtre des résidus

d'engrais (Caubel 2001), de fumiers, de pesticides (eg. Baudry et Perichon 2007). C'est particulièrement le cas des haies de ceinture de fond de vallée.

3/ L'équilibre entre les espèces et au maintien de la biodiversité. Les haies sont des milieux biologiques. Elles sont composées d'une flore variée qui procure à la faune, des étages de végétation multiples (strates), des ressources alimentaires variées et présente à longueur de saison, des zones d'abri et de refuge, des zones de reproduction et de nidification. De plus, la haie sert de corridor biologique entre deux milieux, assurant la dispersion et favorisant le brassage génétique ; cas similaire d'une ripisylve assez dense. Les haies sont actuellement reconnues pour leur effet réseau (intersection, corridor et barrière), mosaïque et tampon (stabilisation des populations, relations prédateurs/proies) (Lefeuvre *et al.,* 1976 ; Service technique de l'Office Nationale de la Chasse 1983 ; Tourneur et Marchandeau 1996a ; Tourneur et Marchandeau 1996b ; Burel *et al.,* 1998 ; Baudry et Jouin 2003).

4/ Marquer une limite de propriété ou d'usage (Brunet 1976 ; Baudry et Jouin 2003 ; Baudry et Perrichon 2007). Les haies clôtures empêchent la divagation du bétail et l'intrusion d'animaux dans les cultures. Dans certaines régions de France et d'Europe (exemple de l'Irlande et de la Hollande), des modes de taille et d'entretien comme le plessage renforcent leur caractère infranchissable. La technique du plessage[11] ou de la plesse consiste à entrelacer jusqu'à 1,20 à 1,50 mètre de hauteur, les branches d'arbres et d'arbustes afin d'assurer la fonction de clôture des haies. Le plessage s'apparente à une méthode traditionnelle de restauration des haies. Cette pratique s'est maintenue jusque dans les années 1960 avant l'arrivée en force des clôtures artificielles (barbelés et électriques). De nos jours, seule une poignée d'anciens agriculteurs maîtrise la technique du plessage.
Certaines essences épineuses telles que l'aubépine et le prunellier sont utilisées pour renforcer leur caractère infranchissable.

5/ La production. Les haies sont une source de biomasse. En effet, diverses productions annexes peuvent rentabiliser une haie, avec notamment le bois de chauffage, les piquets de vigne et de clôture, le bois de pâte à papier, les copeaux ou plaquettes, le compostage, le bois d'oeuvre…Pour assurer cette fonction, certaines essences d'arbres (exemple du Frêne) sont traitées en fonction de l'usage domestique que l'on veut en faire. Les arbres peuvent donc être conduits en « têtard », « cépé » ou encore « émondé » (Baudry et Perichon 2007).
Le rôle fourrager de la haie a également été très important, notamment dans les régions de moyenne montagne au climat froid avec une couverture neigeuse importante. Les feuilles de frêne étaient utilisées pour nourrir le bétail (Brunet 1976).

[11] L'origine du mot « plessage » remonte loin dans notre histoire. Au Moyen Age on parle de « plaissier », qui tire son origine du latin populaire plascare (tresser) donnant les plaisses au féminin et plaisseis au masculin. Le plaisseis qui évolue par la suite vers « plessis » va être à l'origine de nombreux lieux-dits. A la Renaissance, on utilise le mot « plaisse » du latin populaire plascum qui décrit une haie.

6/ L'amélioration du cadre de vie. Les haies sont des éléments du paysage. Elles protégent les habitations des perturbations climatiques, contribuent à modeler le paysage et à améliorer l'esthétisme des abords des habitations ou des bâtiments.

Les fonctions contemporaines qui leurs sont reconnues, bien que déjà présentent lors d'implantation de haies anciennes sont le maintien de la biodiversité et la patrimonialité (Baudry et Perichon 2007). A ce jour, l'argument « biodiversité » est largement utilisé pour maintenir et restaurer des haies.

1.3. Distribution

Les régions de bocage sont répandues sous des formes multiples dans de nombreuses régions du monde, aussi bien en Europe (France, Grande Bretagne, Irlande, Allemagne, nord ouest de l'Espagne et du Danemark, Italie, Suisse, Belgique, Pologne et Ukraine), qu'en Chine, Amérique du nord, centrale et du sud et en Afrique (Flatres 1976 ; Baudry *et al.,* 2000 ; Herzog 2000). Cependant, on les retrouve en grande partie en Europe, particulièrement en France et dans les îles britanniques. L'agriculture et la haie coexistent approximativement sur 10 % de la surface de notre planète (Forman et Baudry 1984).

En France, les bocages se retrouvent essentiellement sur l'ouest du Massif Armoricain, l'ouest vendéen, le Limousin, le Bourbonnais, le Thiérarche et le Pays Basque. Des zones de bocages peuvent toutefois se rencontrer dans d'autres régions (figure n°6 a, b et c).

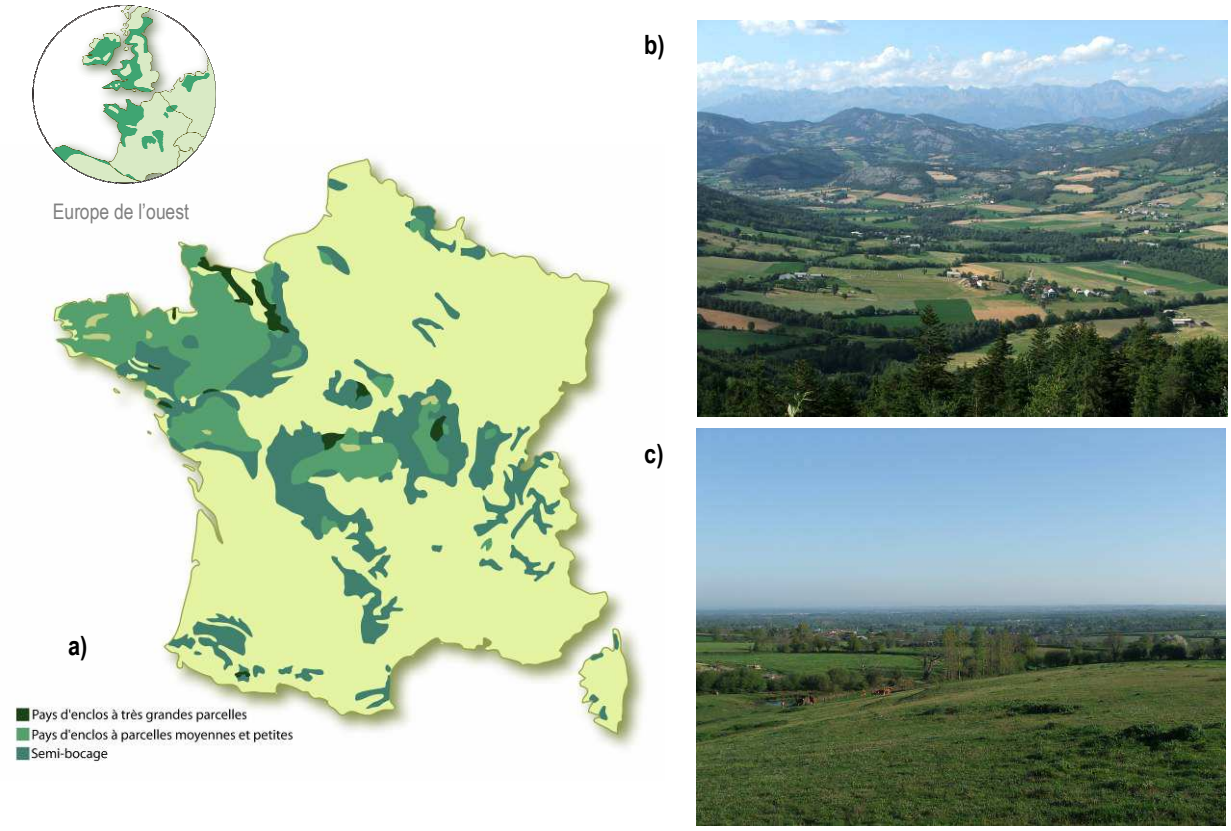


Figure n°6 : **a)** Distribution des bocages en Europe de l'ouest et en France. **b**) Bocage de Seyne les Alpes. Département des Alpes de Haute Provence (04). **c**) Bocage de Gâtine à Saint Martin du Fouilloux. Département des Deux-Sèvres (79). *Réalisation A. Boissinot - Mars 2008, d'après Tourneur et Marchandeau 1996a*

1.4. Des origines anciennes, fruit d'une longue co-évolution homme-nature

La construction des bocages s'est échelonnée au cours de l'histoire, voire de la préhistoire (Baudry et Jouin 2003). Ces paysages sont avant tout le fruit d'une longue co-évolution entre l'homme et la nature au fil des siècles. L'histoire des bocages est étroitement liée au progrès de l'agriculture. Cependant, il reste très complexe de retracer la mise en place de ces paysages. En effet, chaque région à ses propres particularités. L'évolution de la formation de ce paysage reste à ce jour très discutée (Watteaux 2005). Bloch écrit en 1935 (Cité par Meynier 1976) *: « le problème du bocage : là est aujourd'hui, je crois, la principale énigme de notre histoire agraire».* Ainsi, s'il est aisé de dater avec précision la mise en place des haies, il est nettement plus complexe de retracer l'origine des bocages ; la présence des haies n'induisant pas à elle seule l'existence d'un bocage (Baudry et Jouin 2003). Dans cette partie, nous nous attachons à décrire les grandes phases de création des bocages en France et plus particulièrement dans l'ouest de la France.

Les premières traces de défrichement et de mise en culture en Armorique remonte à près de 8 500 ans (Gebhardt *et al.,* 2007). En Europe[12] de l'Ouest, notamment en France, les bocages ont été mis en place à partir du XII^{ème} siècle suite aux défrichements (cas de l'Avesnois dans le nord de la France).

D'un paysage forestier et de landes, le bocage va apparaître à la fin du Moyen Age. La densification de la population rurale s'accompagne du développement croissant de l'élevage. Les terres labourables sont converties en pâture et sont clôturées. Le paysage devient de plus en plus bocager. C'est à partir du XIV^{ème} siècle que la fonction majeure de la haie sera de contenir les troupeaux pour limiter leur divagation dans les cultures voisines. Au XV^{ème} siècle, les paysans tenanciers des terres et défricheurs s'organisent vers l'appropriation des sols. L'acte d'appropriation prend naissance au travers de la haie vive (palissade verte) qui vient marquer ici la limite de la propriété. La mise en place des structures bocagères est intimement liée à la demande croissante de viande dans les villes et au développement de la production laitière.

Dans les années 1800, la population rurale est dense. La haie, par la production de fruits, vient en complément de l'élevage en tant que réservoir alimentaire pour nourrir le peuple. La demande croissante de bois de chauffage et de bois d'œuvre amène la haie à avoir un rôle de production. La loi dite du « partage » du 6 Décembre 1850 est un évènement majeur dans l'histoire du bocage (Aubineau 2002b). Elle engage chaque propriétaire à partager ses terres en autant d'unités que d'enfants dans la famille. Chaque nouveau propriétaire clôture d'une haie vive sa parcelle. A la fin du XVIII^{ème} et jusqu'au XIX^{ème} siècle le bocage est fleurissant. C'est « l'apogée » du bocage. Le plessage des haies est généralisé afin d'augmenter l'efficacité de clôture des haies. Ressource alimentaire, financière et matérielle, la haie est gérée et entretenue. Les chênes et les frênes sont conduits en têtard, pour la production de bois de chauffage et de piquets de clôture. Le paysan vit en harmonie avec son bocage au cours de la première partie du XX^{ème} siècle.

[12] En Irlande du sud (Eire), les archéologues ont mis au jour sous les tourbières du nord ouest un bocage lithique vieux de 5 000 ans (Aubineau 2002b).

1.5. De 1950 à nos jours : un paysage en pleine mutation

Considérés parmi l'un des paysages agricoles les plus menacés d'Europe de l'ouest, les bocages ont évolué de manière radicale au cours de ces cinquante dernières années (Burel et Baudry 1995). Ils n'ont cessé d'être confrontés à de multiples transformations afin de répondre aux besoins des nouveaux modes de production agricole à l'issue de la seconde guerre mondiale. Bazin et Schmutz (1994) ont estimé la perte de 40 à 80 % des bocages d'Europe depuis les années 1960. A partir des années soixante, suite à la seconde guerre mondiale, la loi d'orientation agricole de 1966 va être à l'origine de la destruction de nombreux systèmes bocagers. Une autre loi, celle du 11 juillet 1978, fait du regroupement des parcelles, l'un des objectifs prioritaires du remembrement. Il s'agit de constituer des parcelles dans une exploitation d'un seul tenant. 15 millions d'hectares ont ainsi été remembrés depuis 1945, soit un peu plus de 27 % du territoire français[13] (Pointereau 2002).

Le barbelé[14] ayant fait son apparition après la guerre 1914 - 1918 et la clôture électrique dans les années 1960, la haie perd au fil des décennies sa fonction primaire de clôture. Dans les années 1840, l'industriel allemand Justus von Liebig crée les premiers engrais chimiques. La généralisation de l'usage de l'azote chimique dans un contexte agricole au début du XX^{ème} siècle (Le Roux *et al.,* 2008) et du développement de la mécanisation motorisée, tels que la tronçonneuse dans les années 1920[15] et du tracteur à partir des années 1940[16] vont être à l'origine d'une transformation en profondeur dans les campagnes françaises. Cela va être particulièrement marqué dans les paysages de bocage. L'agriculture change et se modernise. La haie est perçue comme un obstacle à la modernisation de l'agriculture. Parce qu'elle occupe de l'espace cultivable et qu'elle fait de l'ombre aux cultures, elle est délaissée voir considérée comme « nuisible[17] » pour certaines activités agricoles. Le bocage se transforme.

L'intensification de l'agriculture avec la conversion des prairies permanentes en terre arable et l'usage de nouvelles machineries mènent à l'agrandissement des champs et à l'enlèvement de haies qui les entourent. L'ouest de la France, région d'élevage est particulièrement touchée par ce phénomène. Le maillage national de haies a fortement régressé dans les années 60-80, au rythme de 45 000 kilomètres par année. Le phénomène s'est ralenti à partir des années 80 passant à 15 000 km par an (Pointereau 2002). Pour la période 1982-1990, sur l'ensemble des haies disparues, 52 % ont été défrichés pour augmenter l'espace agricole, 40 % sont devenus des espaces forestiers et 8 % ont été artificialisés suite à des aménagements routiers ou urbains. Il ne resterait en France en 2000, que 30 % des haies et arbres épars connus à l'apogée du bocage entre 1850 et 1910, soit environ 600 000 km. Ce qui représente 1,1 % du territoire national, 2 % de la surface agricole utilisée (Pointereau

13 Calcul réalisé sur la base de la surface de la France métropolitaine qui est de 54 396 500 hectares (Source INSEE 2008)

14 Le 24 novembre 1874, l'Américain Joseph Glidden de DeKalb (Illinois), déposa le brevet du fil de fer barbelé le plus répandu et construisit la première machine capable de le produire en grande quantité. Il s'agissait d'une version améliorée qui rencontra plus de succès que l'invention de Louis Jannin en France en 1865. La facilité avec laquelle on pouvait le déployer fit qu'il se répandit très vite auprès des éleveurs aux États-Unis. De larges zones pouvaient être désormais clôturées, augmentant ainsi le rendement des élevages et la rentabilité des terres. Les barrières étaient auparavant essentiellement en bois et nécessitaient beaucoup de temps pour être installées et entretenues. (http://fr.wikipedia.org/wiki/Fil_de_fer_barbel%C3%A9 – Consulté le 10/12/2008)

15 Le Suisse, Andreas Stihl à développé et breveté une tronçonneuse en 1926 et une tronçonneuse à gasoil en 1929

16 Le premier tracteur, destiné à remplacer l'animal pour tirer les machines agricoles, date de 1889. Le premier tracteur à outils portés opérationnel (Harry Ferguson, USA) a vu le jour en 1939.

17 Nuisible, qualificatif employé dans l'article de Antoine et al., 2007 – Trente ans après…

2002). Hormis l'agriculture, le développement des infrastructures routières et de loisirs contribue également à la dégradation du bocage.

De nombreuses régions françaises sont touchées par ce phénomène[18]. Ainsi, en Loire Atlantique, 22 000 km. de haie ont été arrachés entre 1974 et 1985 (Colson *et al.,* 1996). Les travaux de Dupoux (2006) (cité par Boyet et Dohogne 2008) ont montré une réduction moyenne d'un tiers du linéaire de haies dans le Boischaux Sud en Indre entre 1950 et 1999. En Poitou-Charentes, estimé à environ 97 000 km. en 1960 et 35 100 km. en 2002, le linéaire de haies a régressé de 36 % (Source : Conseil Régional du Poitou-Charentes, étude de l'IAAT : annexe n°2). Dans cette même région, en moins de 15 ans, la longueur des formations linéaires végétales (dont les haies) a été réduite de près de moitié, passant de 101 000 km. à 53 000 km. (Togroi 1992).

Des campagnes de replantation se sont développées en France à partir des années 1970. Elles sont réalisées le plus souvent à l'initiative de particuliers, d'associations et d'agriculteurs avec l'appui financier de collectivités territoriales, de conseils régionaux. La région Poitou-Charentes s'est lancée dans un vaste programme de plantation d'arbres. Depuis 2004, 900 000 arbres ont été plantés. D'ici la fin 2009, elle veut qu'il y ait un arbre planté par habitant, soit 1 600 000 végétaux. En Charente-Maritime, le conseil général associé à la chambre d'agriculture et à la fédération des chasseurs a permis la replantation de 125 km. de haies, 25 hectares de bois et plus de 3 000 arbres isolés ou en alignement. En Deux-Sèvres, la fédération des chasseurs a financé la plantation de 48 053 m. de haies depuis 2000 (Billy 2008).

Cependant, les arrachages de haies se poursuivent encore aujourd'hui. Ils sont le plus souvent entrepris à l'initiative d'agriculteurs pour lesquels la haie n'a plus aucune fonction ni valeur (annexe n°3). Le mitage et la banalisation des bocages observés au cours du XX^{ème} et XXI^{ème} siècle sont à l'origine de changements en profondeur dans l'organisation spatiale de ces paysages.

II. Place du paysage bocager et de l'agriculture dans le centre-ouest de la France : application aux Deux-Sèvres et à la Gâtine

2.1 Le bocage Deux-Sévriens

L'inventaire des paysages du Poitou-Charentes mené par le conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes en 1999 a permis de faire un état des lieux des paysages présents en Poitou-Charentes, notamment de faire ressortir les secteurs de bocage. Ces travaux laissent apparaître dans cette région deux grands blocs paysagers où prédomine le bocage. Ils correspondent tous deux, aux extrémités du massif Armoricain pour les bocages Deux-Sèvriens et du massif Central pour les bocages de la Vienne limousine et de la Charente limousine. Ce type paysager recouvre environ 21 % du territoire en Poitou-Charentes (Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes 1999) (annexe n°4).

[18] La dégradation du bocage ne se limite pas à la France. Ainsi, en Angleterre, 125 000 km de haie, soit 23 % ont été supprimés, interrompus ou transformés en ligne relictuelle d'arbres et arbustes entre 1984 et 1990 (Barr et Gillespie 2000). En Hollande, 30 à 50 % des haies ont été arrachés depuis les années 1960. En Belgique, 70% des haies ont disparu depuis le début du siècle (Baudry et Jouin 2003).

Au nord-ouest de cette région, sur les marges du massif Armoricain, nous retrouvons dans le département des Deux – Sèvres (79), deux micros régions : le bocage Bressuirais au nord et le pays de Gâtine Poitevine au centre (Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes 1999). Cette dernière constituera notre zone d'étude pour les raisons qui seront détaillées dans les points à venir.

2.2 Agriculture

Peuplé de 352 100 habitants (source INSEE 2005), le département des Deux-Sèvres est constitué à 76 % de terre agricole. En 2000, la surface agricole utilisée était de 473 800 hectares (Perron 2007). Par rapport aux autres départements de la région Poitou-Charentes, les Deux-Sèvres se caractérisent par une dominance des productions animales. Même si les grandes cultures gagnent du terrain, trois-quarts des exploitations sont directement impliquées dans la production animale (Bigot 2006). Le département des Deux-Sèvres se place au premier rang national avec son troupeau caprin. L'élevage bovin et ovin est également bien présent dans le département.

En 2005, la taille moyenne d'une exploitation est de 86 hectares soit plus du double qu'en 1979. En 1988 un tiers des exploitations avait une taille supérieure à 50 hectares, en 2005 ce sont les trois-quarts, ceci quelle que soit l'orientation agricole.

La population agricole est encore nombreuse et représente 7,4 % des personnes actives contre 3,5 % en France soit un peu plus de 10 800 personnes. On dénombre en 2005, 8 490 exploitations dans le département contre plus de 10 000 en 2000.

2.3 Présentation de la Gâtine Poitevine

2.3.1 Origine et localisation

Situé dans le département des Deux-Sèvres, dans le centre ouest de la France, le Syndicat Mixte d'Action pour l'Expansion de la Gâtine (SMAEG) créé en 1976 est reconnu au titre de "pays[19] de Gâtine" depuis 1996. Le pays de Gâtine regroupe 99 communes et 75 662 habitants soit 10 cantons, 11 Communautés de Communes et 7 communes isolées (figure n°7).

Le mot « Gâtine » a pour origine « Gâts » qui étaient et sont encore des terres dites de brandes caractérisées par une végétation d'ajoncs, de genêts et de bruyères. L'appellation « Gâtine » tire son nom de l'idée de « Gâter ». La terre y est humide et particulièrement inhospitalière aux cultures. Les défrichements du XIX^{ème} siècle ont fait quasiment disparaître les brandes d'origine. Il en existe encore sous forme de lambeaux sur les plateaux (Camuzard 1979).

[19] « Issu des lois Pasqua (4 février 1995) et Voynet (25 juin 1999) pour l'aménagement et le développement (durable) du territoire, le pays est un territoire présentant une cohésion géographique, culturelle, économique ou sociale, dans le cadre duquel les communes et leurs groupements élaborent, en concertation avec les acteurs socioéconomiques et associatifs, un projet commun de développement formalisé dans une charte. En revanche, il ne constitue ni une circonscription administrative supplémentaire, ni une nouvelle collectivité territoriale » (Quillien 2002)

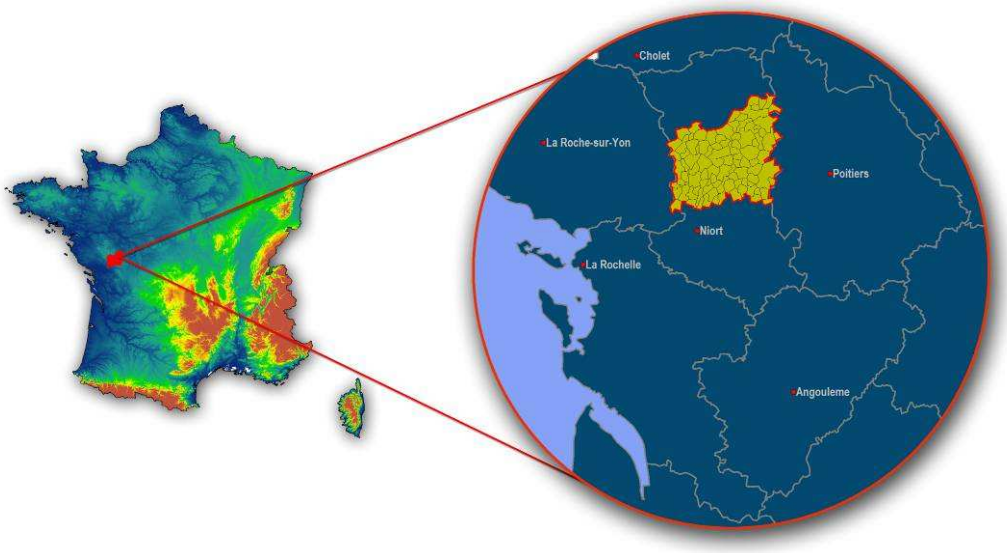


Figure n°7 : Localisation géographique du pays de Gâtine. Sur la figure de droite, en jaune sont représentées les différentes communes et en rouge la limite du pays de Gâtine.

2.3.2 Géologie et topographie

La Gâtine est installée à l'intersection de quatre grands ensembles géologiques anciens, vestiges des soulèvements hercyniens, granitiques et schisteux dans sa majorité. Cette zone de transition confère à la région Poitou-Charentes son originalité géologique. On retrouve au nord est et au sud-ouest les bassins calcaires Parisien et Aquitain. Au centre, les massifs granitiques de Bretagne et du Massif Central. Cette situation confère à cette région des variations paysagères particulières. Elle est caractérisée par la présence d'une importante bande granitique qui s'étale de Parthenay à Chantecorps-Ménigoute. La Gâtine présente un paysage de type collinaire, avec des altitudes comprises entre 150 et 200 m. Le point culminant de 272 m., se situe à Saint Martin du Fouilloux.

2.3.3 Climatologie et hydrographie

Le climat est de type océanique. La pluviométrie moyenne est de l'ordre de 1 000 mm. par an. Le paysage est drainé par un réseau hydrographique dense et complexe composé d'une multitude de petits ruisseaux. Appelé localement « Château d'eau du Poitou », la Gâtine est parsemée de terres humides, d'étangs, de mares et de sources. Plusieurs rivières y naissent, tels que la Sèvres Nantaise, le Thouet et l'Autize.

2.3.4 Evolution du territoire de Gâtine

Les premières traces de maillage bocager en Gâtine remontent au XI^{ème} siècle dans les endroits isolés (Gamache *et al.,* 2007). Le remembrement opéré en Gâtine poitevine suite à la guerre de Cent ans (1337 à 1453) et qui s'est poursuivi pendant le XVI^{ème} siècle a été à l'origine de la création des grandes métairies[20] de ce territoire. A cette époque, les métairies se composent d'un ensemble de parcelles de plus ou moins grande superficie dont

[20] Dans l'ouest de la France, on retrouve 2 types d'exploitations agricoles. La métairie est exploitée par le laboureur, le bordage (Borderie) est exploité par le bordager ou bordier. Ils sont tous les deux locataires. Le laboureur a souvent un niveau de vie plus aisé que le bordager. D'ailleurs certains laboureurs sont parfois propriétaires d'un bordage. La métairie et la borderie vont être à l'origine de nombreux lieu dit dans l'ouest de la France. http://fr.wikipedia.org/wiki/M%C3%A9tairie_(Ouest_de_la_France) consulté le 14 Mars 2009

l'union détermine une superficie comprise entre 15 et 100 hectares. Elles accaparent 75 % du territoire contre 20 % pour les borderies. Ces dernières ne dépassent jamais une dizaine d'hectares (Merle 1957). Ce même auteur, affirme qu'à la fin du XV^{ème} siècle, la Gâtine se présentait sous l'aspect d'un *« véritable openfield, du moins comme une région de champs très vastes et sans clôture »*. Ce caractère d'openfield se dégage encore des clauses de certains baux au XVI^{ème} siècle. Cependant, durant ce même siècle, dans tous les baux à ferme des métairies et dans certains baux d'un partie du suivant, se trouve une clause qui permet de trouver les premières origines de l'embocagement de la Gâtine Poitevine : *« feront iceulx preneurs, par chascune desd. Années [de leur bail] 15, 20 ou 30 brasses de fossez aux endroietz les plus convenables, qu'ils planteront en bonne plante »*. Les « plantes » qui doivent surmonter ces fossés sont presque toujours « l'esbaupin », soit l'aubépine (Merle 1957). La mise en place des haies a donc été principalement à la charge des métayers, qui au fil des années, ont fini par clôturer l'ensemble de leurs parcelles. La clôture des parcelles va donc faire disparaître le droit d'usage de la « vaine pâture ». Les métairies arrivent à leur épanouissement au XVIII^{ème} siècle. Mi XIX^{ème}, le réseau de haie est achevé traduisant l'apogée de la civilisation agricole. La haie prend tout son sens en marquant la limite de propriété foncière et la division du parcellaire pour l'exploitation des terres. Les chemins et voies ferrées qui se construisent entre 1880 et 1905 vont permettre d'améliorer les sols par l'apport de chaux[21]. Ainsi, des terres « froides », impropres aux céréales riches et aux prairies, ont pu être améliorées. Les landes ont été conquises et transformées en pâtures et en champs qu'occupent entre autres, des plantes fourragères, dont les choux (Soumagne 2000).

La seconde moitié du XIX^{ème} et le début du XX^{ème} siècle sont marqués par la révolution industrielle. Cette dernière est à l'origine de modifications dans la structuration des campagnes gâtinaises qui se vident de leurs habitants. Entre 1881 et l'entre deux guerres, les populations de certains villages vont parfois être divisées par trois ou quatre. Ce déclin démographique concerne essentiellement le départ de la main d'œuvre agricole vers les villes sans pour autant déstructurer le paysage agraire. Les grandes mutations que vont connaître les paysages de Gâtine vont principalement avoir lieu à la suite de la seconde guerre mondiale et surtout durant les Trente Glorieuses. Une réduction moyenne de 27,5 % du linéaire de haie entre 1959 et 2002 a été constatée sur ce territoire. La taille du parcellaire a également considérablement évolué en 43 ans, passant d'une moyenne de 1,6 hectare en 1959 à 2,8 hectares en 2002, soit une hausse de 44% (Boissinot, données non publiées). En 2000, plus de 78 % du territoire sont utilisés à des fins de productions agricoles. Cependant, la tendance au cours de ces 30 dernières années est à la baisse. Un recul de près de 5 % des surfaces agricoles a pu être constaté. Cependant, cette rétraction n'est pas généralisée à l'ensemble des communes. Celles de plaine ne subissent pas cette déprise. On assiste alors à une fragmentation de l'espace agricole et à une spécialisation des systèmes de production, notamment en grandes cultures et élevage (Gamache 2006). La Gâtine connaît l'accroissement des terres labourables qui profitent aux grandes cultures céréalières au détriment des Surfaces Toujours en Herbes (STH) et des Surfaces Fourragères Principales (SFP). Le retournement des prairies naturelles s'accompagne le plus souvent de travaux connexes, tels que le drainage et l'arrachage des haies.

[21] La chaux est produite dans les nombreux fours situés sur toute la marge de la Gâtine, souvent alimentés en combustible par les mines de Faymoreau et Saint-Laurs.

Ainsi, si en 1979 les cultures céréalières s'étendaient principalement sur les plaines calcaires, en 2000 elles ont été répandues sur l'ensemble des exploitations au détriment des STH.

Actuellement, le pays de Gâtine Poitevine présente en grande part des paysages de bocage où l'activité agricole est basée sur la polyculture élevage (ovins et bovins principalement) et des paysages ouverts (Plaines de Thouars au nord-est et de Niort au sud) caractérisés par de grandes étendues céréalières.

2.4 Définition des enjeux pour la batrachofaune

La zone géographique du centre-ouest de la France[22] peut être considérée comme l'une des plus intéressantes de France sur le plan herpétologique, notamment batrachologique. 25 taxons d'amphibiens sont connus dans cette région, sur les 38 espèces ou sur les 40 taxons présents en France, soit 73,5 % de la batracofaune nationale (Thirion *et al.,* 2002 ; Muratet 2008 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003). En Poitou-Charentes, l'atlas préliminaire des amphibiens et reptiles a mis en évidence la présence de 22 taxons dont 2 introduits (Xénope du Cap et la Grenouille rieuse) (Poitou-Charentes Nature 2002).

A l'intérieur du pays de Gâtine, on retrouve 15 taxons d'amphibiens, dont 10 Anoures et 5 Urodèles (tableau n°2). L'ensemble des espèces présentes est potentiellement distribué sur la globalité du pays de Gâtine. Seuls, le Pélodyte ponctué (*Pelodytes punctatus*) et le Triton de Blasius (*Triturus x blasii*) semblent avoir une distribution discontinue au sein de ce secteur géographique comme en témoignent les cartes de distribution des espèces de Thirion *et al.,* 2002.

Tableau n°2 : Liste des espèces d'amphibiens inventoriés dans le Pays de Gâtine

Ordre	Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique latin et auteur
Anoures	Bufonidae	Crapaud commun	*Bufo bufo* **(Linné, 1758)**
		Crapaud calamite	*Epidalea calamita* **Laurenti, 1768**
	Alytidae	Alyte accoucheur	*Alytes obstetricans obstetricans* **(Laurenti, 1768)**
	Peloditae	Pélodyte ponctué	*Pelodytes punctatus* **(Daudin, 1803)**
	Hylidae	Rainette verte	*Hyla arborea arborea* **(Linné, 1758)**
	Ranidae	Grenouille agile	*Rana dalmatina* **Bonaparte, 1840**
		Grenouille rousse	*Rana temporaria* **Linné, 1758**
		Grenouille rieuse	*Pelophylax ridibundus* **Pallas, 1771**
		Grenouille verte de Lessona	*Pelophylax lessonae* **Camerano, 1882**
		Grenouille verte	*Pelophylax* Kl. *esculentus* **Linné, 1758**
Urodèles	Salamandridae	Salamandre tachetée terrestre	*Salamandra salamandra terrestris* **Lacepède, 1788**
		Triton crêté	*Triturus cristatus* **(Laurenti, 1748)**
		Triton marbré	*Triturus marmoratus* **(Latreille, 1800)**
		Triton de Blasius	*Triturus x blasii* **(De L'Isle, 1862)**
		Triton palmé	*Lissotriton helveticus heveticus* **(Razoumovsky, 1789)**

[22] Dans le cadre de nos travaux, le centre ouest de la France est représenté par la région Poitou-Charentes et les départements limitrophes.

2.5 Critères de sélection de la région d'étude

Le Pays de Gâtine a été retenu comme zone d'étude pour les raisons suivantes :

1/ Située sur les marges du Massif Armoricain, la Gâtine se caractérise par des paysages de bocage (Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes 1999) ;

2/ 78 % du territoire de Gâtine sont utilisés à des fins de production agricole en 2000 (Gamache, 2006). Cette situation est particulièrement intéressante pour étudier l'impact des activités anthropiques, notamment à vocation agricole sur les peuplements d'amphibiens ;

3/ Le bocage de Gâtine possède un panel de situation contrastées. On retrouve des bocages intacts et des bocages qui sont très dégradés ;

4/ Cette micro-région présente de nombreuses mares, comme il a été constaté durant l'inventaire mené en Poitou-Charentes (Charente Nature *et al.,* 2003). En tant que biotope de reproduction, ces mares feront l'objet de la caractérisation des peuplements d'amphibiens ;

5/ 15 taxons d'amphibiens sont connus dans cette micro-région ;

6/ La Gâtine est située dans un seul domaine biogéographique « domaine subméditerranéen aquitain », permettant de limiter les variations d'ordre biogéographiques et climatiques ;

7/ Située à proximité de mon lieu de résidence, les coûts liés à l'étude sont limités. La prise de connaissance avec les propriétaires terriens des mares est également facilitée.

On peut constater que les critères d'ordres écologiques ont été retenus en priorité afin de répondre au mieux à la problématique de départ.

Conclusion du chapitre I

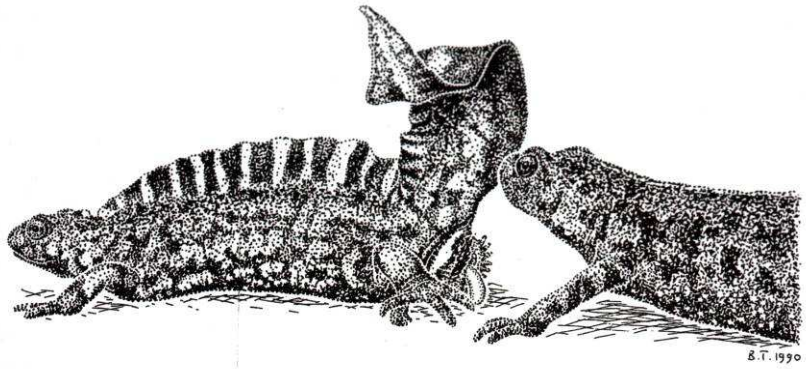
Apparus pour la plupart durant le Moyen Age, après des décennies de stabilité, les bocages n'ont cessé d'évoluer depuis, notamment à partir de la moitié du XX^{ème} siècle suite à la modernisation des systèmes d'exploitation et à l'émergence de nouvelles cultures.
Le pays de Gâtine est composé dans sa majorité de paysages bocagers. L' écocomplexe[23] bocager, composé des systèmes haie, prairie, culture, forêt ou bois, mare, étang…contribuent à la richesse sur le plan paysager

[23] Ce référé à l'article de Blandin et Lamotte 1988.

mais également à la biodiversité qui lui est associée. Les créations connexes de milieux comme les mares et les étangs pour répondre aux besoins de l'agriculture de l'époque ont probablement contribué à la dynamique de certaines populations animales inféodées à ces milieux, notamment aux amphibiens. L'évolution des pratiques et la dégradation du paysage permettent d'étudier l'influence de ces changements sur la faune batrachologique.

Les points clefs

- En France : mise en place des premiers bocages au cours du XII^{ème} siècle ;
- L'agriculture et la haie coexistent sur environ 10 % de la terre ;
- La perte des paysages bocagers en Europe est estimée entre 40 et 80 % depuis 1960 ;
- En France, le linéaire de haie a régressé de 45 000 km. par an entre 1960 et 1980 ;
- En Gâtine Poitevine, mise en place des bocages durant le XVI^{ème} siècle suite au développement des métairies ;
- Entre 1959 et 2002, le pays de Gâtine connaît une réduction moyenne du linéaire de haie de 27,5 % et une augmentation de la taille moyenne du parcellaire agricole de 44 % ;
- 15 espèces d'amphibiens sont présentes dans le pays de Gâtine.



Chapitre **II**

Identification des biotopes de reproduction des amphibiens en milieu bocager

CHAPITRE II

Identification des biotopes de reproduction des amphibiens en milieu bocager

Introduction : l'importance des petits points d'eau lentique

Parmi les habitats de reproduction utilisés par les différentes espèces d'amphibiens européens, on retrouve entre autres les prairies humides, les tourbières, les mares, les étangs, les carrières, les lacs, les fossés inondés, les ornières, les ruisseaux, les torrents et les rivières (Gasc et *al.,* 1997 ; ACEMAV coll. et *al.,* 2003 ; Denoël 2004 ; Jacob *et al.,* 2007).

Les petits points d'eau lentique (mares, étangs…) sont largement utilisés par de nombreuses espèces d'amphibiens à travers le monde. Sur 5 421 espèces analysées, 60 à 80 % utilisent ces types de milieux pour se reproduire (Semlitsch 2003). En Suisse, 88 % de la batracofaune utilise ces milieux (Oertli *et al.,* 2000). Les petits points d'eau lentique par leur distribution sur l'ensemble du territoire européen et français en densité plus ou moins importante, peuvent être considérés comme des biotopes clefs dans le maintien et le développement de populations d'amphibiens. En Suisse, on en recense approximativement 32 000 de 0,01 à 5 hectares, en Grande Bretagne, environ 400 000 de 0,0025 à 5 hectares et au Danemark, environ 120 000 de 0,01 à 5 hectares (Oertli *et al.,* 2005). En Allemagne, principalement dans le nord-est, de fortes densités de petits points d'eau existent. Leur nombre est estimé à 167 000 pour une surface qui varie de 0,01 à 1 hectare.

En France, on estime à un million le nombre de points d'eau inférieurs à 0,5 hectare (European Pond Conservation Network 2008). Parmi ces éléments, on compte environ 600 000 mares soit une par km², une pour 100 habitants. Si l'on considère une surface élémentaire moyenne de l'ordre de 2 000 m², les mares couvrent environ 300 000 hectares, soit à peine 0,05 % du territoire métropolitain (Sajaloli et Limoges 2004).

Classées par le World Wide Fund for nature (WWF) parmi les grands biomes aquatiques, les mares sont reconnues pour leurs originalités biologiques tout comme les étangs. Les mares sont notamment reconnues pour être des habitats privilégiés pour la faune, plus particulièrement pour les amphibiens et les odonates (eg. Beignet et Dommanget 1997 ; Lombardi 1997 ; Grillas *et al*., 2004). Elles abritent également une flore diversifiée (Chaïb *et al.,* 1997), notamment en région méditerranéenne où environ 4 % des espèces végétales prioritaires, particulièrement menacées en France y sont presque exclusivement inféodées (Grillas *et al.,* 2004).

Dans les paysages de bocage, pour assurer leur cycle de vie, les amphibiens ont donc besoins de disposer d'habitat aquatique de reproduction. Les mares et les étangs sont situés dans l'espace agricole et sont potentiellement soumis à différents facteurs d'évolutions (abandon, comblement) en fonction des pratiques de l'agriculteur. Apporter des informations sur les paramètres qui conditionnent la présence, le comblement et le non

entretien de ces habitats est important en vue d'une gestion conservatoire efficace des peuplements d'amphibiens de ces paysages. Le présent chapitre fournit des éléments d'évaluation, de compréhension et de suivi de l'évolution des mares et des étangs en Gâtine. Il est structuré en 6 parties. La première, apporte des éléments de définition, d'origines et d'usages des mares et des étangs. La seconde partie est consacrée à l'inventaire des mares et des étangs par la méthode de photo-interprétation écran à l'aide d'un Système d'Information Géographique. La troisième partie traite des relations mare/étang avec l'assolement d'insertion. La quatrième partie évalue la méthode de photo-interprétation par des visites de terrain. La cinquième partie décrit les usages contemporains des mares et la sixième partie traite de l'évolution des usages des petits points d'eau lentique en Gâtine.

I. Mares et étangs : définitions, origines et usages

1.1. Essai de définition de la mare et de l'étang

1.1.1. La mare

Définir une mare n'est pas chose aisée et de nombreuses définitions existent. Angelibert (2004) expose dans sa thèse la difficulté de trouver une définition claire de la mare, dénotant du faible intérêt porté à ces milieux pendant longtemps et y détaille plusieurs définitions extraites de l'article de Jammes (1997). Pour notre étude, on retiendra la définition issue du Programme National de Recherche sur les Zones Humides qui est la synthèse de 36 définitions (Sajaloli et Dutilleul 2001) :

« La mare est une étendue d'eau à renouvellement généralement limité, de taille variable pouvant atteindre un maximum de 5 000 m². Sa faible profondeur qui peut atteindre environ 2 mètres, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire, ainsi qu'aux plantes de s'enraciner sur tout le fond. De formation naturelle ou anthropique, elle se trouve dans des dépressions imperméables, en contexte rural, périurbain, voire urbain. Alimentée par les eaux pluviales et parfois phréatiques, elle peut être associée à un système de fossés qui en pénètrent et en ressortent ; elle exerce alors un rôle tampon au ruissellement. Elle peut être sensible aux variations météorologiques et climatiques, et ainsi être temporaire. La mare constitue un écosystème au fonctionnement complexe, ouvert sur les écosystèmes voisins, qui présente à la fois une forte variabilité biologique et hydrologique interannuelle. Elle possède un fort potentiel biologique et une forte productivité potentielle ».

Cette définition fait actuellement référence. Pourtant, elle reste encore très large et ne permet pas de distinguer clairement la mare de l'étang. Ainsi, d'autres éléments peuvent être apportés en complément : elles sont moins régulées par l'homme que les étangs, lesquels sont plus souvent curés, vidés, empoissonnés ou utilisés comme zone de loisir.

Jammes (1997) propose une définition qui a notamment servi de base à la construction de la précédente. Cependant cet auteur utilise un critère de surface plus faible que nous retiendrons pour la suite de notre étude : *« La mare est une étendue d'eau stagnante de taille variable, évaluée en m² et pouvant atteindre 2 000m². Sa faible profondeur qui peut atteindre environ 2 mètres, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire, ainsi qu'aux plantes de s'enraciner sur tout le fond. De formation naturelle ou artificielle, elle se trouve dans des dépressions imperméables, en contexte rural, péri-urbain voire urbain. Elle est alimentée par les eaux pluviales et parfois phréatiques. Avec son petit bassin versant, elle constitue un réseau hydrographique endoréique, auquel participent des eaux parvenant à la mare par des voies d'origine anthropique (canalisations, rigoles, fossés). Il arrive qu'elle soit associée à un système de fossés qui y pénètrent et en ressortent ; elle exerce alors un rôle « tampon » au ruissellement. Elle peut sécher en été par grandes chaleurs. Présente principalement dans les régions pauvres en cours d'eau, elle a perdu presque tous ces usages liés aux activités agricoles et rurales, et n'est souvent plus qu'un lieu d'agrément et de loisir. Elle présente un milieu de vie riche d'une flore et d'une faune spécifiques ».*

La surface de 2 000 m² a déjà été retenue pour d'autres études pour définir la mare (eg. Desfossez et Lefèvre 1998 ; Charente Nature et al., 2003 ; Moreau 2006). Des définitions plus anciennes existent. Rozier et *al.* (1787) dans son cours complet d'agriculture, définit simplement les mares comme : « *Amas des eaux pluviales et dormantes* ». En 1809, Thouin *et al.,* donnent une définition plus complète « *Amas d'eau plus ou moins considérables formés par la nature, quelquefois par l'industrie de l'homme, pour se procurer, près de son habitation, des moyens faciles de baigner et d'abreuver ses bestiaux, quelquefois lui-même et ses enfants* ».

Tessier et *al.* (1816) apporte des éléments de comparaison avec les autres étendues d'eaux stagnantes : « *Ce sont des étendues d'eau moins considérables que les lacs et les étangs, c'est-à-dire, de moins d'un quart d'arpent*[24]*, et qui comme eux sont formée par la nature ou par la main de l'homme. Il est des mares dont les eaux ont un écoulement ; il en est d'autres qui n'en ont pas : il en est qui sont alimentés par une fontaine, un ruisseau, une rivière ; mais la plupart ne le sont que par les eaux pluviales* »

Cet auteur y introduit un caractère distinctif majeur qu'est la surface. Ainsi à cette époque sont considérées comme mare, les surfaces en eau inférieures à 0,08525 hectare, soit 852,5 mètres carrés.

1.1.2. L'étang

Tout comme la mare, définir l'étang (*estang*, latin *stagnum*) est complexe et il existe de nombreuses définitions. Le Bihan et Font (2008) définissent l'étang comme « *une étendue d'eau douce stagnante, de faible profondeur, le plus souvent d'origine artificielle, vidangeable et reposant dans une cuvette à fond imperméable. L'étang est contrôlé par l'homme par le bief de bonde permettant une régulation hydraulique* ». Si l'étang est abandonné, ses caractéristiques et son évolution peuvent être rapportés à celles d'une mare (Monot 2003).

Tessier *et al.* (1796) définit l'étang comme *« Amas d'eau, dans lequel on élève du poisson. On peut distinguer les Etangs, en Etangs accidentels, qui doivent leur existence au débordement de la mer ou des grandes rivières ; et en Etangs artificiels, formés par la main de l'homme. »*

[24] 1 arpent = 0,341 hectares

Ainsi, les étangs se distinguent des mares essentiellement sur la présence d'une bonde de vidange et sur leur surface plus conséquente.

1.2. Origines et usages des petits points d'eau lentique

1.2.1. Les mares

On peut leur distinguer deux origines : les mares créées sous l'influence de l'homme et celles que l'on peut qualifier de naturelles.

Les premières représentent 99 % de l'origine de ces milieux (Monot 2003). Elles peuvent être considérées comme un élément fondateur de la vie rurale. Parfois qualifiées de *Palus domesticus*, les mares reflètent des rapports familiers de l'homme à l'eau depuis des siècles (Teissier-Ensminger et Sajaloli 1997a). Elles ont été creusées pour répondre à un besoin en eau et à une multitude d'usages (Monot 2003).

La réserve naturelle du Pinail située à proximité de Poitiers (86), illustre parfaitement la relation étroite qu'entretient l'homme avec la création de ces milieux. L'apparition des premiers moulins à la fin du premier millénaire entraîne l'extraction de pierres meulières[25]. L'exploitation de cette ressource minérale a façonné des dépressions qui se sont remplies d'eau par la suite. Sur les 135 hectares que compte la réserve, l'exploitation des pierres de meule a donné lieu à la création involontaire de près de 3 000 mares, soit un peu plus de 15 mares à l'hectare.

En Normandie, des mares trouvent leur origine au Néolithique (environ 6 000 ans avant Jésus Christ) suite à l'extraction de matériaux pour la fabrication du torchis des cabanes. Cette relation entre la mare et la construction se perpétuera jusqu'au XIX^{ème} siècle (Chaïb 1998).

Au premier siècle de la chrétienté, les mares servaient de baptistères pour les adultes. Jusqu'au début du XX^{ème} siècle, les prêtres organisent des processions afin d'intercéder, les années sèches pour éviter que les mares ne tarissent (Chaïb 1997).

En Poitou-Charentes, elles trouvent leur origine dans l'exploitation de divers matériaux (sable, argile, grès, ferrugineux…), la création de réserves pour l'eau potable, de viviers à poisson, de lieux régulateurs et suite aux bombardements de la seconde guerre mondiale (Charente Nature *et al.,* 2003). Les mares, loin des habitations, au milieu des champs et des bois, servent le plus souvent de vivier. Lorsqu'elles ne s'assèchent pas durant l'été, on y retrouve des espèces comme la Tanche *Tinca tinca*, le Gardon *Rutilus rutilus* ou encore le Carassin commun *Carassius carassius*.

La flore de ces milieux est valorisée par l'artisanat de l'époque. Le Jonc *Juncus effusus* sert au rempaillage des chaises, à la fabrication de hochets ou encore à créer des paillassons pour protéger les bouteilles ou les jeunes arbres. Les branches de Frêne, exploité en « têtard », donnent du bois de chauffage et permettent la création de

[25] L'extraction des pierres donnera son appellation à la forêt de Moulière. Les meules étaient réputées dans tout le royaume et même importées par les Acadiens jusqu'au Canada ! Le maintien de la lande du Pinail a pour origine l'ordonnance Royale de 1692 qui vise à reconstituer les forêts dégradées du royaume. Ces terrains sont alors jugés impropres à la reforestation et des « droits d'usages » sont concédés aux habitants. (Extrait de la plaquette de présentation de la RN du Pinail – 2000)

piquets de clôture. Le feuillage est utilisé pour fabriquer de la « frênette[26] », une boisson légèrement pétillante et alcoolisée. Les tiges de saules têtard servent à la confection de paniers et de couffins.

En tant que réservoir d'eau, elles étaient utilisées pour la toilette, la cuisine et la boisson. L'eau est rendue propre à la consommation par filtrage à travers le charbon. En Gâtine *« dans cette région d'élevage, chaque ferme a besoin de sa mare et l'histoire regorge de querelles, parfois violentes, provoquées par les besoins en eau des hommes et du bétail. »* (Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes 1999). Jusqu'au XX^{ème} siècle, pratiquement chaque ferme possédait son routoir appelé parfois "mare au chanvre". Le rouissage facilitait la séparation de l'écorce filamenteuse de la tige. Près des forêts, se trouvaient aussi des "mares aux poutres" dans lesquelles trempaient les troncs destinés aux charpentes et constructions. Eléments fondateurs de l'économie rurale en l'absence d'autres points d'eau, ces milieux trouvent toute leur importance dans les régions à vocation agricole orientées vers l'élevage. Elles y servent notamment d'abreuvoir pour le bétail, au trempage du fer incandescent, au nettoyage de la laine de mouton. On y introduit des plantes aquatiques de « grande stature » (probablement du jonc des tonneliers *Scirpus lacustris*), qui coupées en automne, servent à faire de la litière et augmentent la masse des fumiers (Thouin *et al.,* 1809).

Les mares se sont multipliées au cours des siècles avec l'explosion démographique, les phases migratoires des populations dans les campagnes et la révolution agraire. L'extension du cheptel bovin durant le XIX^{ème} siècle, conduit les agriculteurs à creuser de nombreuses mares dans les parcelles de prairie, notamment en zone de bocage. En Normandie, chaque métairie a sa mare destinée à abreuver les bestiaux et parfois même les hommes (Rozier *et al.,* 1787).

Selon leur usage, ces milieux arrivent à traverser les siècles par des curages réguliers tous les 5 à 10 ans (une mare datant du XVI^{ème} siècle à même été trouvée). Des agronomes des XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles préconisent à l'époque l'emplacement de la mare ainsi que l'entretien de ces milieux (Tessier 1816) : « *Elle sera nettoyée tous les ans ou tous les deux ans au plus tard. Ses cururesont un excellent engrais, et paieront les frais de leur enlèvement* ». Une mare non entretenue se voit disparaître au bout de 50 ans par un phénomène biologique de comblement par les matières organiques pour arriver à une formation végétale climacique[27] de type Saulaie – frênaie.

Les mares naturelles représentent une part infime de ces milieux. On retrouve des mares de dolines principalement dans les régions au paysage karstique, où elles sont appelées « lavogne » dans les Causses et « mardelle » dans le Limousin en raison du substrat marneux. Il existe des mares cupulaires creusées par l'érosion dans des blocs de roche dure ou des dalles rocheuses. Leur alimentation en eau est exclusivement pluviale. D'autres sont liées à la dynamique fluviale qui a créé des dépressions à proximité du lit majeur des cours d'eau. Elles sont alimentées par les eaux de pluie et/ou les fluctuations de la nappe souterraine. Sur les substrats peu perméables argilo-limoneux on retrouve dans certaines régions de France, notamment en Corse, des mares de légère dépression topographique (Grillas *et al.,* 2004). Des accidents naturels telle que la tempête

[26] On lui attribuait la propriété d'augmenter la longévité, sur la foi de témoignages de centenaires affirmant en avoir pris quelques petits verres quotidiennement tout au long de leur existence.

[27] Ou succession végétal.

de Décembre 1999, peuvent être à la base de la création de nombreuses petites mares naturelles sous les souches (Charente Nature *et al.,* 2003).

Même si leur création n'est pas le fruit d'actions anthropiques, ces mares, lorsqu'elles sont intégrées dans un système paysager à vocation agricole sont utilisées en tant qu'abreuvoir pour le bétail. C'est notamment le cas des lavognes des Causses (certaines ont le fond empierré ou bétonné). D'autres sont utilisées dans le cadre d'activités cynégétiques ou valorisées dans des projets d'aménagements territoriaux. L'homme prend donc toute sa place dans la pérennité de ces milieux.

Les usages de la mare se sont profondément modifiés au cours des décennies. Autrefois, liés aux activités quotidiennes, tant agricoles, artisanales que domestiques, de nouveaux usages sont apparus tandis que d'autres ont disparu. L'adduction de l'eau à partir des années 1950 et les craintes hygiénistes viennent marquer une perte d'usage des mares situées dans les corps de ferme ou dans les villages. Dans les régions, où les activités agricoles basées sur la polyculture – élevage ont subsisté, la mare sert encore **d'alimentation en eau** pour le bétail. Elle offre une réponse économique à l'agriculteur en limitant les apports d'eau en citerne qui nécessite du temps et plusieurs personnes. Cependant, dans bien des cas, la mare a été remplacée par des bacs abreuvoir en raison des risques microbiologiques et toxicologiques qui lui sont imputés. En l'absence de clôture, des risques bactériologiques existent lorsque les cheptels descendent directement dans la mare entraînant la contamination de l'eau par les excréments. La contamination toxicologique est dangereuse, les toxiques pouvant s'accumuler dans la viande ou le lait destinés à la consommation humaine (De Angeli 2004). Les bacs abreuvoirs (auge en tôle) présentent l'avantage d'être mobiles et de se nettoyer facilement. L'émergence de la société de loisir a favorisé la création et le maintien de certaines mares. Les usages contemporains sont essentiellement associés à l'attrait d'un plan d'eau aménagé, l'amélioration du cadre de vie (mare d'ornement) et aussi à sa capacité d'**épuration** des eaux usées et de recueil des **effluents routiers**. On les utilise encore en tant que **réserve d'eau** pour lutter contre les incendies et pour l'arrosage des cultures et des jardins. De nombreuses mares continuent à être empoissonnées pour y pratiquer la **pêche**. Les mares utilisées dans un contexte **cynégétique** servent à la chasse du gibier d'eau et d'élevage des palmipèdes. On les appelle mares de hutte ou encore « gabion ». L'écosystème mare joue un rôle non négligeable dans **l'éducation à l'environnement** (Maurette 1997). Du fait de sa dimension relativement restreinte, il sert de base à des animations publiques et à des cours élémentaires comme la biologie, aussi bien à l'école primaire qu'au lycée ou encore en faculté. On y apprend le cycle du développement des amphibiens, les relations trophiques et y aborde les aspects socio-historiques de ces milieux. En témoigne les nombreux sites Internet relatant ce genre d'actions. Pour exemples :
http://environnement.ecoles.free.fr/dossier_pedagogique_environnement_mare.htm
http://www.ode43.fr/index.php?page=122

Les éléments apportés tout au long de cette partie permettent de reconnaître à ce jour quatre grandes fonctions (Moreau 2006) :

- *Fonction patrimoniales :* source et élément de biodiversité, patrimoine aménitaire ;
- *Fonction sociale :* symbole d'une campagne naturelle et vivante. Support d'activités de loisirs ;

- *Fonction hydraulique et épuratrice :* rôle tampon, gestion locale des ruissellements et lutte contre l'érosion des terres agricoles ;
- *Fonction économique :* fonction abreuvoir et réserve d'eau pour l'arrosage. Cependant difficile à exprimer en terme de rentabilité.

1.2.1.1. Typologie des mares

Intégrées dans différents contextes paysagers, plusieurs types de mares sont reconnus. De nombreux travaux témoignent de la variété typologique des mares. Les travaux de Charente Nature *et al.,* (2003) ont eu pour objectif de réaliser une typologie des mares sur la base d'une méthode simple et accessible à tout usager. Ils ont ainsi obtenu une nomenclature à 8 catégories :

- Mare forestière
- Mare de lisière
- Mare de prairie
- Mare de culture
- Mare de village
- Mare d'ornement
- Mare de zone de marais
- Mare de lande et de brande

Menés à une échelle nationale, les travaux réalisés dans le cadre du Programme National de Recherche sur les Zones Humides (PNRZH) ont permis d'identifier sept types de mares en fonction de leurs problématiques de gestion et de conservation (Michelot 2005) :

- Les mares prairiales ;
- Les mares de champs ;
- Les mares d'habitat groupé et dispersé, à vocation ornementale ;
- Les mares de milieux pionniers de lande ou de friche ;
- Les petite mares ombragées, en milieu fermé de type forestier ;
- Les mares en milieu pionniers de coupe ou fourrés ;
- Les mares épuratoires des infrastructures de transports

1.2.2. Les étangs

Les étangs sont le plus souvent d'origines artificielles. Ils sont conçus par barrage d'un thalweg et/ou surcreusement d'une dépression naturelle ou bien d'une zone humide préexistante. Ils ont été créés à l'origine pour la pisciculture par les moines puis par les propriétaires fonciers, le plus souvent pour des raisons alimentaires et économiques, les ressources de l'agriculture ou de l'élevage n'étant pas suffisantes dans les régions où le sol était à la fois pauvre et marécageux.

Au Moyen Age, la Brenne était une zone marécageuse. A partir du XII^{ème} siècle, les moines l'ont découpé en étangs afin de favoriser la pratique de la pisciculture. Ecrit par Tessier *et al.* (1796) : *« Il existoit en France*

pendant le règne le plus absolu des moines et des prêtres, plus d'un million d'arpents en étangs. La ferveur de la secte chrétienne, pour laquelle le poisson étoit devenu un besoin, et la cupidité, en auroient encore augmenté le nombre, si la force de la raison n'avoit enfin éclairé le Français sur l'imposture des papes et leurs chefs de sectes, et ramené les hommes à l'agriculture et au commerce : […] ».

D'autres usages ont pu être associés, comme la mise en culture lors des assecs prolongés dans certaines régions (exemples : Dombes, Sologne), l'abreuvage des bestiaux, le pacage du bétail (lors d'assec), l'irrigation, le flottage du bois dans l'Yonne ainsi que la production d'énergie pour les moulins et les forges. L'exploitation de l'énergie hydraulique a contraint les meuniers et forgerons à canaliser le cours d'eau exploité et souvent à créer une réserve d'eau en amont pour réguler les variations de débit. Le développement de la machine à vapeur au cours du XVIII^{ème} siècle, fait que l'étang perd son rôle de réserve d'énergie ou d'eau pour l'industrie. Au début du XIX^{ème} siècle, suite à des pressions de l'état, de nombreux étangs sont asséchés ou détruits pour des raisons sanitaires et pour augmenter les surfaces cultivables. Ils connaissent alors une forte régression. Dans l'ouvrage de Teissier *et al.* (1796), il est écrit qu'il faut supprimer les étangs pour des raisons sanitaires : *«Les maladies endémiques qui règnent dans les pays à étangs, prouvent assez combien leur voisinage est à redouter […] La suppression des étangs est un objet indispensable […] ».* La loi du 14 frimaire de l'an deuxième (4 décembre 1793) ordonne le dessèchement des étangs pour leur ensemencement en culture. Extrait de l'article premier : « *le sol des étangs desséchés sera ensemencé en grains de maïs, ou planté en légumes propres à la subsistance de l'homme ».* Les mares de moins d'un arpent ne sont pas concernées par cette loi (Tessier *et al.* 1796).

A la fin du XX^{ème} siècle, l'étang devient de nouveau populaire[28]. Les étangs sont actuellement reconnus pour leurs intérêts écologique et paysager. Ils contribuent notamment à l'amélioration de la qualité des eaux en régulant les nutriments ainsi que les matières en suspension. Ce sont également des réservoirs de biodiversité. En Deux-Sèvres, on estime que 75 % des plantes aquatiques, 65 % des libellules, 60 % des amphibiens et 40 % des oiseaux en dépendent (Deux-Sèvres Nature Environnement 2008). Ils sont également reconnus pour leurs aspects économiques, sociaux et culturels tout comme les mares. A ce jour, les étangs sont essentiellement utilisés dans le cadre d'activités de loisirs. On y pratique la pêche et la chasse. Des étangs sont mis en location pour ces activités. A vocation piscicole, les étangs sont peuplés de poissons, tels que la Carpe commune *Cyprinus carpio*, la Tanche *Tinca tinca*, le Gardon *Rutilus rutilus* ou encore le Brochet *Esox lucius* et le Sandre *Sander lucioperca*. D'autres espèces, telles que la Truite arc en ciel *Oncorhynchus mykiss*, l'Achigan à grande bouche *Micropterus salmoides* ou encore le Silure glane *Silurus glanis* sont fréquemment introduits dans les étangs de grande superficie. C'est particulièrement le cas en Deux-Sèvres pour y assouvir la pratique de la pêche sportive (observations personnelles). Les étangs constituent également une réserve d'eau douce pour l'irrigation, l'arrosage et dans quelques cas pour la consommation.

[28] A l'époque de la loi du 14 frimaire de l'an deuxième on estime leur nombre à 90 dans le département des Deux-Sèvres, pour une surface de 3 800 arpents, soit un peu plus de 1 299 hectares. Actuellement, leur surface dans ce même département est estimée à 2 420 hectares (Source : Agreste 2007). Durant cette même période, Tessier *et al.* (1796) estime la surface française en étangs à environ 308 220 arpents, soit 105 103 hectares et leur nombre à 14 275. Actuellement, la surface des étangs exploités en France est estimée à 112 000 hectares dont 61% destinés à l'activité de pisciculture et 39% réservés à la pêche de loisir (Le Bihan et Font 2008).

II. Distribution spatiale des mares et des étangs dans le Pays de Gâtine : apport de la photo-interprétation

2.1 Objectifs

Un inventaire des mares mené à partir de cartes IGN au 1/25 000ème et de prospections de terrain sur des zones échantillons de 70 km² a été réalisé en Poitou-Charentes entre 1998 et 2001. Un nombre total d'environ 30 000 mares a pu être estimé par ces travaux (Charente Nature *et al.,* 2003). Ce travail conduit à une échelle régionale, ne permet pas de disposer de données précises pour le pays de Gâtine. En tant que biotope de reproduction des amphibiens, nous souhaitons obtenir des informations sur la distribution du réseau de mares et d'étangs sur l'ensemble du pays de Gâtine et ainsi compléter les travaux menés précédemment.

Cet inventaire permettra par la suite d'apporter des éléments de compréhension sur la distribution de ces milieux et sur les relations qu'ils entretiennent avec l'espace agricole (assolement d'implantation, comblement, création, entretien, usages).

2.2 Matériel et méthode

Disposant de la BD Ortho® [29] 2002 (IGN 2004) mise à disposition suite à une convention avec l'Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire (IAAT), nous avons utilisé ce référentiel pour inventorier les mares et les étangs en milieu bocager. Pour cela, nous avons utilisé la technique de photo-interprétation écran à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG).

La photo-interprétation peut être définie comme un travail d'analyse et de mesure exécuté à partir de photographies simples ou stéréoscopiques. Elle est pratiquée depuis de nombreuses années dans le domaine de la photographie aérienne. Cette étude thématique d'une image aérienne ou spatiale s'effectue à partir de l'analyse des informations préalablement obtenues par photo-identification et vise à l'identification des objets contenus ou plus simplement à leur localisation. La photo-interprétation a été réalisée par balayage de la BD Ortho® 2002 au 1/2 000ème écran avec le SIG ArcGis 9.2®. Cette échelle s'adapte à la résolution du référentiel retenue qui est de 50 cm. x 50 cm. par pixel. Une grille avec un carroyage de 500 hectares a permis de découper le territoire et de servir de base à la photo-interprétation. Chaque maille est « balayée » verticalement et horizontalement (figure n°8). Le territoire de 1 962 km² ne pouvant être analysé en une seule fois, une colonne nommée « Interprété » de type booléenne est créée dans la table attributaire de la grille et permet de s'assurer de l'ensemble du traitement de la zone.

En raison des difficultés de distinction claire entre une mare et un étang, nous avons choisi de retenir comme élément de différenciation, la surface. En effet, c'est le seul critère applicable en vue d'un inventaire par photo-interprétation écran. Ainsi, les éléments inférieurs ou égaux à 2 000m² seront apparentés aux objets « mares » et ceux supérieurs à 2 000m² aux « étangs ». Une fois identifiés, les éléments sont ensuite numérisés en ponctuel.

[29] La BD ORTHO® est une collection de mosaïques numériques d'orthophotographies en couleurs ou en Infra rouge couleurs, rectifiées dans la projection adaptée au territoire couvert : département métropolitain ou d'outremer. La BD ORTHO® se compose d'images numériques (sans habillage, ni surcharge) et d'indications de géoréférencement. Le contenu informationnel est compatible avec des échelles de travail de l'ordre du 1/ 5 000 ou plus petites, et peut permettre localement une utilisation jusqu'au 1/ 2 000.

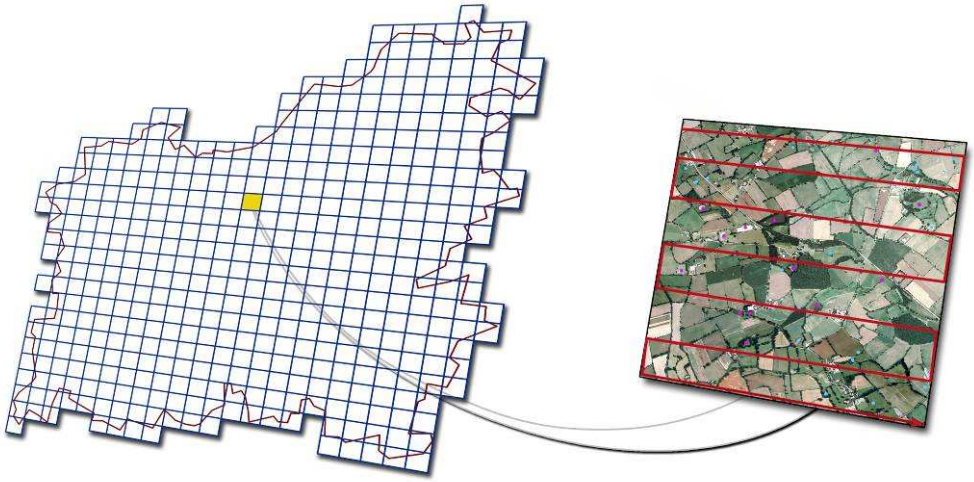


Figure n°8 : Grille avec des mailles de 500 hectares ayant servit de base au balayage de la BD Ortho® IGN par la méthode de photo-interprétation écran au 1/2 000ème. Le trait rouge situé sous le carroyage de l'image de gauche symbolise la limite du Pays de Gâtine.

2.3 Résultats de la photo-interprétation écran[30]

La photo-interprétation écran a permis d'inventorier 5 058 objets apparentés aux mares et 1 648 aux étangs, soit un peu plus de 3,4 points d'eau au kilomètre carré (dont 2,5 objets mare et 0,8 objet étang au km²). L'approche par grille met en évidence des densités moyennes de 11 objets mares par maille, avec un maximum de 52 « mares » aux 500 hectares, soit un peu plus d'une mare aux 10 hectares. Pour les éléments supérieurs à 2 000 m², la densité moyenne est de 4 étangs par maille avec un maximum pouvant atteindre 22. 56 mailles sont dépourvues de point d'eau, soit 12 % de la région étudiée (figure n°9a, b et c).

L'approche communale, montre des variations dans les densités (figure n°10a, b et c). Des communes telles que Chanteloup et Neuvy Bouin présentent de fortes concentrations avec des densités supérieures à 8 points d'eau au kilomètre carré. Les communes de Fénery, Châtillon sur Thouet, Neuvy Bouin et Saint Germain de Longues Chaumes présentent des densités supérieures à 6 mares au kilomètre carré. Seules les communes de Doux et de Faye-sur-Ardin sont dépourvues de point d'eau. Elles sont toutes les deux situées dans un contexte paysager dominé par l'agriculture intensive avec de grandes cultures céréalières (Gamache 2006).

Les plus fortes concentrations de points d'eau et particulièrement de mares s'observent dans le centre-nord du pays de Gâtine, particulièrement dans les Communautés de Communes de Terre de Sèvres, Espace Gâtine, Parthenay et les communes isolées. Ces communes sont caractérisées par une production agricole orientée vers l'élevage (Gamache 2006).

[30] Les résultats présentés ne tiennent pas compte des erreurs de photo-interprétation ni de la détectabilité des éléments en fonction de la structure du paysage. La technique de photo-interprétation est évaluée dans la partie IV de ce chapitre en vue d'obtenir une estimation fine du nombre de mares et d'étangs en Gâtine.

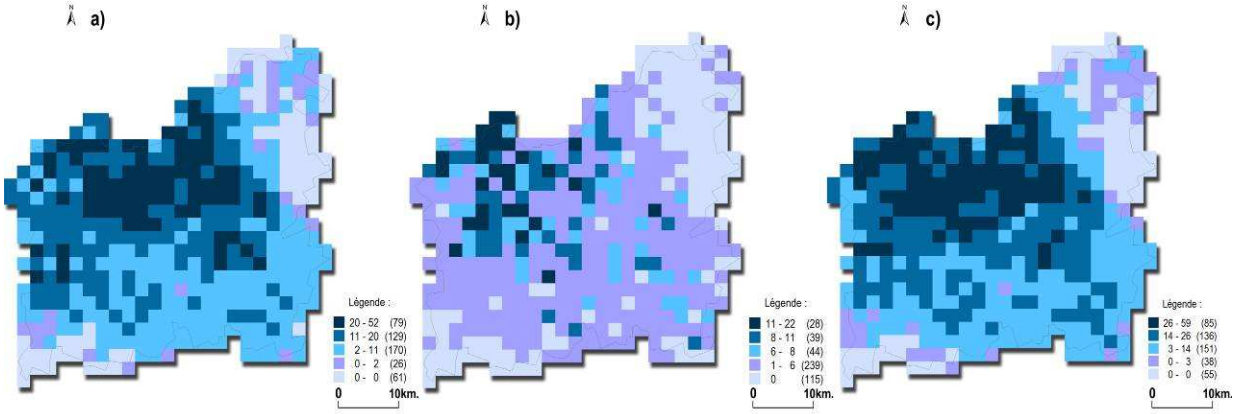


Figure n°9 : **a)** Densité d'objets « mares » aux 500 hectares dans le pays de Gâtine. **b)** Densité d'objets « étangs » aux 500 hectares dans le pays de Gâtine. **c)** Densité d'éléments « points d'eau » (somme des objets « mares » et « étangs ») dans le pays de Gâtine. Le linéaire gris marque la limite du pays de Gâtine. La classification est réalisée sur les écarts types.

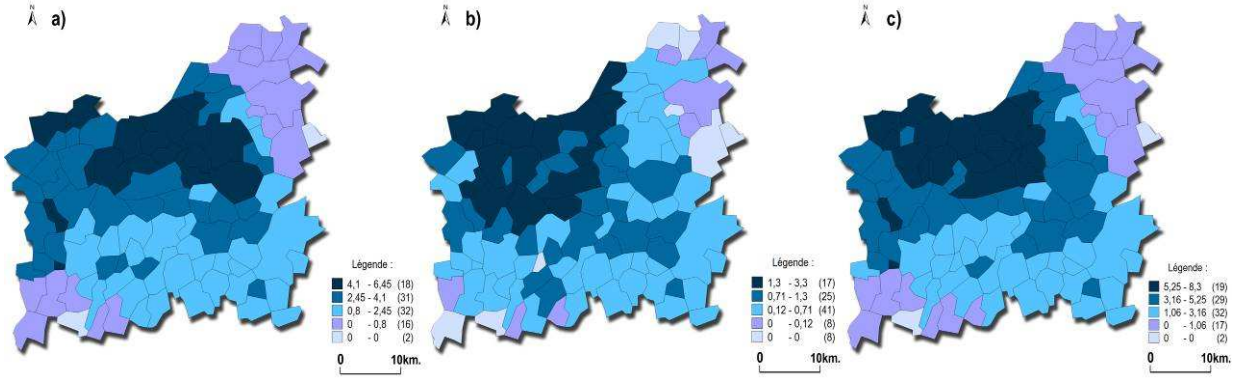


Figure n°10: **a)** Densité d'objets « mares » au kilomètre carré par commune dans le pays de Gâtine. **b)** Densité d'objets « étangs » au kilomètre carré par commune dans le pays de Gâtine. **c)** Densité d'éléments « points d'eau » (somme des objets « mares » et « étangs ») dans le pays de Gâtine. Le linéaire noir marque la limite de chaque commune.

III. Etude des relations mare / étang avec l'assolement : approche multi échelles

3.1 Objectifs

Ce travail porte sur les relations qu'entretiennent les mares et les étangs avec l'assolement dans l'espace agricole. Nous voulons identifier les types d'assolement qui accueillent les habitats de reproduction pour les amphibiens. A l'inverse, nous voulons mettre en évidence les assolements où l'on ne retrouve pas de mare et d'étang. Une approche multi échelles est utilisée : régionale et parcellaire.

3.2 Matériel et méthode

Les données disponibles – Pour réaliser cette étude, plusieurs types de données sont susceptibles d'être utilisées. Cependant, différentes contraintes sont observées quant au choix des données de base, notamment d'ordre financier, de disponibilité et d'échelle. Les référentiels dont on peut extraire régionalement de l'information sur l'occupation du sol sont le cadastre, les données de l'Institut Forestier National, la base de données Ortho® (IGN Paris), Corine Land Cover (Institut Français de l'Environnement 2005) et localement, la base de données de l'Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire (IAAT). Cependant, les référentiels permettant de disposer d'information à l'échelle de la parcelle ne sont pas disponibles.

3.2.1 Approche à l'échelle régionale

Le référentiel que nous avons gardé pour l'analyse à l'échelle régionale est la base de données Corine Land Cover 2000 qui présente l'avantage d'être gratuite. Dans un souci de reproduction de l'étude, ce référentiel est disponible sur l'ensemble du territoire français avec une nomenclature commune et est amené à être mis à jour régulièrement. La base de données Corine Land Cover possède une nomenclature hiérarchisée standard divisée en trois niveaux. Le premier fait référence aux grands types d'occupation du sol repérables au niveau international, le second est utilisable à des échelles comprises entre 1/500 000 et 1/1 000 000ème et le troisième est utilisé au 1/ 100 000ème. Ce dernier niveau comporte 44 postes qui correspondent à une description biophysique de l'occupation du sol. La production de la base Corine Land Cover est effectuée à partir de photo-interprétation visuelle d'images satellitaires (Landsat ETM +) assistée de données d'appui telles que des photographies aériennes, cartes topographiques ou thématiques diverses. L'unité spatiale de base Corine Land Cover est une zone dont la couverture peut être considérée comme homogène, ou être perçue comme une combinaison de zones élémentaires qui représente une structure d'occupation. Elle doit présenter une surface significative sur le terrain et se distinguer nettement des unités qui l'entourent. De plus, sa structure doit être suffisamment stable pour servir d'unité de collecte pour des informations plus précises. Le seuil de description cartographié est de 25 hectares (Institut Français de l'Environnement 2005).

▪ ***Préparation des données*** **:** Une typologie de l'occupation du sol a été réalisée à partir des 44 postes du niveau 3 de la base Corine Land Cover 2000. L'opération consiste à rassembler différents postes de la nomenclature afin de définir des grands ensembles de milieux grâce à un Système d'Information Géographique (Ici ArcGis 9.2®). On obtient ainsi une typologie simplifiée à 5 niveaux (figure n°11).

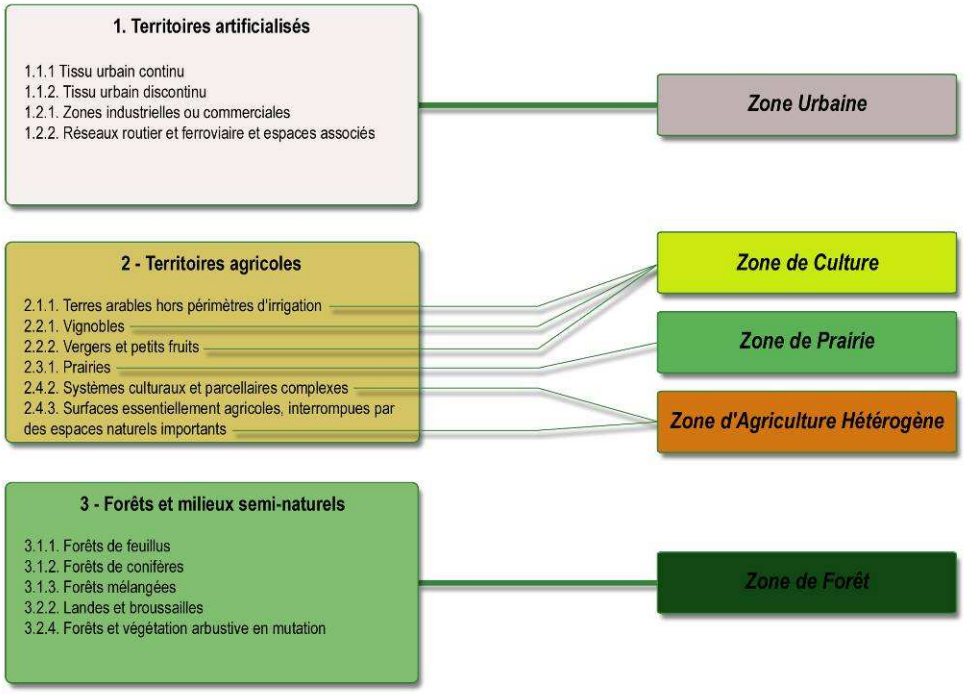


Figure n°11: Typologie d'occupation du sol simplifié à 5 niveaux réalisé avec la base de données Corine Land Cover 2000.

▪ ***Analyse par maille de l'assolement :*** Une analyse par tessélation ou par mailles (*Grid* en anglais) peut être définie de la manière suivante « *modélisation et discrétisation de l'espace spatial selon un maillage composé de mailles géomériques régulières […] ou irrégulières* » (Poirier 2006). Ce traitement offert par les Systèmes d'Informations Géographiques présente l'avantage de standardiser les données et de transférer sur chaque maille des valeurs statistiques. Les grilles ont été utilisées à multiples reprises pour caractériser, décrire et étudier des composantes paysagères ainsi que leur évolution (eg. Mazurek et Dayre 1988 ; Gamache 2006 ; Poirier 2006). Un carroyage régulier de 2,236 km. par 2,236 km, soit 500 hectares a été créé sur l'ensemble du pays de Gâtine. Cette grille a également été utilisée pour la photo-interprétation des mares et des étangs. La grille intersecte l'ensemble de la zone d'étude. La taille du maillage est le plus souvent motivée par des considérations spécifiques liées à la problématique étudiée. Dans notre cas la longueur de chaque côté s'adapte au degré de précision du référentiel utilisé, en l'occurrence Corine Land Cover. A l'aide d'un Système d'Information Géographique, une extraction des proportions de chaque unité d'occupation du sol est effectuée pour chaque maille de la grille (nb. 465). On obtient pour chaque carré de la grille, la surface et le pourcentage occupé par chaque classe. Une jointure de type géographique est réalisée pour obtenir le nombre de mares et d'étangs par maille ainsi qu'une jointure de type alphanumérique pour obtenir le nombre de mares par type d'occupation du sol (figure n°12).

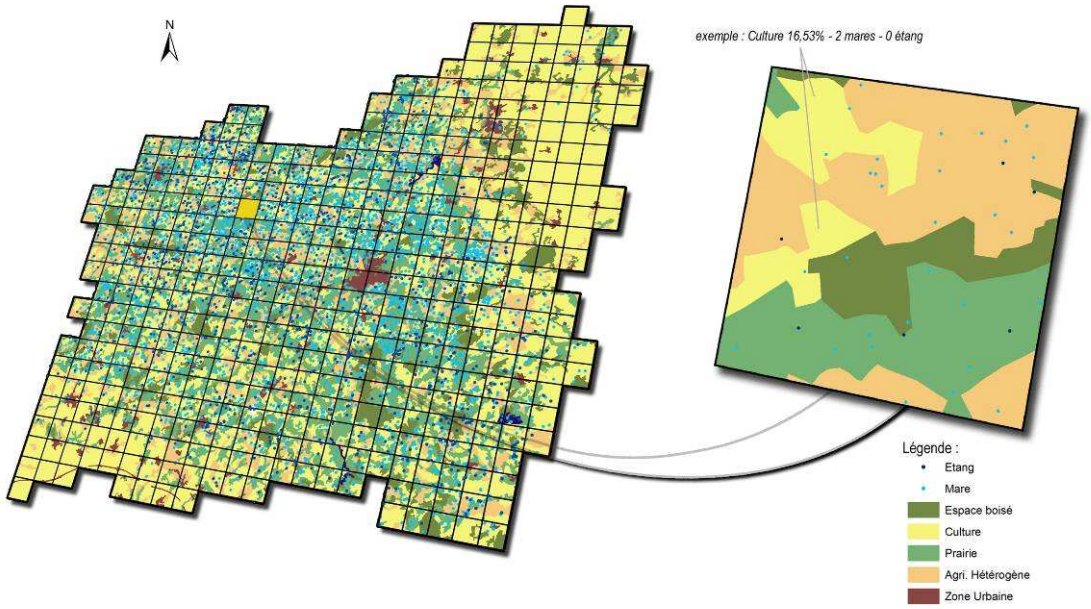


Figure n°12: Extractions des proportions de l'occupation du sol Corine Land Cover pour chaque maille de 500 hectares de la grille. L'image de droite montre un exemple d'extraction des proportions de culture, du nombre de mares et d'étangs pour ce type d'occupation à l'échelle d'une maille.

▪ ***Analyse en Composantes Principales :*** Sur la base des données extraites pour chaque carré de la grille, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisé afin de rechercher les directions de l'espace qui représentent le mieux les corrélations entre les mares/étangs et les variables d'occupation du sol. Le coefficient de corrélation linéaire mesure l'intensité de la liaison entre deux variables quantitatives. Il est utilisé dans de nombreuses situations, entre autres dans l'analyse en composantes principales (ACP) pour résumer les principales informations portées par un fichier de données. L'ACP est une méthode efficace pour l'analyse de données quantitatives (continues ou discrètes) se présentant sous la forme de tableaux à M observations / N variables.

3.2.2 Approche à l'échelle de la parcelle

Pour cette analyse, nous avons caractérisé l'assolement de 1095 mares par des visites de terrain au printemps 2008. Cette approche se veut complémentaire à l'étude menée à l'échelle régionale. Ces mares ont été choisit aléatoirement sur l'ensemble du pays de Gâtine. Ce travail nous permet d'obtenir des informations sur les types d'assolement d'insertion des mares à l'échelle de la parcelle. La typologie pour les parcelles d'insertion des mares est la suivante : prairie, culture, bois, urbain et autres. La catégorie « autres » fait référence à des mares qui occupent la quasi-totalité de la parcelle sans qu'il puisse se dégager de tendance particulière d'insertion (observation personnelle, cf. figure n°13). La relation étang/assolement n'a pas été traitée du fait des difficultés d'identification d'association. Dans de nombreuses situations, les étangs occupent à eux seuls une parcelle (figure n°13).

Figure n°13: Exemple de vues aériennes montrant l'insertion d'étangs au sein du parcellaire. Ces clichés sont issus de la BD Ortho® de 2002 IGN.

3.3 Résultats

3.3.1 Echelle régionale

3.3.1.1 Surface de l'assolement

Sur la base du référentiel Corine Land Cover, les espaces de culture dominent le territoire du pays de Gâtine à hauteur de 42,5 % (98 281,25 hectares), suivis par les prairies avec 25,2 % et les zones d'agriculture hétérogène avec 22,14 %. Les espaces forestiers et urbains sont relativement peu représentés.
Bien qu'analysés avec le référentiel Corine Land Cover 2000, qui prend en compte des unités cartographiques supérieures ou égales à 25 hectares, les espaces agricoles occupent à eux seuls 89,84 % de l'espace.

3.3.1.2 Analyse en Composantes Principales

Les deux premiers axes de l'ACP permettent d'expliquer 55,3 % de la variance totale de l'ACP. Les variables : prairie, agri.hétérogène, culture, mare et étang sont corrélées avec l'axe 1. Les variables prairie, agri.hétérogène, mare et étang sont également bien corrélées entre elles compte tenu de leurs proximités. Cependant, l'ensemble de ces variables n'est pas corrélé avec les fortes proportions de culture à l'intérieur des mailles (figure n°14). Les étangs et les mares sont positivement et significativement associés aux assolements dominés par les prairies et les zones agricoles hétérogènes. A l'inverse, les étangs et les mares sont négativement et significativement peu présents ou absents dans les espaces dominés par les cultures (tableau n°3).

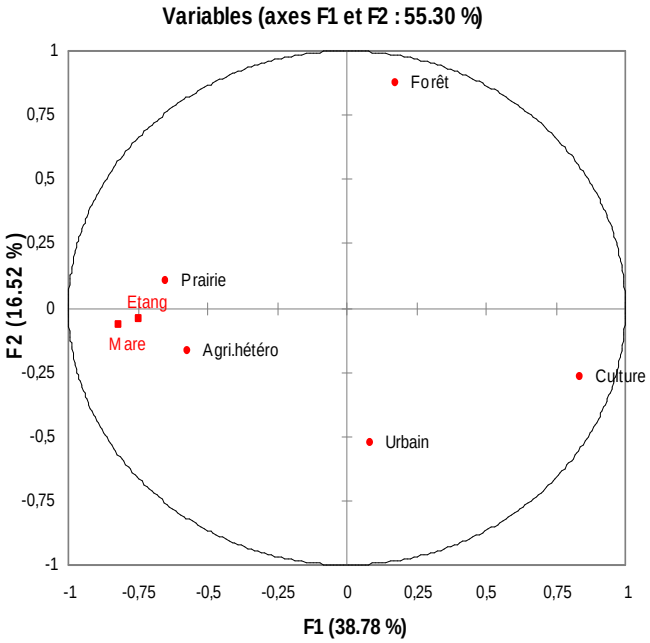


Figure n°14: Plan de projection des variables sur le plan factoriel 1-2 issu de l'Analyse en Composante Principale (ACP)
*

Tableau n°3: Matrice de corrélation (Pearson (n))

Variables	Etang	Mare	Urbain	Culture	Agri.hétéro	Forêt	Prairie
Etang	**1**	**0,562**	**-0,101**	**-0,437**	**0,351**	**-0,134**	**0,337**
Mare	**0,562**	**1**	-0,058	**-0,537**	**0,381**	**-0,159**	**0,436**
Urbain	**-0,101**	-0,058	**1**	-0,065	-0,075	**-0,126**	-0,088
Culture	**-0,437***	**-0,537**	-0,065	**1**	**-0,529**	**-0,174**	**-0,624**
Agri.hétéro	**0,351**	**0,381**	-0,075	**-0,529**	**1**	**-0,177**	**-0,105**
Forêt	**-0,134**	**-0,159**	**-0,126**	**-0,174**	**-0,177**	**1**	**-0,195**
Prairie	**0,337**	**0,436**	-0,088	**-0,624**	**-0,105**	**-0,195**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0.05

3.3.2 *Relations mares et assolement à l'échelle de la parcelle*

La caractérisation de l'assolement d'insertion de 1095 mares de Gâtine, nous montre que cet habitat est associé dans 69% des cas à un parcellaire de type « prairie ». En second plan, nous retrouvons en Gâtine des mares dans des parcelles cultivées (maïs, blés…). Les mares d'habitat, d'espace boisé et celles appartenant à la catégorie « autres » sont peu représentées (Figure n°15).

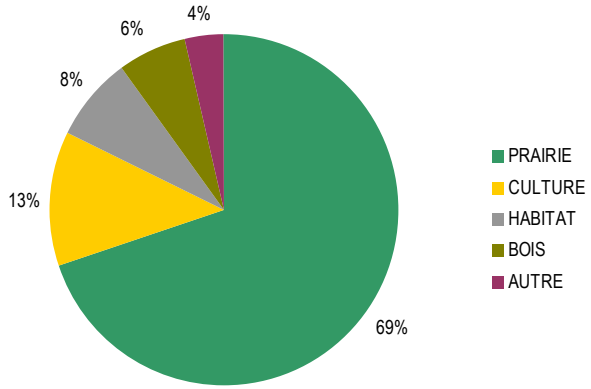


Figure n°15: Typologie de l'assolement de 1 095 mares de Gâtine issue de vérifications de terrain au printemps 2008

IV. Evaluation de la méthode de photo-interprétation écran par SIG

4.1 Objectifs

Durant la photo-interprétation de la BD Ortho® IGN, des erreurs peuvent être commises dans l'identification des points d'eau. Nous voulons obtenir une évaluation de l'erreur d'interprétation des mares et des étangs identifiés sur la base de ce référentiel. Cette évaluation nous permet d'apprécier si l'inventaire des mares et des étangs avec la méthode de photo-interpréation écran de la BD Ortho® 2000 IGN est efficace dans les paysages de bocage. Cette évaluation est conduite à 2 niveaux. Le premier consiste à créer une classification du paysage. Dans notre cas, il s'agit d'une Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres (CIET). Les différentes classes ressortant de cette carte, nous servent dans un second temps à des vérifications de terrain en vue d'estimer l'erreur de photo-interprétation.

4.2 Matériel et méthode

4.2.1 *Etape n°1 : Classification de l'intensité d'exploitation des terres en Gâtine*

La Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres (CIET) a été réalisé avec les données d'assolement Corine Land Cover 2000 récoltées par extraction des proportions à partir d'une grille (mailles de 500 hectares). La méthodologie d'extraction est décrite dans la partie 3.2.1 de ce chapitre.

Un codage est instauré pour chaque type d'occupation du sol sur la base d'une appréciation personnelle. Il permet d'ordonner les modalités de la variable en classe, du moins intensément exploité (forêt) au plus

intensément exploité (urbain) (tableau n°4). Poirier (2006) a utilisé cette méthode pour mesurer l'évolution du sol à partir de cartographies anciennes.

Tableau n°4: Typologie d'occupation du sol et code d'intensité d'exploitation des terres

Type d'occupation du sol	Code d'intensité
Zone de Forêt	1
Zone de Prairie	2
Zone d'agriculture hétérogène	3
Zone de culture	4
Zone urbaine	5

Les statistiques pour chaque maille ont ensuite été calculées sur ce nouveau champ de valeurs numériques. Le calcul effectué pour chaque maille est le suivant :

$$\textit{Indice d'intensité} = \frac{(\%\textit{Forêt} \times 1) + (\%\textit{Prairie} \times 2) + (\%\textit{Hétérogène} \times 3) + (\%\textit{Culture} \times 4) + (\%\textit{Urbain} \times 5)}{100}$$

On obtient ainsi, un éventail de valeur ordonnant l'espace paysager du moins intensément au plus intensément exploité. A partir du ratio obtenu pour chaque maille, nous avons réalisé une classification par la méthode de Jenks (ArcGis). Cette classification est une méthode inductive qui consiste à choisir les seuils qui maximisent la variance inter-classe et minimisent la variance intra-classe. Si la distribution comporte des discontinuités (zones de faible densité des valeurs) celles-ci seront nécessairement détectées par la méthode de Jenks qui constitue une variante rigoureuse de la méthode de classification des « seuils naturels ».

4.2.2 Etape n°2 : Evaluation de la perception des éléments « mares » et « étangs »

Un tirage aléatoire de 10 % des mailles de chaque classe de la Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres est effectué avec la fonction « Create Random Selection » du module « Hawths Tools® v.3.27 » utilisable grâce à l'extension « Spatial Analyst » du Système d'Information Géographique « Arcgis 9.2® ». L'évaluation de l'erreur de photo-interprétation est réalisée par des prospections de terrain en visitant l'ensemble des 46 mailles de 500 hectares, soit une surface respective de 23 000 hectares.

L'ensemble des 797 objets « mares » et des 231 objets « étangs » compris dans les 46 quadrats photo-interprétés à partir de la BD Ortho® de 2002 ont été vérifiés sur le terrain. Chaque parcelle a été visitée. Les prospections ont eu lieu durant les mois d'avril et mai 2008.

De plus petite taille, la recherche des mares non détectables s'est opérée par un balayage méthodique du paysage. Des amoncellements de terre situés en bordure de haies ou au milieu d'un champ ainsi que la présence d'une végétation typique des mares (eg. Genre *Salix* et *Juncus*) ont permis de faciliter leur recherche sur le terrain (figure n°16).

Figure n°16: Représentations photographiques des amoncellements de terre permettant d'identifier des mares de loin sur le terrain.

4.3 Résultats

4.3.1 Etape n°1 : La Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres

On obtient avec cette classification 4 classes (figure n°17 et n°18). La première classe (valeur : 1,373600 - 2,596200) fait référence aux paysages faiblement exploités composés principalement de prairies en association avec des boisements et des cultures. La seconde classe (valeur : 2,596201 - 3,033300) caractérise les paysages moyennement exploités et composés d'une association de prairies, cultures et de zones agricoles hétérogènes. La troisième classe (3,033301 - 3,517900) est composé de paysages moyennement exploités et dominés par les cultures en association avec des zones agricoles hétérogènes et des prairies. La quatrième classe (3,517901 - 4,127900) est composée de paysages fortement exploités et dans lesquels dominent les cultures.

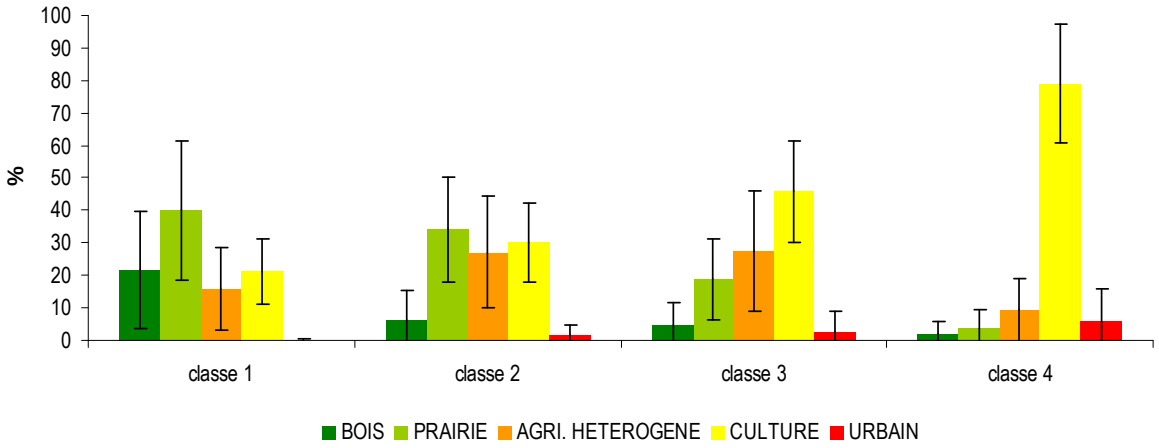


Figure n°17: Description des composantes de chaque classe obtenue par la méthode de Jenks. Pour chaque classe est représentée l'écart type maximum et minimum de chaque type d'assolement.

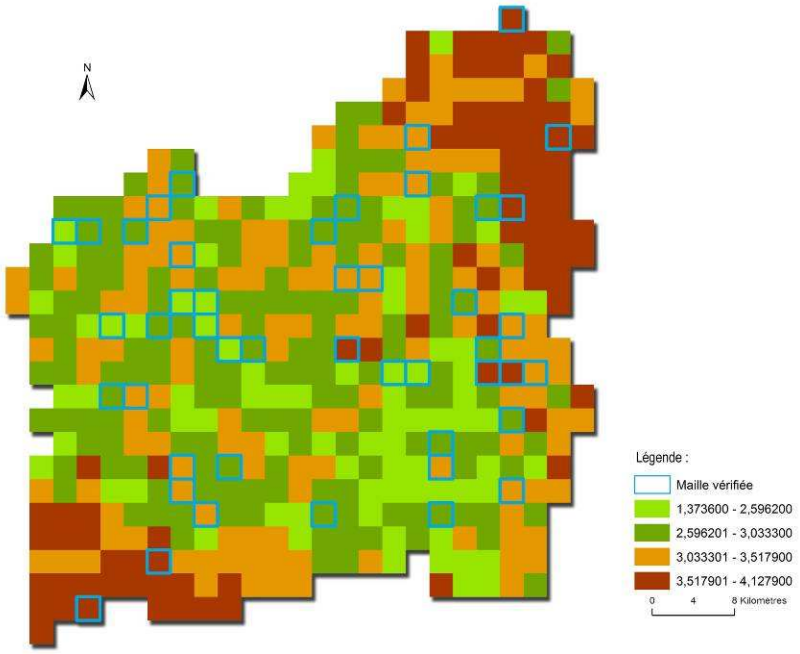


Figure n°18: Classification de l'Intensité d'Exploitation des Terres dans le pays de Gâtine. Classification réalisée selon la méthode de Jenks. Les carrés bleus représentent les mailles vérifiées sur le terrain au printemps 2008.

4.3.2 Etape n°2 : Photo-interprétation des objets « mares » et « étangs » (tableau n°5)

▪ ***Le photo-interprété*** **-** Les mares peuvent être confondues avec des affleurements granitiques, des surfaces bâchées, des zones de nourrissage du bétail… Sur les 797 objets « mares », 787 se sont révélés être positifs, soit une erreur d'interprétation de 1,25 %. Les 10 éléments mal interprétés, ont été confondus avec des tas de blocs de granite, appelés localement « *chirons* » ou « *dos de baleine* » (nb: 3), des nourrisseurs à bétails (nb: 2) (figure n°19), une plateforme de dépôt de fumier, une zone de dépôt de matériel, une dépression dans le sol, une prairie humide ainsi qu'un tas de terre. Sur la base de cette erreur, on peut estimé le nombre de mare en 2002 à au moins 4 995 (5058 interprétés – 1,25% d'erreurs). Cette estimation ne tient pas compte des éléments non détectés.

100% des éléments apparentés à des étangs se sont révélés exacts. Ces milieux étant de taille supérieure, il est nettement plus aisé de les identifier avec certitude.

Tableau n°5: Descriptif du nombre de mailles, mares, étangs et points d'eau vérifiés sur le terrain pour chaque classe d'intensité d'exploitation des terres.

Classe (Jenk)	Nombre de maille de la grille	Nombre de maille vérifiée (10%)	Nb. Mare vérifié	Nb. Etangs vérifié	Nb. Points d'eau vérifié
1,373600 - 2,596200	81	8	215	64	279
2,596201 - 3,033300	159	16	329	84	413
3,033301 - 3,517900	140	14	230	80	310
3,517901 - 4,127900	85	8	23	3	26

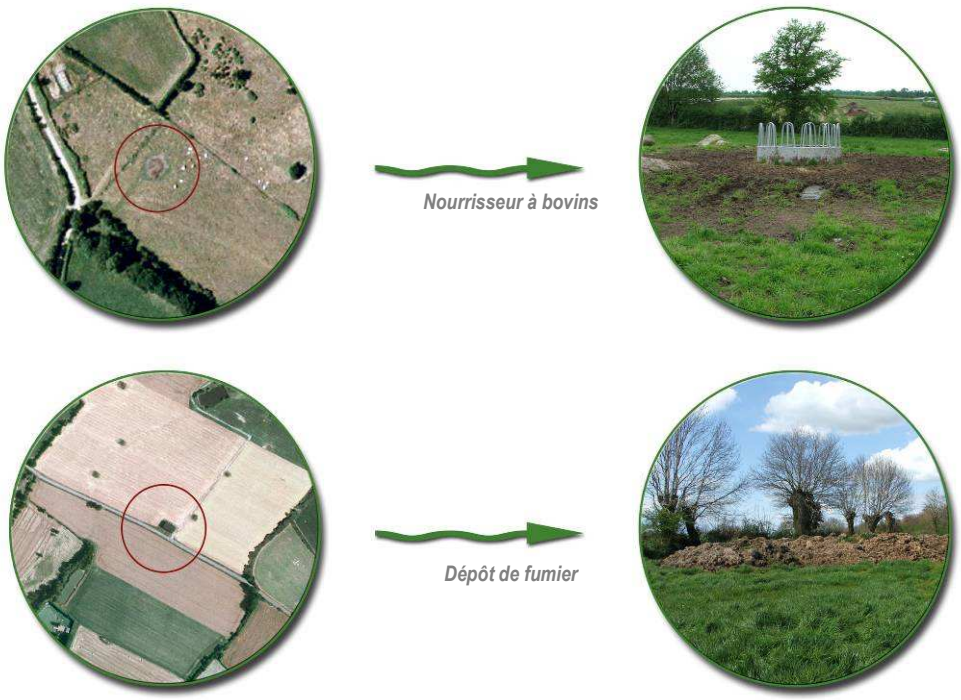


Figure n°19: Représentation photographique aérienne et de terrain de la confusion de deux mares durant la photo-interprétation écran au 1/2 000ème. L'image du haut fait référence à une erreur d'interprétation liée à une zone de nourrissage à bovin et l'image du bas à un tas de fumier.

▪ ***Le non détecté*** **-** 31,68 % des mares présentes dans l'ensemble des 46 mailles vérifiées ont été non détectées (nb 366). Ces mares concernent essentiellement des mares de prairie à hauteur de 65 % et plus ponctuellement des mares de cultures et d'espaces boisés (figure n°20). Seul, un étang n'a pas été noté durant la photo-interprétation en raison de sa situation dans un espace boisé.

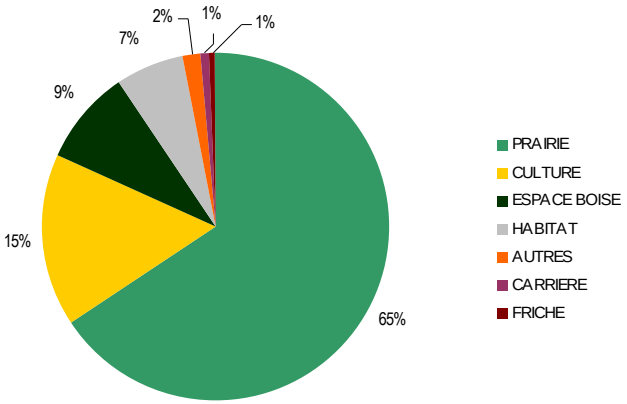


Figure n°20: Typologie des 366 mares non détectées durant la photo-interprétation au 1/2000ème sur la base de la BD Ortho® 2002 IGN Paris.

La non détectabilité de 366 mares durant la photo-interprétation peut s'expliquer par différents phénomènes (annexe n°5):

1) Dans 75,4 % des cas, elles sont situées en bordure de haie et l'ombre des arbres vient couvrir tout ou partie de la mare sur l'image, rendant difficile leur interprétation. Dans 54,7 % des cas ces mêmes mares sont non entretenues leur donnant un aspect de friche ou de petit boisement ;
2) La couleur de l'objet ne ressort pas nettement sur l'image pour 11,7 % des mares non détectées ;
3) Situés en forêt, les petits points d'eau sont difficilement détectables en raison de la canopée des arbres dans 6,5 % des cas ;
4) De très petite taille, elles ne ressortent pas nettement sur l'orthophotographie bien que situées en plein milieu des parcelles pour 6,2 % des situations.

Dans de nombreux cas, la combinaison de plusieurs facteurs va être à l'origine de la difficulté de perception de l'objet « mare ». Dans notre cas, nous avons fait ressortir celui qui nous semblait le mieux caractériser la situation. Il est certain qu'une petite mare située en bordure de haie et non entretenue sera nettement plus difficile à observer sur une orthophotographie qu'une grande.

V. Caractérisation des usages contemporains des mares de Gâtine

5.1 Objectifs

Nous souhaitons identifier les usages contemporains des mares présentes dans le bocage de Gâtine. Ce travail apporte des éléments sur la place qu'occupe l'agriculture dans le maintien de ces habitats de reproduction pour les amphibiens.

5.2 Matériel et méthode

Les vérifications de terrain réalisées afin d'estimer la méthode de photo-interprétation, nous ont permis de caractériser l'usage de 1 095 mares (visibles et non détectables). L'usage de chaque mare est définit en utilisant une grille d'évaluation réalisée selon une méthode empirique basée sur des connaissances personnelles. Elle n'a pas fait l'objet d'enquête préalable auprès des propriétaires des mares, pour des raisons de temps et de disponibilité de ces personnes. Les informations recueillies pour analyser les usages des mares sont les suivantes :

- Type d'occupation du sol
- Trace de bovins, ovins ou autres espèces
- Trace d'entretien : tontes, coupes
- Présence d'une pompe à nez ou d'arrosage
- Présence d'une cabane
- Présence d'un grillage et d'un portail
- Chemin d'accès

Dans un souci de comparaison des résultats avec d'autres travaux, une typologie des usages a été réalisée sur la base de plusieurs études (Charente Nature et al., 2003 ; Lambert 2006 ; Moreau 2006 ; Aubineau 2008). Cependant, la méthode utilisée ne permet pas d'accéder à un niveau d'utilisation aussi fin que certaines de ces études. La typologie retenue pour caractériser les usages est la suivante :

- Abreuvoir
- Loisir et ornement
- Arrosage et réservoir d'eau
- Epuration
- Aucun (apparent)
- Indéterminé

Sur la base de cette typologie, la caractérisation des usages contemporains des mares en Gâtine peut se faire à plusieurs niveaux. Le premier ne tient pas compte du type d'occupation du sol dans lequel la mare est intégrée. C'est un niveau de perception que nous qualifions de « général ». Le second s'attache quant a lui à caractériser les usages des mares en fonction de leur appartenance à un type d'assolement donné.

5.3 Résultats

5.3.1 Usages des mares à un niveau de perception général

Les mares abreuvoirs occupent une place importante des usages, à hauteur de 66,6 %. A l'opposé, de nombreuses mares ne présentent pas d'usage spécifique apparent. Les mares sont de plus en plus utilisées en tant qu'espace de loisir, notamment pour la pêche, la chasse ou encore comme espace de nature. Contrairement à l'insalubrité qu'on leur reconnaissait il y a deux siècles et plus récemment, elles concourent aujourd'hui à l'amélioration du cadre de vie.

Quelques mares sont utilisées en tant que réservoir d'eau pour les cultures. Elles sont le plus souvent de grande taille et assez profondes. D'autres ont une fonction épuratrice marquée et sont situées en bordure de route (figure n°21).

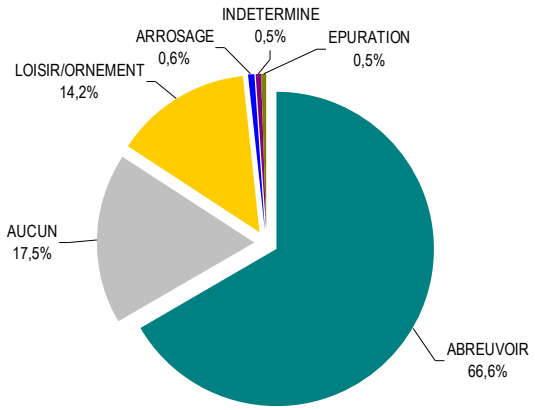


Figure n°21: Usages contemporains de 1095 mares de Gâtine

5.3.2 Usages des mares en fonction de l'occupation du sol

5.3.2.1 Mares de prairie

Ces mares sont largement répandues à l'échelle du pays de Gâtine. L'étude menée à l'échelle régionale et de la parcelle, montre une corrélation significative des mares avec ce type d'occupation du sol. Ces mares sont essentiellement vouées à l'abreuvement du bétail dans près de 95 % des cas, même si pour 14,4 % d'entre elles cet usage n'est pas forcément clair. La mare n'étant pas très bien entretenue ou les indices manquant, telles que les traces du bétail et la disposition d'une clôture permettant aux animaux de boire (figures n°22 et n°23). La fonction d'abreuvoir sert principalement pour le cheptel bovin et ovin, largement répandu dans cette région ainsi qu'aux chèvres dans quelques cas. Elles sont utilisées plus ponctuellement par certains propriétaires possédant des chevaux. Quelques mares situées dans des prairies sont utilisées pour des activités de loisirs, telles que la pêche. Elles se caractérisent le plus souvent par la présence d'un petit cabanon et un espace bien entretenu.

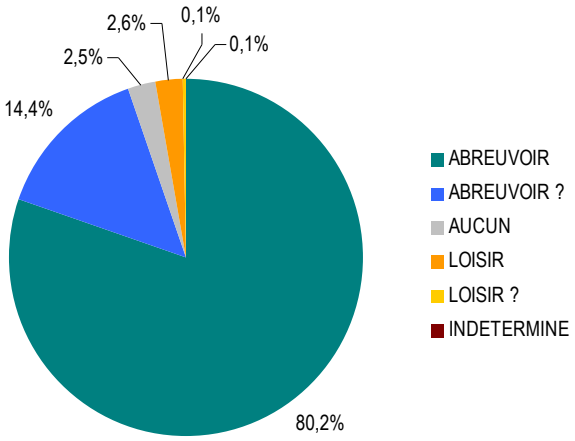


Figure n°22: Usages contemporains de 762 mares de prairies en Gâtine.

Figure n°23: Mare abreuvoir de prairie utilisée par des ovins. Commune de Neuvy Bouin. Avril 2007.

5.3.2.2 Mares de culture

Les mares de culture n'ont aucun usage apparent dans 90,6 % des cas (figures n°24 et n°25). La faible surface de ces milieux leur confère de maigres capacités de rétention de l'eau, notamment en période estivale. Elles sont donc très peu utilisées pour l'arrosage ou comme réservoir d'eau. La conversion des parcelles de prairie en zone de culture entraîne dans de nombreux cas le comblement ou le non entretien de ces mares. Dans les parcelles en rotation, les mares peuvent cependant retrouver un usage d'abreuvoir sous réserve qu'elles soient entretenues.

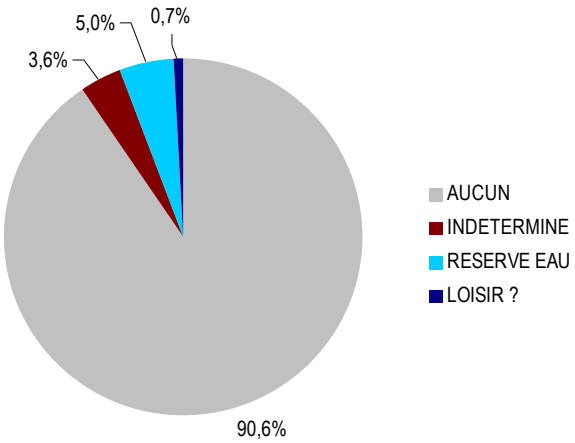


Figure n°24: Usages contemporains de 139 mares de culture en Gâtine.

Figure n°25: Mare de culture sans usage spécifique. Commune de la Ferrière en Parthenay. Avril 2007

5.3.2.3 Mares d'habitat

Situées en lien direct avec des habitations, elles sont soumises continuellement à l'action directe ou indirecte de l'homme. Ces mares sont essentiellement utilisées pour des activités de loisir dans plus de 94 % des situations (figures n°26 et n°27). Elles servent notamment de lieu de pêche, d'ornement et dans quelques cas isolés, à élever des anatidés d'ornement. Ces mares sont souvent empoissonnées (observation personnelle). Situées à proximité du corps de ferme, elles sont le témoignage d'activités et d'usages révolus tels que la forgerie, la toilette, la cuisine, la boisson et les viviers. Quelques unes d'entre elles ne présentent pas d'usage spécifique étant le plus souvent abandonnées.

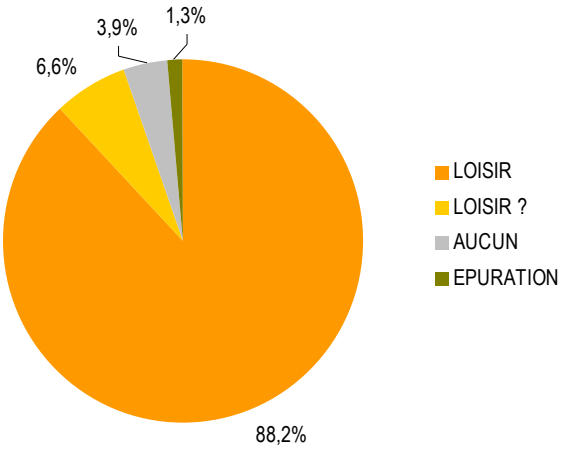


Figure n°26: Usages contemporains de 76 mares d'habitat en Gâtine.

Figure n°27: Mare d'habitat servant d'espace de loisir et à l'amélioration du cadre de vie. Commune de Cerizay. Mai 2009

5.3.2.4 Mares d'espace boisé

L'origine de ces mares est le plus souvent naturelle (dépression dans le sol). Les mares d'espace boisé présentent peu d'usage en raison de leur difficulté d'accès. Dans un contexte cynégétique, elles constituent des éléments d'appoint pour les sangliers et les autres espèces d'intérêt cynégétique. D'autres sont utilisées comme espace de loisir et de détente (figures n°28 et n°29). Ces mares sont alors bien entretenues et le plus souvent associées à un accès puis à un petit cabanon.

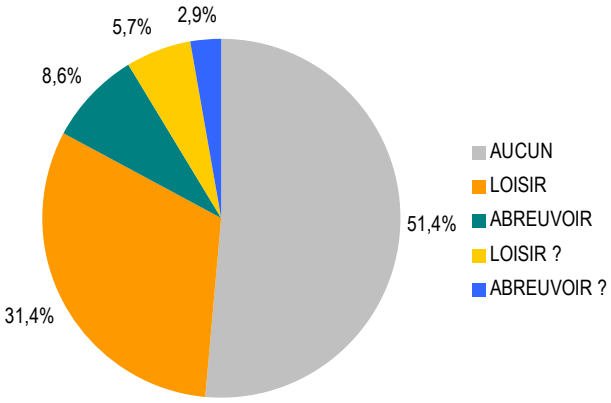


Figure n°28: Usages contemporains de 70 mares d'espace boisé en Gâtine.

Figure n°29: Mare d'espace boisé sans usage spécifique. Commune de Neuvy Bouin. Février 2007

5.3.2.5 Autres mares

La catégorie « Autres » est représentée par des mares situées dans des parcelles où elles en occupent la quasi-totalité (figure n°30). Dans plus de 66 % des cas, ces mares servent de lieu de loisir. Là aussi, l'espace est bien entretenu et le plus souvent clôturé par une haie. Ces mares concernent également les mares d'épuration situées en bordure de route (figure n°31). Plus de 20 % d'entre elles ne présentent pas d'usage spécifique et sont le plus souvent laissées à l'abandon.

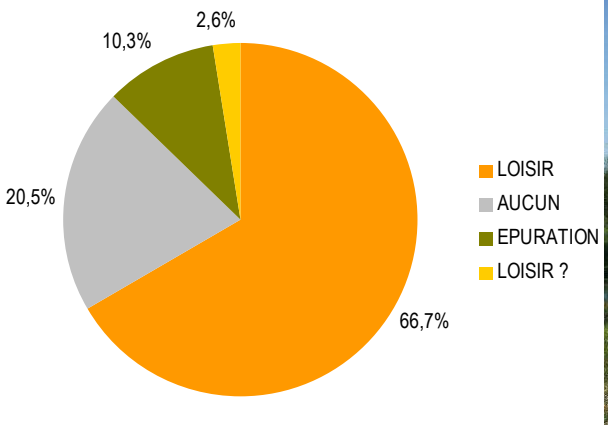


Figure n°30: Usages contemporains de 39 mares appartenant à la catégorie « Autres »

Figure n°31: Mare « d'autres espaces » servant de zone d'épuration. Commune du Tallud. Mai 2008

VI. Evolution de l'utilisation des petits points d'eau lentique par l'agriculture en Gâtine : création, comblement et perte d'usage

6.1 Objectifs

Ce travail met en évidence les tendances d'évolution et d'utilisation des petits points d'eau lentique (mares et étangs) dans l'espace agricole de Gâtine. Notre étude consiste à évaluer les taux de création, de comblement et de perte d'usage par l'agriculture de ces habitats de reproduction pour les amphibiens. Nous avons évalué ces paramètres pour les mares essentiellement. Seul les créations et les comblements ont été étudiés pour les étangs.

6.2 Matériel et méthode

6.2.1 Evaluation du taux de création et de comblement

Création - Nous avons évalué le taux de création des mares et des étangs en confrontant les données issue de l'inventaire par photo-interprétation de la BD Ortho® 2002 IGN avec des visites de terrains réalisés dans 46 mailles de 500 hectares. Les visites de terrains ont eu lieu entre les mois d'avril et mai 2008. Nous avons identifiés l'assolement d'accueil ainsi que les usages des nouvelles mares et des nouveaux étangs avec la même méthodologie exposé dans la partie V de ce chapitre.

Comblement - Le taux de comblement porte sur l'analyse de 787 mares et de 231 étangs qui ont été clairement identifiés durant l'inventaire par photo-interprétation de la BD Ortho® 2002 IGN. Nous n'avons pas inclues les mares qui se trouvent en bordure de haies et dans les espaces boisés. Ces mares ne sont pas détectables par photo-interprétation. Il est donc difficile d'évaluer un taux de comblement précis pour ces éléments.

Dans un second temps, par photo-interprétation de la BD Ortho® 2002, nous avons attribué un grand type d'occupation du sol aux parcelles occupées par les mares comblées entre 2002 et 2008. Pour 2008, les données ont été collectées suite aux prospections de terrain réalisées en avril et mai. La typologie d'occupation du sol utilisée est simple et comporte 4 classes : prairie, culture, bâti et autres. La catégorie « autres », concerne les parcelles où les mares en occupent la totalité (comme pour les étangs : cf. figure n°16). Il est donc difficile d'attribuer un type d'assolement à ce genre de situation.

6.2.2 Evaluation de la perte d'usage des mares

Nous avons évalué la perte d'usage de 1095 mares sur le terrain (avril – mai 2008) à partir de critères empiriques basés sur l'entretien des mares. Ces critères sont : la perte d'accessibilité à l'eau, le comblement avancé, le degré d'encerclement par les strates végétales, la présence/absence de résidus de coupes témoignant d'entretiens passés.

Dans un second temps, une analyse diachronique à partir de photographies aériennes datant de 1969, 1982, 1993 et 2002 (BD Ortho® IGN) a permis d'étudier l'assolement de 47 mares non entretenues situées dans des parcelles de culture en 2008.

6.3 Résultats

6.3.1 Les créations

8 mares ont été créées entre 2002 et 2008, soit un taux de création de 1,01 %. Elles sont insérées dans 75 % des situations dans des prairies. Ces mares sont utilisées dans 50 % des cas en tant que zone de loisir/ornement. Les autres usages identifiés par ordre d'importance sont : abreuvoir (nb.2), épuration et aucun. 6 nouveaux étangs ont été crées entre 2002 et 2008, soit une hausse de 2,6 %.

6.3.2 Les comblements

Sur 787 mares analysées, 32 ont été bouchées entre 2002 et 2008, soit 4,07 %. Un seul étang a été bouché durant cette même période.

Les comblements observés ne sont en aucun cas imputés à des facteurs naturels dont les principaux connus sont : les apports de matières végétales exogènes (feuilles, branches ou troncs d'arbres), les apports de boue par ruissellement des eaux du bassin versant et les apports de matières organiques endogènes (dégradation de la végétation aquatique). Dans notre cas, ils sont d'origine anthropique en lien avec des changements d'usage des terres ou par comblement volontaire sans changement d'usage de la parcelle agricole. Les résultats montrent que 72 % (nb, 23) des comblements sont liés aux cultures et à de la mise en culture de parcelles (25 % des cas). Nous pouvons également observer que 22 % des comblements de mares sont situées dans des prairies sans modification d'usage du sol entre les deux périodes d'étude (figure n°32). D'autres facteurs plus ponctuels ont été identifiés, telles que la conversion de prairies en un lotissement qui a conduit au comblement d'une mare.

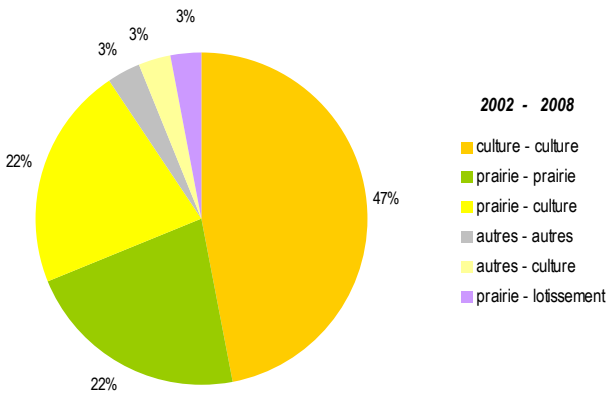


Figure n°32: Caractérisation de l'évolution du type d'occupation du sol d'insertion de 32 mares comblées entre 2002 et 2008 dans le pays de Gâtine.

6.3.3 La perte d'usage des mares

Sur les 1 095 mares analysées, 25,5 % sont dans une situation de non entretien. Ce constat touche particulièrement les mares de culture, où 51 % d'entre elles sont non entretenues ainsi que les mares d'espaces boisés à hauteur de 49 % (figure n°33). Les mares de prairie, d'habitat et celles appartenant à la catégorie « autres » sont bien entretenues (taux ≥ 80 %).

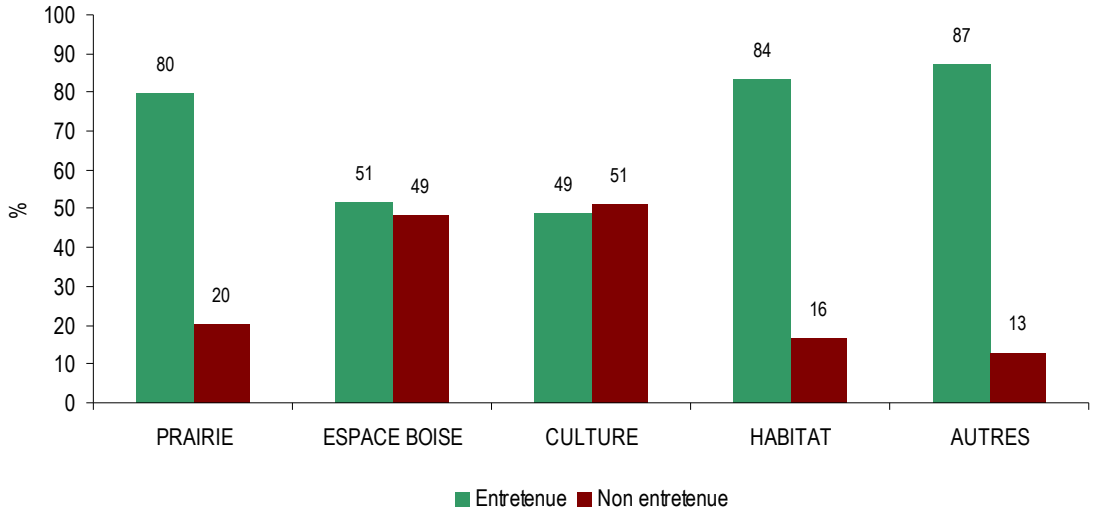


Figure n°33: Variation de la part d'entretien de 1 095 mares de Gâtine en fonction de leur typologie au printemps 2008.

L'étude diachronique montre que les mares non entretenues situées dans des cultures en 2008 sont le témoignage récent d'une conversion de parcelle initialement en prairie. Cette conversion a particulièrement eu lieu à partir des années 1990. En effet, en 1959, 44 des 47 mares étaient dans des prairies (figure n°34).

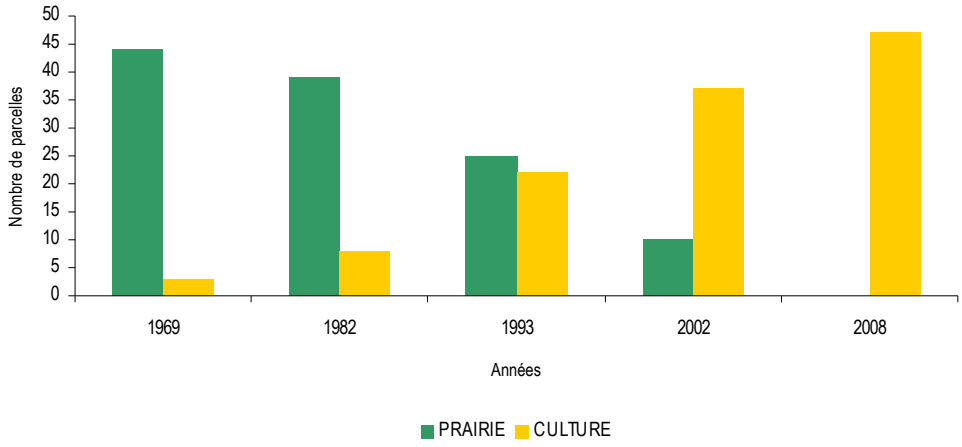


Figure n°34: Evolution de l'occupation du sol (1969 et 2008) de 47 parcelles contenant une mare non entretenue en 2008.

Discussion et conclusion du chapitre II

1/ Inventaire des petits points d'eau lentique

Les mares et les étangs sont largement distribués dans le pays de Gâtine. Ces éléments sont étroitement liés à l'espace agricole. Nous ne disposons pas à notre connaissance d'étude permettant la comparaison des densités de mares et d'étangs observées en Gâtine (2,5 objets mare et 0,8 objet étang au km²) utilisant la même méthodologie. Toutefois, différentes études menées en France apportent des éléments sur les densités observés pour les mares. Une action de valorisation des mares a été menée par le Centre Socio Culturel (CSC) du Mauléonais (nord ouest du département des Deux-Sèvres) et met en évidence des densités d'au moins 0,5 mare au kilomètre carré (Aubineau 2008). Dans le canton de Châteauneuf-en-Thymerais, on observe des densités supérieures à 0,6 mare au kilomètre carré (Teissier-Ensminger et Sajaloli 1997a). Dans le département du Maine et Loire, on observe des densités moyennes de 3 mares au kilomètre carré (Moreau 2006). En haute Normandie, les densités sont supérieures à 1,1 mare au kilomètre carré (Chaïb 1997). Sur la base de ces résultats, nous pouvons observer que la Gâtine possède une forte densité de mare au kilomètre carré.

La méthode de photo-interprétation SIG de la BD Ortho® est peu utilisée pour l'inventaire des petits points d'eau lentique. L'analyse de plusieurs études utilisant ce référentiel ne montre pas d'évaluation d'erreur. Néanmoins, des évaluations ont été faites pour d'autres référentiels.
Six techniques peuvent être utilisées pour inventorier les points d'eau sur un territoire (Michelot 2005 ; Saber *et al.,* 2008) :

- La couverture cartographique au 1/25 000ème
- Les photographies aériennes
- Le cadastre
- Les inventaires de terrain
- Les enquêtes
- Image satellite

Michelot (2005) propose une méthode d'inventaire basée sur trois phases : 1) croisement des informations des cartes IGN et du cadastre, 2) enquête en mairie et exploration des fermes isolées, visite de toponymes et 3) croisement des deux étapes précédentes. L'utilisation de la première étape donne des résultats acceptables pour les régions d'openfield. Cependant, dans les secteurs de bocage les trois étapes sont indispensables pour obtenir de bons résultats (Identification de 90 % des mares du canton de Chateauneuf-sur-Cher – dept. 18) (Michelot 2005).
Les techniques proposées semblent en effet complémentaires et s'adaptent à des paysages variés, notamment au bocage. Cependant, il semble difficile de mener un inventaire en combinant ces trois phases sur de vastes territoires pour des raisons économiques et de temps. Plusieurs référentiels issus de l'Institut Géographique Nationale (IGN) peuvent être utilisés pour réaliser un inventaire sur de vaste territoire, tels que le Scan 25® (IGN 2006) et la BD Ortho®. Largement utilisé dans les travaux d'inventaire des zones humides, le référentiel Scan 25® ne prend pas en compte les surfaces d'eau inférieures à 1 000 m² (tableau n°6). Les petits points d'eau sont

numérisés lorsqu'ils présentent un intérêt particulier (historique, lien avec une activité…) ou quand ils sont clairement visibles. De nombreuses mares sont donc absentes de ce référentiel géographique (communication personnelle, IGN région Limousin - Poitou-Charentes 10/04/2008). Teissier-Ensminger et Sajaloli (1997b), durant une étude sur la commune de Thimert en Eure-et-Loire, ont mis en avant un taux d'erreurs de 55,5 % quant à l'exactitude de la distribution des mares sur la base du Scan 25®. Ces mêmes auteurs préconisent *« […] de ne pas se fier aveuglement à la couverture topographique des cartes IGN au 1/25 000ème ».*

Tableau n°6: Description des sources d'information disponibles pour inventorier les mares.

Techniques	Type	Inconvénients	Type d'utilisation	Exemples d'études
Prospection de terrain	Exhaustif. Observations réelles	Très long. Ne convient pas à de grands territoires	Petit territoire. Application communale	Anonyme 2005 ; Foucher 2005 ; Aubineau 2008 ;
Enquête	Exhaustif ?	Dépend du succès de l'enquête et de la couverture des réponses	Petit territoire. Application communale	Aubineau 2008
Cadastre	Non exhaustive	Les mares n'ont pas de statut foncier spécifique et ne sont pas toutes représentées	Petit territoire. Application communale	Anonyme 2005
Scan 25® IGN Paris	Semi exhaustif	Coûteux. Manque des points d'eau. Les éléments surfaciques inférieurs à 1 000 m² ne sont pas représentés dans de nombreux cas.	Points d'eau de grande taille > à 2 000m². Grand territoire. Application communale, départementale voire régionale	Teissier-Ensminger et Sajaloli 1997 ; Anonyme 2005 ; Foucher 2005 ; Lambert 2006 ; Moreau 2006
BD Ortho® IGN Paris	Semi exhaustif	Coûteux. Présence d'erreur d'interprétation	Grand territoire. Application communale, départementale voire régionale	Nyström *et al.,* 2007[31] ; Anonyme 2005
Image satellite	Semi exhaustif	Coûteux. Présence d'erreur	Grand territoire. Application communale, départementale voire régionale	Saber *et al.,* 2008

2/ Evaluation de la méthode de photo-interprétation écran de la BD Ortho® IGN 2002

La méthode de photo-interprétation est pertinente pour inventorier les surfaces en eau supérieures à 2 000 m², associées aux étangs. L'erreur d'interprétation est nulle et très peu d'éléments échappent au photo-interprètre. Cette méthode reste également très intéressante dans l'inventaire des mares en milieu bocager avec une faible part d'erreur d'interprétation[32] (1,25 %). Cependant la taille réduite de l'objet « mare » et son insertion dans le paysage bocager (par exemple, mare située le long d'une haie) font qu'il est difficile d'obtenir un inventaire exhaustif par cette simple méthode. Dans notre cas, 68,3 % des mares ont été détectées. Les vérifications de terrain sont donc indispensables pour obtenir une distribution exhaustive des mares en complément de la méthode de photo-interprétation de la BD Ortho® IGN.

Cette technique nécessite également des connaissances préalables de terrain afin d'obtenir une représentation visuelle de ces objets sur une photographie verticale (observation personnelle). Quand des doutes subsistent sur la nature d'une tache, des indices peuvent aider à conclure sur celle-ci, tels que les sillons créés dans le sol par les bovins, la date de prise de vue de l'orthophotographie et la forme de l'objet (observation personnelle).

[31] Nyström *et al.* (2007) ont utilisés un référentiel équivalent à la BD Ortho® IGN.

[32] Cependant, cette erreur peut varier d'un photo-interprète à l'autre et en fonction de la connaissance préalable des milieux et des objets à photo-interpréter.

Sur le plan méthodologique, les haies influencent la détectabilité des mares. Il serait pertinent de réaliser une classification paysagère sur la base du linéaire de haie pour l'ensemble du pays de Gâtine. Cependant, nous ne disposons pas actuellement de l'information et sa production s'avère très lourde en terme de coût et de temps. A partir de cette classification paysagère et sur la base de l'erreur d'interprétation de la BD Ortho® IGN, il serait possible d'estimer le nombre de mare présente en Gâtine par modélisation.

3/ Les usages contemporains des mares

Nos résultats montrent que 66,6 % des mares sont utilisées en tant qu'abreuvoir. Les mares sont étroitement liées à l'agriculture dans les zones de bocage. Dans un secteur de bocage proche, Aubineau (2008) a identifié l'usage de 91 mares. Les résultats de cette étude, montre que les mares sont utilisées en tant qu'abreuvoir dans 29 %. Il ressort également, que les usages anciens, tels que le prélèvement de matériaux et l'artisanat (linge, rouissage) ont été abandonnés au profit des mares de loisirs qui représentent 24 % des fonctions actuelles. Nos résultats vont également dans ce sens, avec de nombreuses mares utilisées en tant qu'espace de loisir (plus de 14 %). Il aurait été pertinent de disposer d'information sur les changements d'usages des mares en réalisant une enquête auprès des propriétaires.

4/ Relations des mares avec l'assolement, création, perte d'usage et le comblement

Assolement : L'approche combinée à plusieurs échelles, nous montre une relation forte de l'objet mare avec l'assolement de type « prairie » (69 %). Les prairies sont caractéristiques des zones dominées par une activité agricole basée sur l'élevage. Dans ce contexte, les mares servent principalement d'abreuvoir. A l'opposé, les systèmes de production spécialisés dans les cultures présentent peu de mares (19 %). Cela s'explique par l'absence d'usage spécifique et la perte de surface cultivable qu'engendre la présence d'une mare. Ainsi, les mares présentes dans des parcelles de culture sont bouchées ou laissées à l'abandon.

Des résultats similaires ont été observés sur les communes du Mauléonais entre 2006 et 2008. Les mares de prairies représentent 48 % des mares de la commune, suivies des mares d'habitat (16,5 %) et d'espace boisé (14 %). Les mares de culture sont moins présentes et ne représentent que 12 % des effectifs (Aubineau 2008). En Maine et Loire, dans la micro-région des Mauges, 60 % des mares sont associées également à de la prairie. Viennent en second plan, les mares forestières avec un peu plus de 15 % et les mares de culture et d'habitat (20 % des effectifs à elles deux). Cependant, dans la micro-région du Ségréen (Maine et Loire), les mares d'habitat sont nettement plus présente à hauteur de 40 % (Moreau 2006).

Créations : Nous avons pu observer une dynamique de création d'étangs au cours de ce travail. En Gâtine, Gamache (2006) a mis en évidence la même tendance[33] : *« les surfaces en eau ont connu une forte croissance, essentiellement sur les sols anciens des hauteurs de Gâtine et sur des zones de petites parcelles agricoles. Les étangs ont donc investi les espaces où l'agriculture est la moins conquérante de terres ».* Le taux

[33] Cependant, on peut noter l'absence de critères de numérisation des étangs.

de création de 2,6 % (nb.6) est en cohérence avec l'augmentation de la surface de ces éléments entre 1989 et 2007 en Deux-Sèvres (figure n°35). Dans ce département, la surface estimée en étang en 1989 est de 2 280 hectares et de 2 420 hectares en 2007, soit une hausse de 6,14 %. En Poitou-Charentes, les données de l'IFEN[34] montrent une augmentation de 29,88 % de la surface en plan d'eau entre 1990 et 2000.

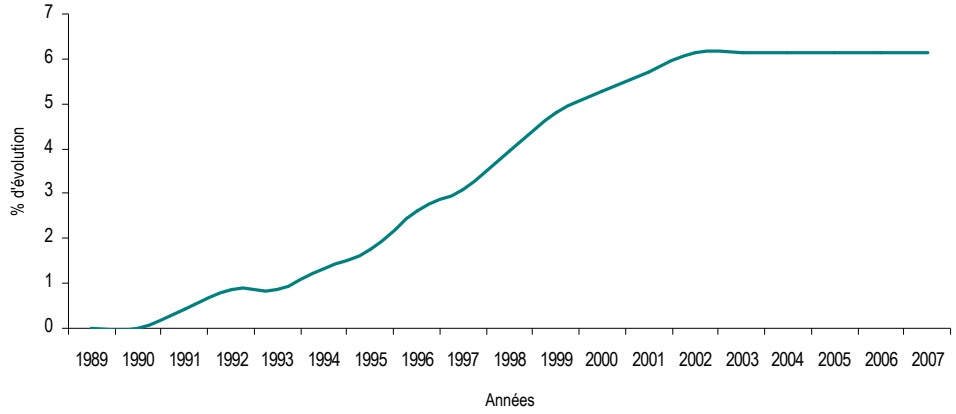


Figure n°35: Evolution de la surface en étang entre 1989 et 2007 dans le département des Deux-Sèvres (Source : Agreste 2007)

Nous avons mis en évidence un taux de création des mares de 1,01 %. Ces créations sont le plus souvent conduites dans le milieu scolaire ou à l'initiative de collectivités. Peu d'agriculteurs entreprennent la réalisation de nouvelles mares dans leur exploitation agricole (observation personnelle). Notre étude montre que les comblements restent à ce jour supérieurs aux créations.

Perte d'usage et comblement : Notre étude montre des différences dans l'entretien des mares en fonction de l'assolement d'insertion. Les mares de prairies et d'habitat sont globalement bien entretenues. Ces mares ont encore des usages très marqués : abreuvoir et loisir. A l'opposé, les mares de culture sont non entretenues dans 51 % des situations. Ces mares n'ont pas d'usage spécifique pour l'agriculteur. Ces différences d'usage sont à l'origine des comblements observés récemment (4,07 % entre 2002 et 2008). L'étude menée en Poitou-Charentes avait permis de mettre en évidence une disparition de 26 % des mares dans cette région entre 1981 et 1990. Le département des Deux-Sèvres a particulièrement été touché par ce phénomène avec 26,2 % de mares en moins entre ces deux mêmes périodes (Charente Nature *et al.,* 2003). Nos résultats montrent que les comblements sont encore en cours. Ils restent toutefois plus nuancés.

L'augmentation des terres cultivables au détriment des Surfaces Toujours en Herbe peut expliquer nos observations. Les données issues d'Agreste 2007, montrent que le département des Deux-Sèvres a connue une diminution des Surfaces Toujours en Herbe au profit des cultures céréalières et des terres arables entre 1989 et 2007 (figure n°36). Dans le pays de Gâtine, Gamache (2006) a mis en avant une augmentation des terres labourables entre 1979 et 2000 de 42,49 % contre une réduction de la Surface Toujours en Herbe (STH) de 59,52 %.

[34] Téléchargeable à l'adresse suivante : http://www.ifen.fr/bases-de-donnees/donnees-regionales.html

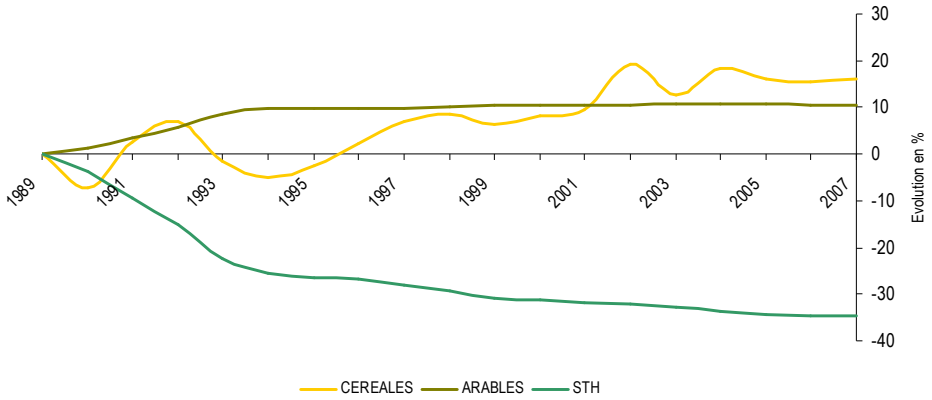


Figure n°36: Taux d'évolution de la surface occupée par les cultures céréalières, les terres arables et les Surfaces Toujours en Herbes (STH) dans le département des Deux-Sèvres en 1989 et 2007 (Source : AGRESTE 2007).

Nous avons pu observer sur la période 2002 – 2008, que de nombreuses mares avec un assolement d'insertion stable en prairie ont été comblées (22 %). Les normes sanitaires ainsi que l'arrivée des bacs en inox et des citernes ont sans nul doute porté préjudice aux mares et peuvent expliquer le taux important de comblement dans les mares de prairie. Les comblements peuvent également s'expliquer en apportant des éléments historiques. Les mares ont longtemps été considérées comme des éléments « malsains » en raison leur émanation et de la piètre qualité de l'eau qu'on leur attribuait. En 1787, Rozier *et al.* s'interrogent déjà sur la nécessité de conserver les mares. Pour ces auteurs, la conservation des mares passe avant tout par leur « propreté » afin d'en assurer l'alimentation en eau pour le bétail et les hommes. Ils incitent notamment à la destruction des amphibiens pour rendre les mares plus propres :*« qu'on y laisse croître aucune herbe dont les débris concourent à la putréfaction de l'eau ; qu'on détruise avec le plus grand soin les crapauds, les grenouilles, et, s'il est possible, toute espèce d'insecte, On ne fait pas assez attention que le frai d'un seul crapaud, d'une seule grenouille, après que les œufs sont éclos, se répand en forme de gelée, et qui couvre plusieurs pieds de superficie ; que cette gelée répand au dehors ce qu'on appelle odeur marécageuse, et qu'elle infecte l'eau ».* Ils en préconisent d'ailleurs leur comblement pour des raisons sanitaires : *« En bonne règle, et par humanité, le gouvernement est dans le cas d'ordonner la suppression de toutes les mares, puisque la santé des hommes et des animaux y est intéressée, surtout dans les provinces où la chaleur est ordinairement forte et vive ».* Pour les remplacer, il préconise la création de puits et la canalisation des eaux de pluie dans des citernes.

D'autres travaux montrent les pertes d'usages et les comblements récents de mares. L'action de valorisation des mares du pays Mauléonais a permis de mettre en évidence que 39,56 % des mares étaient en voie de comblement par manque d'entretien et que 7 mares avaient disparu récemment (Aubineau 2008). Dans les Mauges (Maine et Loire), Moreau (2006) a mis en évidence un processus d'abandon d'un peu plus de 65 % pour les mares forestières lié à leur confinement et à leur faible accessibilité. Dans cette même étude, il ressort que les mares de prairie et de culture sont dans plus de 30 % des cas abandonnées. De manière plus générale, 40 % des mares des Mauges sont dans une situation d'abandon suite à une perte d'usage.

5/ Conclusion et perspectives :

Les mares et les étangs restent abondants dans les secteurs de Gâtine où se sont maintenus des modes de valorisation agricole qui n'ont pas exclu les animaux domestiques (bovins et ovins essentiellement). La disparition des usages traditionnels des mares consécutive aux mutations récentes de l'agriculture et l'absence quasi complète d'une prise de conscience de l'ampleur de leurs fonctions écologiques et sociales (biodiversité, épuration, loisir…) sont à relier à la dévalorisation psycho-sociale et à l'abandon voir aux comblements dont elles font l'objet (Teissier-Ensminger et Sajaloli 1997a).

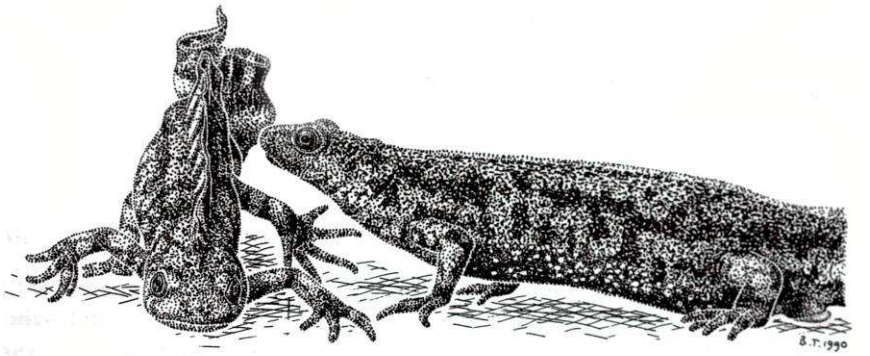
En ce sens, la disparition des mares au profit des nouveaux modes de production agricole orientés exclusivement sur les cultures peut être qualifiée de catastrophique pour les peuplements d'amphibiens en zone de bocage. La simple disparition de ces éléments, les empêche d'assurer leur cycle de vie.

L'intégration des données mare et étang sous Système d'Information Géographique permet de disposer d'informations géoréférencées. A l'échelle départementale, le référentiel BD Ortho® IGN présente l'avantage d'avoir une fréquence de mise à jour de 5 ans[35]. Dans cette optique, il est envisageable de développer un suivi spatio-temporel des mares « visibles » par l'intermédiaire de ce référentiel et ainsi de créer un observatoire des mares et des étangs en Gâtine. La caractérisation des relations temporelles avec l'assolement peut également se faire aisément tout comme la classification d'intensité d'exploitation des terres, la base de données Corine Land Cover étant mise à jour tous les 10 ans. De plus, ce dernier référentiel présente l'avantage d'être gratuit.

Les points clefs

- Les petits points d'eau lentique sont étroitement liés à l'agriculture ;
- Le nombre de mares en Gâtine en 2002 peut être estimé à au moins 4995 ;
- Le nombre d'étangs en Gâtine en 2002 est d'au moins 1 648 ;
- La photo-interprétation écran de la BD Ortho IGN couplé à des vérifications de terrains est une méthode pertinente pour l'inventaire des étangs et des mares sur de vastes territoires, notamment en zone de bocage ;
- Les mares sont étroitement liées aux prairies et à l'usage d'abreuvoir dans 66,6 % des cas ;
- Le taux de comblement des mares observé entre 2002 - 2008 est de 4,07 %. Il reste supérieur aux nouvelles créations (1,01 %);

[35] Source IGN Paris consulté le 7 Avril 2009 : http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287262



Chapitre III

Le peuplement d'amphibiens de Gâtine; protocole d'échantillonnage, sélection des variables d'étude et méthodes d'exploitation statistique

CHAPITRE III

Le peuplement d'amphibiens de Gâtine : protocole d'échantillonnage, sélection des variables d'étude et méthodes d'exploitation statistique

Introduction : un cycle de vie particulier

La dualité du cycle de vie de nombreuses espèces d'amphibiens européens leur impose de disposer de plusieurs milieux. Sinsch (1990), dénombre quatre types de milieux nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie annuel, que sont : le site d'hivernage ou quartier d'hiver, le site de reproduction ou frayère, le terrain de chasse et le site d'estivation ou quartier d'été. Une même unité spatiale fournit rarement l'ensemble des conditions nécessaires à l'accomplissement d'un cycle. Les amphibiens ont donc développé des comportements migratoires plus ou moins marqués, selon les espèces, pour répondre à leurs besoins vitaux. On peut alors distinguer plusieurs formes de migrations ou de déplacements : 1/ liés à la reproduction (pré-nuptiale et post-nuptiale), 2/ associés à la métamorphose (post-larvaire) 3/ mouvements restreints à un territoire et 4/ mouvements vers des sites d'hivernage. Plus spécifiquement, les patrons migratoires enregistrés chez les espèces d'Europe de l'ouest correspondent principalement à deux mouvements annuels (ACEMAV coll. *et al.,* 2003, Nöllert et Nöllert 2003) :

- une migration prénuptiale dirigée vers les milieux aquatiques (mares, étangs, fossés…) depuis les quartiers d'hivernage ;

- une migration postnuptiale reliant le site de reproduction aux quartiers d'été.

Des migrations automnales peuvent également être observées chez quelques espèces, notamment chez *Bufo bufo* qui se dirige vers son site d'hivernage. A cela, il faut distinguer et ajouter les mouvements de dispersion des jeunes et des adultes dans une optique de colonisation de nouveaux habitats (Semlitsch 2008). Ces mouvements contribuent à la dynamique de fonctionnement en métapopulation qui vise à contrebalancer les extinctions locales par des recrutements issus d'immigration (Opdam 1991) (annexe n°1). Deux facteurs principaux contrôlent la dynamique de métapopulation des amphibiens. Le premier est le nombre d'individus qui dispersent dans une population. Le second facteur est la densité et la distribution des biotopes de reproduction dans le paysage qui va déterminer la distance de dispersion et la probabilité d'atteindre ces biotopes avec succès (Hanski et Gilpin 1991 ; Semlitsch 2003c). La structure du paysage joue un rôle prépondérant dans cette dynamique et sur la connectivité des éléments. Cette

connectivité dépend à la fois de la composition et de la configuration du paysage, notamment de la matrice, des tâches et des corridors qui le composent (Burel et Baudry 1999). Les routes sont connues pour être des barrières physiques aux mouvements des amphibiens tout comme certains types d'assolement, telles que les cultures céréalières et les zones urbanisées (Joly *et al.,* 2001 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003 ; Joly *et al.,* 2003 ; Mazerolle et Desrochers 2005). Cependant, il reste difficile de poser une limite entre une barrière totalement infranchissable et un obstacle pouvant être surmonté en certaines occasions (Ray 1999).

Les amphibiens ont des domaines vitaux relativement restreints en comparaison avec d'autres groupes fauniques (annexe n°6). Ceci est en partie dû à leurs capacités de déplacement limitées. Leur morphologie ne se prête pas à des déplacements conséquents. La locomotion des Salamandridae est particulièrement réduite en raison de la longueur et de la disposition transversale de leurs membres. Globalement, les amphibiens sont capables de migrations de quelques kilomètres, mais leurs déplacements sont généralement inférieurs à 400 m. (Semlitsch et Bodie 2003). Les dispersions de jeunes individus sont le plus souvent à l'origine des grands déplacements observés chez ce groupe (annexe n°7).

Les phases de migration incluent des mécanismes de l'orientation afin de choisir la distance la plus courte dans une optique de minimiser les coûts énergétiques, les risques de prédation et de dessiccation (Sinsch 1990 ; Todd et Winne 2006). Plusieurs types de signaux sont sollicités par les amphibiens pour se déplacer dans le paysage : olfactifs, visuels, magnétiques et acoustiques (Duellman et Trueb 1986 ; Joly et Miaud 1993 ; Diego-Rasilla et Luengo 2002 ; Diego-Rasilla et Luengo 2004 ; Wells 2007). Plusieurs auteurs ont montré la phylopatrie de différentes espèces d'amphibiens au point d'eau de leur naissance (eg. Reading *et al.,* 1991 ; Kupfer et Kneitz 2000).

L'ensemble de ces caractéristiques fait que les amphibiens vont être sensibles à la composition, à l'agencement du paysage et à la qualité de leur habitat de reproduction.

Dans un premier temps, ce chapitre traite d'aspects méthodologiques liés à l'échantillonnage des peuplements d'amphibiens des mares. Nous identifions dans un second temps, les variables qui sont susceptibles d'influencer la richesse spécifique naïve, la diversité ainsi que les présences et les abondances des espèces rencontrés dans ce paysage de bocage. Pour finir, nous présentons les méthodes statistiques employées pour étudier l'influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage environnant, sur le peuplement d'amphibiens des mares de Gâtine.

I. Matériel et méthode

1.1. Les mares étudiées

La caractérisation du peuplement d'amphibiens a été effectuée sur 79 mares situées dans le pays de Gâtine. Les mares ont été sélectionnées de manières aléatoires sans aucune connaissance préalable des espèces présentent, durant l'hiver 2006 – 2007. Nous nous sommes appuyé de la carte de classification paysagère présentée dans le précédent chapitre II (cf. figure n°18). Cette carte nous a permis de trouver des mares situées dans des contextes bocagers différents : orienté prairie et d'autres cultures. Plusieurs critères d'ordres pratiques et écologiques ont été définis dans le cadre de cette étude. Les mares avec des poissons ont été exclues. De nombreux travaux font état des impacts négatifs des poissons sur les peuplements d'amphibiens à travers le Monde, en Europe et en France (cf. Introduction). Pour des raisons d'ordre pratique, afin de limiter les écarts de passage entre les différents points d'eau retenus, des secteurs, avec un nombre de 6 à 12 mares ont été constitués. L'ensemble des mares d'un secteur est visité durant la même soirée (figure n°37).

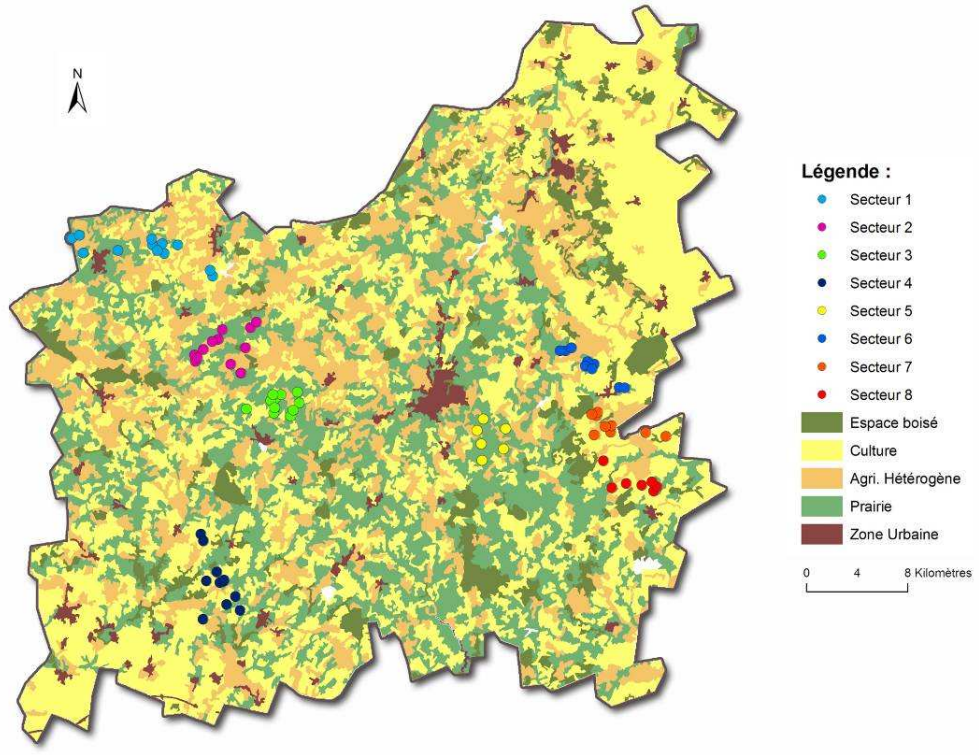


Figure n°37: Localisation des 79 mares étudiées et des secteurs définis dans le cadre des visites de terrain.

Les mares d'étude présentent des variations de taille, de profondeur, de forme et d'insertion dans la matrice[36] paysagère. Leur surface varie de 37,84 à 537,6 m² (Moyenne = 217,46 m² ; Médiane = 193,85 m²). 57 % des mares sont de forme circulaire, 38 % rectangulaire et 5 % complexe, c'est-à-dire qui présentent une surface à plusieurs directions. Insérées dans l'espace agricole, ces mares servent dans 68 % des cas d'abreuvoirs, principalement pour le cheptel bovin et ovin. Les autres mares n'ont pas d'usages spécifiques étant situées dans des cultures. La plupart des mares étudiées sont âgées de plus de 30 ans (figure n°38)

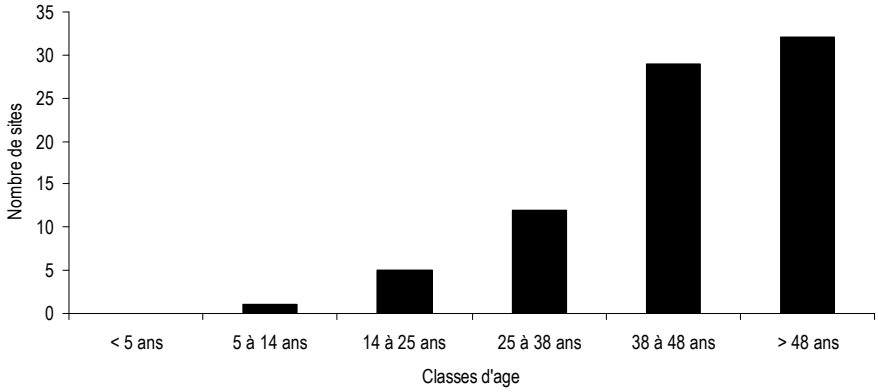


Figure n°38: Classification de l'âge des mares réalisée à partir d'une analyse d'anciennes photographies aériennes IGN (1959, 1969, 1982-83, 1993) et de la BD Ortho® IGN 2002.

1.2. Protocole d'inventaire des peuplements d'amphibiens des mares

1.2.1 Méthode d'échantillonnage

N'ayant pas eu d'étude préalable auparavant, les données utilisées sont issues de la compilation de travaux de terrain, réalisé au printemps 2007. Dans le cadre de ce travail, nous voulons obtenir la richesse spécifique par mare et les abondances relatives pour chaque espèce. Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour étudier et détecter les espèces d'amphibiens. Halliday (2006) décrit un ensemble de méthodes ayant été utilisées au cours de différentes études, notamment les barrières pièges, la recherche orientée, la capture au filet, les boîtes pièges, le transect échantillon, la détection par le chant, la capture sans relâcher direct. La meilleure des méthodes consiste à compiler un ensemble de techniques afin d'optimiser la détection de l'ensemble des espèces. Joly et Deheuvels (1997) identifient trois méthodes qui peuvent être considérées comme complémentaires dans l'étude des peuplements d'amphibiens. Ainsi, les différentes espèces peuvent être dénombrées par le chant (Crapaud commun, Rainette arboricole, complexe Grenouilles vertes), l'observation directe avec un projecteur ou une frontale munie d'un halogène (Triton crêté, Triton marbré, Triton palmé, les pontes de Grenouille agile et de Grenouille rousse), la pêche standardisée (pour les tritons et les larves de salamandre). Ces trois méthodes ont été utilisées dans le cadre de

[36] Matrice : élément dominant du paysage, dans les paysages agraires on parle de matrice agricole pour l'ensemble des parcelles dont l'usage est voué à la production agricole. D'après Burel et Baudry 1999.

cette étude (figure n°39). Elles ont été largement utilisées au cours de nombreux travaux de caractérisation de peuplements d'amphibiens (eg. Ficetola et De Benardi 2004 ; Monguillon 2006).

▪ ***Le point d'écoute*** – Il est effectué à quelques mètres de la mare. Une pause d'une minute est réalisée à notre arrivée avant de comptabiliser le nombre de mâles chanteurs de chaque espèce. Cette technique concerne exclusivement les anoures. Elle a été utilisée à de multiples reprises pour étudier différentes espèces d'amphibiens, telle que la Rainette arboricole (eg. Pellet *et al.,* 2004 ; Pellet et Schmidt 2005 ; Pellet *et al.,* 2007). Dans notre cas, la durée du point d'écoute est de 5 minutes. Ficetola et De Bernardi (2004) ont employé cette même technique avec le même temps d'écoute pour étudier les communautés d'amphibiens en Itlalie. Au Canada et au Etats Unis, plusieurs programmes d'étude des amphibiens par point d'écoute utilisent cette même durée. C'est notamment le cas du programme Bait Frog survey en Ontario (Solla *et al.,* 2005).

▪ ***Transect échantillon au projecteur*** – Une pause d'une minute est réalisée avant d'effectuer le transect avec le projecteur. Une portion représentative de la mare a été sélectionnée et délimitée afin de diminuer le dérangement et limiter les impacts de la pêche. La longueur du transect varie en fonction de la taille de la mare. Sur cette section, un balayage de l'eau d'une largeur d'un mètre est réalisé le long de la berge avec un projecteur halogène muni d'une ampoule de 100 Watts. Nous comptabilisons le nombre d'individus de chaque espèce observée ainsi que les pontes. Durant l'ensemble des passages, cette même portion est visitée.

▪ ***Transect échantillon avec l'épuisette*** – Sur la même portion de berge utilisée avec la précédente méthode, nous effectuons ensuite à l'aide d'une épuisette de pisciculture avec des mailles de 4 mm. une pêche échantillon. La petite taille des mailles permet de capturer les larves et les têtards des différentes espèces ainsi que les adultes. L'épuisette est jetée à un mètre et ramenée vers la berge en balayant le fond.

Trois passages ont été réalisés sur chaque mare en fonction des périodes de reproduction des espèces. Le premier, fin janvier début février pour la reproduction de la Grenouille agile, de la Grenouille rousse, du Crapaud commun et de la Salamandre tachetée. Le second, fin mars début d'avril pour les tritons et la Rainette arboricole. Le troisième, a été réalisé à la mi-mai pour les espèces plus tardives, notamment le complexe des Grenouilles vertes (ACEMAV coll. *et al.,* 2003 ; Morère 2006).

Afin de limiter les biais entre les passages sur chaque site, un certain nombre de critères de sorties ont été retenus. Les prospections nocturnes se sont déroulées une heure après le coucher du soleil, en l'absence de pluie, de grand froid et de pleine lune. La pleine lune peut avoir une influence sur l'activité de certaines espèces d'anoures. Depuis quelques années, l'apparition de maladies infectieuses et de parasites est à l'origine du déclin de nombreuses espèces d'amphibiens. C'est notamment le cas du fongus *Batrachochytrium dendrobatidis*, qui provoque le

chytridiomycose[37]. Cette maladie est à l'origine du déclin rapide de plusieurs populations d'amphibiens à travers le monde (Stuart *et al.,* 2004 ; Wells 2007). Le rôle de l'homme dans la transmission de tels agents infectieux est encore mal connu. Par précaution, l'ensemble du matériel utilisé a été nettoyé à l'eau de javel diluée à 4 % afin de limiter les risques de contagion entre chaque campagne de terrain pour les différents secteurs (Dejean *et al.,* 2007). Le matériel a ensuite été séché à l'air libre, le champignon mourrant également par dessèchement.

Figure n°39: Représentation des trois méthodes utilisées pour échantillonner les communautés d'amphibiens des mares bocagères du pays de Gâtine. *(Les 2 photos du centre, en haut : Clément Braud 8/08/2008)*

1.2.2 Identification des taxons du complexe des grenouilles vertes

L'ensemble des taxons du complexe des grenouilles vertes se ressemble beaucoup, rendant leur identification hasardeuse (Plotner *et al.,* 2001). S'il existe des possibilités de distinction de ces différents taxons par des critères morphologiques, ils ne semblent pas suffisamment efficaces pour différencier l'ensemble des taxons, les résultats ne rentrant toujours pas en concordance avec les analyses génétiques (Pagano et Joly 1999). Les critères acoustiques menés à partir d'oscillogramme et de sonagramme, permettent de distinguer les espèces entre elles (eg. Carrière 1999). Cependant, il peut exister des variations locales (Wycherley *et al.,* 2002). Également, certains caractères du chant, telle que la durée des notes et des silences qui le constituent, sont influencés par la température de l'eau et le degré d'excitation de l'animal (Perscy et Perscy 2007). A ce jour, seule l'identification génétique permet de différencier rigoureusement l'ensemble des taxons apparenté au complexe des « Grenouilles vertes ». Réalisées par

[37] Ce référer à l'introduction générale : 2.2.3 *L'émergence de maladies infectieuses*

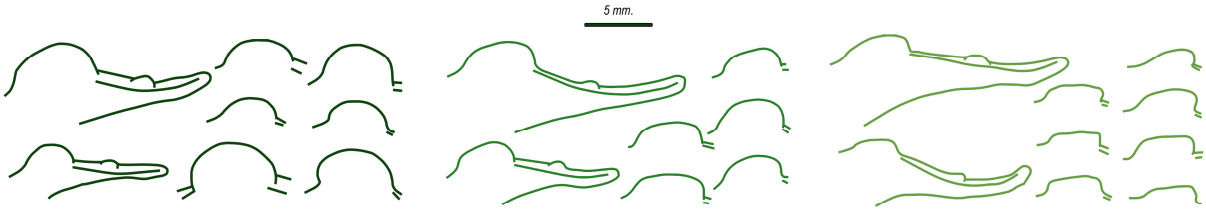
des analyses de protéines par électrophorèse ou ADN, elles ne peuvent être faites qu'en laboratoire et nécessitent un coût élevé et le plus souvent des prélèvements de matériel biologiques (doigt, peau…). Néanmoins, les travaux menés par Perscy et Perscy (2007) portant sur la confrontation de critères biométriques et acoustiques avec des analyses enzymatiques en vue de l'identification des grenouilles « vertes » permettent de différencier les grenouilles indigènes de celles introduites. Ainsi, la distinction obtenue par des critères biométriques et acoustiques entre les grenouilles indigènes (*Pelophylax lessonae* et *Pelophylax* kl. *esculentus*) d'une part et les grenouilles exotiques (dont *Pelophylax ridibundus*) d'autre part est valable dans 100 % des cas. Ainsi, la distinction sur le terrain entre *Pelophylax lessonae - Pelophylax* Kl. *esculentus* et *Pelophylax ridibundus* reste possible en couplant l'analyse des critères morphologiques ainsi que le chant. Cependant, il est plus délicat de séparer *Pelophylax lessonae* et *Pelophylax* Kl. *esculentus* ainsi que les triploïdes.

Située à la confluence de la répartition des deux complexes reconnus en France « lessonae – esculenta » et « perezi – grafi », la région géographique du Poitou-Charentes est l'une des rares régions à abriter 5 des 6 taxons de Grenouilles vertes reconnus en France (Absence de *Pelophylax bergeri*) (Dusoulier et Gouret 2000 ; Thirion *et al.,* 2002). Le pays de Gâtine semble actuellement concerné « exclusivement » par le complexe hybridogénique « lessona – esculenta » (Pagano *et al.,* 2001 ; Thirion *et al.,* 2002 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003 ; Geniez et Cheylan 2005 ; Muratet 2008).

Dans notre cas, la différenciation des individus a reposé sur l'analyse de critères d'ordre morphologique effectués durant la pêche échantillon et l'analyse de quelques chants, n'ayant pas les moyens d'effectuer des analyses génétiques (tableau n°7; figure n°40).

Tableau n°7: Critères morphologiques et acoustiques en vue d'une identification sur le terrain de *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax* kl. *esculentus* et *Pelophylax ridibundus*. D'après Perscy et Perscy (2007) et Muratet (2008)

	Pelophylax lessonae	***Pelophylax Kl. esculentus***	***Pelophylax ridibundus***
Longueur du corps	Jusqu'à 8 cm.	Jusqu'à 12 cm.	Jusqu'à 13 cm (exceptionnellement plus)
Longueur des pattes	Courte	Intermédiaire	Longue
Tubercule métatarsien	Grand, en demi-cercle, de longueur ≥ ½ longueur de l'orteil	Intermédiaire, forme variable, de longueur < 1/2 longueur de l'orteil	Petit, forme variable (rectangulaire ou triangulaire), de longueur ≤ 1/3 longueur de l'orteil
Coloration au niveau des cuisses et de l'aine	Souvent (mais pas toujours) présence d'une teinte jaune vif	Présence ou non d'une teinte jaune vif	Pas de jaune vif
Sacs vocaux	Blancs, parfois rosâtres	Grisâtres à gris	Gris à gris foncé
Dents vomériennes	Rondes et écartées	Ovales ou faiblement étirées, écartées	Allongées, peu écartées et pouvant être en contact, disposées en V plus ou moins ouvert
Chant	Continu, assez long et uniforme	Moins long et plus modulé	Saccadé



Pelophylax lessonae *Pelophylax* Kl. *esculenta* *Pelophylax ridibunda*

Figure n°40: Formes des tubercules métatarsiens de *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax* kl.*esculentus* et de *Pelophylax ridibundus.* Réalisation A. Boissinot. 2009, d'après Berger 1966.

1.3. Le choix des variables liées au biotope de reproduction et au paysage

1.3.1. Caractérisation des biotopes de reproduction : les mares

Les variables retenues pour la description des mares s'appuient sur l'analyse de la littérature scientifique où des problématiques de travail proches ont pu être abordées et sur des connaissances empiriques. Un nombre de 15 variables a été mesuré dont 8 écologiques (végétation aquatique, ombrage, encerclement, age…), 5 physiques (surface, profondeur, pente des berges…) et 2 physico-chimiques (nitrate et phosphate) (tableau n°8). La teneur en phosphates et en nitrates a été analysée au laboratoire de physique - chimie du Lycée agricole Jacques Bujault de Melle (79), à l'aide de spectrophotomètres (HACH DR/2000) avec des réactifs en gélules.

Tableau n°8: Description des paramètres mesurés sur les 79 mares étudiées.

Nom	Unité	Description	Date de mesure
Surface	Mètre carré	La surface a été mesurée sur le terrain à l'aide d'un décamètre. Correspond à la longueur x la largeur de la mare.	Avril – Mai 2007
Profondeur maximum	Classe cm.	Profondeur maximum au centre de la mare. Elle est évaluée à l'aide d'une perche graduée tous les 5 centimètres. Une classification à 7 niveaux est réalisées : 0 – 25; 25 - 50; 50 - 75; 75 - 100; 100 - 125; 125 - 150; 150 - 175; 175 - 200; >200 cm.	Avril 2007
Age	Classe année	L'age de la mare est évalué par une analyse de clichés photographiques anciens prient à différents laps de temps (1959, 1969, 1982, 1993, 2002). La confrontation des différents clichés a permis d'obtenir une classification de l'age des mares : <5, 5 à 14, 14 à 25, 25 à 38, 38 à 48, >48 ans.	Ne s'applique pas
Pente des berges	%	Pourcentage de berges permettant aux amphibiens de sortir de l'eau. La mesure est réalisée sur la base des 4 côtés de la mare. 5 classes de berge (traduit en %) : Très doux, doux, raide, abrupte, raide, verticale	Avril 2007
Encerclement herbacé	Degré	Encerclement de la mare par la strate herbacée exprimé en degré. Valeur comprise entre 0 et 360°	Avril – Mai 2007
Encerclement arbustif	Degré	Encerclement de la mare par la strate arbustive exprimé en degré. Valeur comprise entre 0 et 360°	Avril – Mai 2007
Encerclement arborescent	Degré	Encerclement de la mare par la strate arborescente exprimé en degré. Valeur comprise entre 0 et 360°	Avril – Mai 2007
Encerclement pluristratifié	Degré	Encerclement de la mare par la pluristrate exprimé en degré. Valeur comprise entre 0 et 360°	Avril – Mai 2007
Ombrage	%	L'ombrage est exprimé en classe de recouvrement de l'ombre sur la surface de la mare (0-25, 26-50, 51-75, 76-100%). Cette variable a été mesurée entre 14 et 16heures.	Avril 2007
Clef Pourriot et Meybeck[38]	Classe	Sstructure verticale de la végétation macrophyte présente dans chaque mare (annexe n°8) . Une classification à trois niveaux a été réalisée sur la base de cette clé : 1/ Structure simple, 2/ Structure moyenne, 3/ Structure complexe	Avril – Mai 2007
Clef de Golet et Larson[39]	Classe	Recouvrement de la végétation. 8 classes exprimée en % de recouvrement (annexe n°9)	Mai 2007
Vase	Centimètre	Correspond à la moyenne de 4 mesures réalisées à un mètre du bord de la mare aux quatre points cardinaux.	Avril – Mai 2007
Permanence	Booléen	Permanence de la mare entre les mois d'Avril et Mai 2007. 1 = Permanente ; 2 = temporaire	Avril 2007 et Août 2007
Nitrate	mg./litre	Concentration en nitrate (NO3-) exprimée en mg./litre. Echantillon d'eau récolté sur le terrain puis analysé en laboratoire avec un spectrophotomètre et des réactifs en gélule.	Avril 2007
Phosphate	mg./litre	Concentration en Phosphate (PO_4^{3-}) exprimée en mg./litre. Echantillon d'eau récolté sur le terrain puis analysé en laboratoire avec un spectrophotomètre et des réactifs en gélule.	Avril 2007

[38] Pourriot et Meybeck (1995)

[39] Golet et Larson (1974). Bouthillier et Léveillé (2004) ont utilisés cette même clé pour caractériser les habitats de reproduction de la rainette faux grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*) au Québec.

1.3.2. Caractérisation structurelle du paysage environnant des mares

1.3.2.1. Intégration du SIG dans notre étude

Les connaissances empiriques et scientifiques actuelles sur les amphibiens ont motivé la sélection de variables à plusieurs niveaux : la parcelle (*local scale*) et le paysage (*landscape scale*) (Willis et Whittaker 2002).

Pour notre étude, la prise en compte des éléments environnants au biotope de reproduction sont des paramètres importants étant à la base de processus clés, telles que la dispersion et la dynamique des métapopulations (annexe n°1). Ces éléments sont susceptibles d'influencer la présence et l'absence de certaines espèces, en raison de leur mobilité réduite et/ou de leur faible plasticité écologique (eg. Ficetola et De Bernardi 2004). Les variables ont été construites avec le logiciel ArcGis® 9.2 et l'extension Spatial Analyst®. Plusieurs variables ont été calculées à l'aide du module Patch analyst 4.0 (Elkie *et al.,* 1999). Cette extension présente une interface avec les indices paysagers du logiciel Fragstat® (Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps) (McGarigal et Marks 1995). Le logiciel Fragstat® présente l'avantage de fournir l'un des jeux les plus détaillés d'indices d'écologie du paysage que l'on peut trouver dans un seul programme (Haines-Young et Chopping 1996) et a été utilisé aux cours de différentes études sur les amphibiens (eg. Knutson *et al.,* 1999, Gray *et al.,* 2004).

Notre approche consiste à analyser le paysage environnant de chaque mare à l'intérieure de disques concentriques (zone tampon ou buffer). Déterminés par calcul de distance, ces objets géographiques définissent des zones de proximité, « d'influence », « de sensibilité » (Bordin 2002). Ils sont régulièrement utilisés comme outils de sélection en analyse spatiale, avec d'autres opérateurs. Ils permettent l'étude des relations spatiales des objets avec leur contexte et les objets voisins. Ainsi, les zones tampons permettent d'analyser une structure confinée dans un espace « clos » permettant des comparaisons en terme de composition, d'agencement entre différents sites, dans notre cas entre le paysage environnant de chaque mare. Cette méthode a largement été utilisée au cours de ces dernières années pour étudier de nombreuses espèces, notamment les amphibiens. L'utilisation de disques concentriques permet la simple extraction de variables paysagères autour du biotope de reproduction étudié (eg. Knutson *et al.,* 1999 ; Joly *et al.,* 2001; Rubbo et Kiesecker 2005 ; Van Buskirk 2005 ; Denoël et Lehmann 2006 ; Denoël et Ficetola 2007a ; Denoël et Ficetola 2007b) et d'examiner les effets du paysage à différentes échelles lorsque des buffers concentriques sont employés (eg. Vos et Stumpel 1996 ; Vos et Chardon 1998 ; Pope *et al.,* 2000 ; Houlahan et Findlay 2003 ; Willson et Dorcas 2003 ; Knutson *et al.,* 2004 ; Pellet *et al*., 2004; Mazerolle *et al*., 2005 ; Price *et al.,* 2005 ; Ficetola *et al*., 2009 ; Zanini *et al*., 2008) (tableau n°9).

Le choix de la taille du rayon des disques est motivé selon les espèces étudiées, leur capacité de locomotion, domaine vital et en fonction de la résolution des données disponibles. Notre approche s'est basée sur la création de disques à partir de deux types de données :

- Le premier niveau consiste à décrire le paysage environnant de chaque mare jusqu'à 400 m. à une échelle fine. Ce niveau intègre des données de terrains à l'échelle de la parcelle ;

- Le second caractérise la matrice paysagère avec des zones tampons allant jusqu'à 3 000 m. Les données sont issues de Corine Land Cover 2000.

Cette approche permet d'obtenir des informations à différentes échelles en fonction des capacités de dispersions des espèces présentes en Gâtine (annexe n°7). Le rayon de 400 mètres correspond à la distance de migration moyenne des tritons et des salamandres présent sur la zone d'étude (Miaud 1990 ; Semlitsch 1998 ; Schabetsberger *et al.,* 2004 ; Smith et Green 2005). Le rayon de 3 000 mètres apporte des éléments pour les espèces ayant des capacités de locomotion plus importantes, notamment pour les Anoures (eg. *Hyla arborea*) (annexe n°7).

Tableau n°9 : Description de 18 études portant sur la thématique amphibiens – paysage et utilisant les disques concentriques pour les analyses.

Auteurs	Taille des disques	NB. disque	Espèces cibles	Nb. site	Biotope de reproduction étudié	Données sources
Denoël et Lehmann 2006	1260 m.	1	*Triturus helveticus*	130	Étangs (mares?)	Terrain et référentiel IGN au 1/25 000ème
Denoël et Ficetola 2007a	400 m.	1	*Tritrus cristatus, Ichthyosaura alpestris, Lissotriton helveticus, Lissotriton vulgaris*	258	Étangs (Mares?)	Cartes topographiques IGN au 1/10 000ème et au 1/25 000ème
Denoël et Ficetola 2007b	400 m.	1	*Ichthyosaura alpestris, Lissotriton helveticus, Lissotriton vulgaris*	371	Mares	Cartes topographiques IGN au 1/20 000ème et au 1/25 000ème ?
Ficetola *et al.*, 2009	50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300, 1400, 1500 m.	16	*Salamandra salamandra; Pelophylax Kl. esculentus; Rana dalmatina*	77	Ruisseaux	Vector Map of Lombardy
Houlahan et Findlay 2003	100, 200, 250,300, 400, 500, 750,1000, 1250, 1500, 1750, 2000, 2250, 2500, 3000 et 4000 m.	16	*Rana sylvatica, Pseudacris crucifer, Pseudacris triseriata, Rana pipiens, Bufo americanus, Hyla versicolor, Rana clamitans, Rana septentrionalis, Rana catesbeiana, Ambystoma maculatum, Ambystoma laterale, Notophthalmus viridescens, Plethodon cinereus*	75	Marais arborés, marais herbacés, étangs marécageux et tourbières	Base cartographique au 1/10000ème du Ministère des Ressources Naturelles de l'Ontario (créer sur la base de photos aériennes de 1991)
Joly *et al*., 2001	400 m.	1	*Tritrus cristatus, Ichthyosaura alpestris, Lissotriton helveticus*	79	Étangs et mares	Référentiel IGN ?
Knutson *et al*., 1999	1000 m.	1	*Rana sylvatica, Pseudacris triseriata, Pseudacris crucifer, Rana pipiens, Rana palustris, Bufo americanus, Hyla versicolor, Hyla chrysoscelis, Acris crepitans, Rana septentrionalis, Rana clamitans, Rana castesbeiana, Bufo cognatus, Bufo woodhousii*	378	?	US. Fish and Wiildlife Service (1981-1992) National Wetland Inventory. et Wisconsin Wetland Inventory (1/24 000ème). US. Geological Survey 1987 – 1996 : 1/100 000ème. Land Use and Land Cover (LULC) : 1/250 000ème.
Knutson *et al.*, 2004	500, 1000, 2500 m.	3	*Ambystoma tigrinum, Bufo americanus, Hyla versicolor, Pseudacris triseriata, Pseudacris crucifer, Rana clamitans, Rana sylvatica, Rana pipiens, Rana palustris, Ambystoma laterale*	40	Étangs (Mares?)	Cartes de l'International Coalition Land Use Land Cover au 1/24 000ème et de l'U.S. Fish andWildlife Service NationalWetland Inventory (1979 – 1988) au 1/24 000ème. U.S. Geological Survey Digital Orthophoto Quarter Quad (1991)
Mazerolle *et al*., 2005	100, 250, 500 et 1000 m.	4	*Rana clamitans melanota*	70	Étangs tourbeux	Photos aériennes de 1996 au 1/10 000ème (New Brunswick provincial government)
Pellet *et al.*, 2004	de 100 à 2000 mètres. Tous les 100 m.	20	*Hyla arborea*	76	Étangs	Vector25 Suisse 1/25 000ème SWISSTOPO 2003, 3 à 8m
Pope *et al*., 2000	250, 500, 750 et 1000 m.	4	*Rana pipiens*	34	Étangs et « mares » (0,04 à 29,1 hectares)	Photos aériennes couleurs d'Août et Septembre 1993 au 1/15 000ème National Air Photo Library
Price *et al.*, 2005	100, 500, 1000, 3000 m.	4	*Bufo americanus, Pseudacris triseriata, Pseudacris crucifer, Hyla versicolor, Rana clamitans melanota*	63	Marais côtiers	Landsat Thematic Mapper (TM, satellite data, USGS National Land Cover Data (NLCD) et Orthophotographies

Rubbo et Kiesecker 2005	1000 m.	1	*Rana sylvatica; Ambystoma maculatum; Ambystoma jeffersonianum; Notophthalmus viridescens; Bufo americanus; Bufo woodhouseii fowleri; Pseudacris crucifer; Hyla versicolor; Rana clamitans; Rana catesbeiana; Rana palustris*	57	Zones humides urbaines, péri-urbaines et rurales	Landsat TM Pennsylvania Gap Analysis Program PAROADS
Van Buskirk 2005	1000 m.	1	*Bombina variegata, Bufo bufo, Hyla arborea, Rana temporaria, complexe grenouille verte (Pelophylax kl. esculentus et Pelophylax lessonae), Ichthyosaura alpestris alpestris, Triturus cristatus et Lissotriton vulgaris*	83	Étangs	Cartes topographiques au 1/25 000ème (Bundesamt für Landestopographie, 3084 Wabern, Switzerland).
Vos et Chardon 1998	250, 500, 750, 1000, 1500, 2000 m.	6	*Rana arvalis*	109	Étangs	Cartes topographiques au 1/25 000ème
Vos et Stumpel 1996	100, 250, 500, 750, 1000, 1500 et 2000 m.	7	*Hyla arborea*	512	Étangs (mares) abreuvoirs	Terrain. Intégré sous SIG
Willson et Dorcas 2003	10,7 – 30,5 – 61 m.	3	*Desmognathus fuscus et Eurycea cirrigera*	10	Ruisseaux	Photos aériennes
Zanini *et al.*, 2008	De 100 à 3000m. Tous les 100 jusqu'à 1000. Tous les 200 jusqu'à 2000. Tous les 500 jusqu'à 3000 m.	17	*Bufo bufo* *Rana temporaria*	88	Étangs (mares?)	Vector25 Suisse 1/25 000ème SWISSTOPO 2003, 3 à 8m

1.3.2.2. Paysage fin : données parcellaires

Les composantes du paysage environnant les 79 mares d'étude ont été collectées suite à des relevés de terrain n'ayant pas de référentiel disponible à une échelle suffisamment fine (la parcelle). Un nombre de 29 variables a été créés. Pour l'assolement, l'ensemble des données a été compilé en visitant l'ensemble des parcelles qui intersecte une zone tampon de 400 m. depuis la mare d'étude. Une typologie à 13 niveaux a permis de dissocier les différents types d'assolement (tableau n°10). Ce travail a été réalisé entre les mois d'Avril et Mai 2007. Le linéaire de haies a été numérisé à partir de la BD Ortho® 2002 IGN.

Les données récoltées sur le terrain et intégrées sous SIG en y associant des valeurs attributaires (eg. type d'assolement), ont ensuite été extraites à l'intérieur de disques concentriques de 25, 50, 100, 200, 300 et 400 m. de rayon correspondent à des surfaces respectives de 0,19 ; 0,78 ; 3,13 ; 12,55 ; 28,26 et 50,24 hectares (figure n°41). La compilation de l'ensemble des proportions de chaque assolement aboutit à 100 % à l'intérieur de chaque disque concentrique d'analyse.

Cette taille de disque a été utilisée dans plusieurs autres études sur les modèles de distribution de certaines espèces d'amphibiens, notamment des tritons (eg. Joly *et al.,* 2001 ; Denoël et Ficetola 2007a).

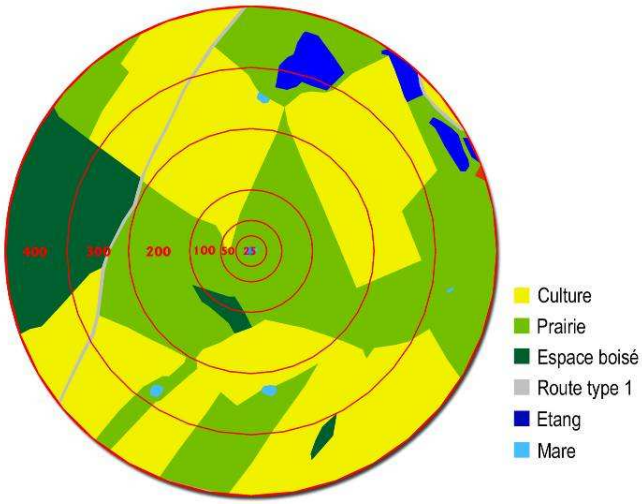


Figure n°41: Disques concentriques utilisés pour l'analyse de la structure du paysage à partir de données collectées sur le terrain (Niveau fin). La taille des buffers varie de 25 à 400 mètres.

Tableau n°10: Description des variables environnementales mesurées au travers de 6 disques concentriques (buffers) variant de 25 à 400 mètres autour des 79 mares de l'étude.

	Données	Description	Type de données	Source de la donnée
Eléments surfaciques	**Culture**	*Rassemble*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Prairie	*La distinction sur le terrain entre prairie temporaire et permanente n'étant pas toujours évidente. Dans notre cas « Prairie » regroupe les deux.*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Espace boisé	*Comprend les petits boisements isolés ainsi que les forêts*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Friche	*Espace de petites superficie, dominée par*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Plantation	*Plantation d'arbres*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Bâti	*Rassemble les structures : exploitation agricole, bâtiment isolé et regroupé*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Rivière	*Rivière de plus de 10mètres de large*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Etang	*Point d'eau lentique dont la surface est supérieure à 2000 m²*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Mare	*Point d'eau lentique dont la surface est inférieure à 2000 m²*	*Proportion %*	*Terrain Avril – Mai 2007*
	Nb. parcelle cultivé	*Nombre de parcelles cultivées qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Surface moyenne culture	*Surface moyenne des parcelles de culture qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Réel simple (hectare)*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Mini Culture	*Plus petite parcelle de culture qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Maxi Culture	*Plus grande parcelle de culture qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb. parcelle prairie	*Nombre de parcelles de prairie qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Surface moyenne prairie	*Surface moyenne des parcelles de prairie qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Réel simple (hectare)*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Mini Prairie	*Plus petite parcelle de prairie qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Maxi Prairie	*Plus grande parcelle de prairie qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb. parcelle agricole	*Nombre de parcelles agricoles (prairie et culture) qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Surface moyenne agricole	*Surface moyenne des parcelles agricoles (prairie et culture) qui intersecte le buffer de 400mètres*	*Réel simple (hectare)*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Mini Agricole	*Plus petite parcelle agricole (prairie et culture) qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Maxi Agricole	*Plus grande parcelle agricole (prairie et culture) qui intersecte le buffer de 400 mètres*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
Eléments ponctuels	**Nb. Etang**	*Nombre de points d'eau lentiques dont la surface est supérieure à 2000 m²*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb Mare	*Nombre de points d'eau lentiques dont la surface est inférieure à 2000 m²*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb. Points d'eaux	*Nombre de points d'eau lentiques cumulés (mare + étang)*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*

Eléments linéaires	**Haie**	*Linéaire de haie. Est pris en compte les bordures d'espaces boisés et les rypisilves*	*Réel simple (mètre)*	*BD Ortho® 2002*
	Route type 0	*Chemin d'exploitation agricole. Très faible fréquentation routière, notamment la nuit*	*Réel simple (mètre)*	*Terrain Avril – Mai 2007 et Scan 25® IGN*
	Route type 1	*Route étroite, régulièrement entretenue. Faible fréquentation*	*Réel simple (mètre)*	*Terrain Avril – Mai 2007 et Scan 25® IGN*
	Route type 2	*Route de moyenne viabilité. Fréquentation moyenne*	*Réel simple (mètre)*	*Terrain Avril – Mai 2007 et Scan 25® IGN*
	Route type 3	*Route de bonne viabilité. Fréquentation forte*	*Réel simple (mètre)*	*Terrain Avril – Mai 2007 et Scan 25® IGN*

1.3.2.3. Matrice paysagère

La seconde approche consiste à fournir des éléments sur la matrice paysagère environnante à chaque biotope de reproduction. Cette analyse est conduite avec des disques concentriques de plus grandes tailles et complète l'information obtenue par l'approche fine.

Un nombre de 13 variables a été créé (tableau n°11). Les données relatives à la matrice d'occupation du sol sont extraites du référentiel Corine Land Cover 2000 sur la base de la typologie simplifiée à 5 niveaux décrite dans le chapitre II : Espace boisé, Zone urbaine, Prairie, Culture et Zone hétérogène. Les données linéaires, tel que le réseau routier, sont extraites à partir de la BD Carto® 2002 IGN sur la base du champs « Vocation », où trois classes ont été retenues. Le linéaire hydrographique est extrait à partir de la BD Carthage® 2008 IGN sur le champ « Largeur ». Trois classes hydrographiques sont créées sur la base de ce référentiel (tableau n°11).

Les données ponctuelles, sur le nombre de mares, d'étangs et de points d'eau proviennent de la photo-interprétation écran exposée dans le chapitre II et des vérifications de terrain. L'extraction des données est réalisée avec des disques concentriques de 250, 500, 750, 1000, 1250, 1500, 1750, 2000, 2250, 2500, 2750 et 3000 correspondant à des surfaces respectives de 19,53 ; 78,14 ; 175,8 ; 312,6 ; 488,4 ; 703,3 ; 957,2 ; 1250 ; 1582 ; 1954 ; 2364 et 2813 hectares. (figure n°42)

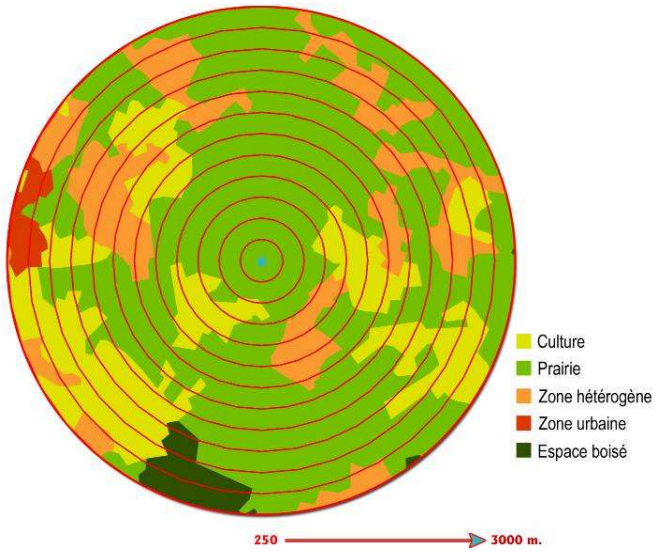


Figure n°42: Disques concentriques utilisés pour l'analyse de la structure du paysage et issue de la base de données Corine Land Cover 2000.

Tableau n°11: Description des variables environnementales (matrice paysagère) mesurées au travers de 12 disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres autour des 79 mares étudiées.

	Données	Description	Type de données	Provenance de la donnée
Eléments surfaciques	**Culture**	*Proportion de cultures dans chaque buffer*	*Proportion %*	*Corine Land Cover 2000*
	Prairie	*Proportion de prairies dans chaque buffer*	*Proportion %*	*Corine Land Cover 2000*
	Zone hétérogène	*Proportion de zones agricoles dans chaque buffer*	*Proportion %*	*Corine Land Cover 2000*
	Espace boisé	*Proportion d'espace boisé dans chaque buffer*	*Proportion %*	*Corine Land Cover 2000*
	Zone urbaine	*Proportion de zone urbaine dans chaque buffer*	*Proportion %*	*Corine Land Cover 2000*
Eléments ponctuels	**Nb. Etang**	*Nombre de points d'eau lentiques dont la surface est supérieure à 2000 m²*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb Mare	*Nombre de points d'eau lentiques dont la surface est inférieure à 2000 m²*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
	Nb. Points d'eaux	*Nombre de points d'eau lentiques cumulés (mare + étang)*	*Nombre entier*	*BD Ortho® IGN 2002 et terrain Avril – Mai 2007*
Eléments linéaires	**Route type 2**	*Liaison routière principale en mètre*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carto® 2002 IGN*
	Route type 6	*Liaison routière régionale en mètre*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carto® 2002 IGN*
	Route type 7	*Liaison routière locale en mètre*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carto® 2002 IGN*
	Hydro 0_15	*Largeur du tronçon hydrographique comprise entre 0 et 15 mètres*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carthage® IGN 2008*
	Hydro 15_50	*Largeur du tronçon hydrographique comprise entre 15 et 50 mètres*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carthage® IGN 2008*
	Hydro 50	*Largeur du tronçon hydrographique supérieur à 50 mètres*	*Réel simple (mètre)*	*BD Carthage® IGN 2008*

1.3.2.4. Distance aux éléments

La distance euclidienne, dite « à vol d'oiseau » quand elle se rapporte à l'espace plan de la carte, est la mesure la plus simple d'une distance. Dans notre situation, les distances calculées pour chaque mare étudiée traduisent l'accessibilité aux habitats terrestres de substitution les plus proches, que sont : la haie et l'espace boisé (Joly *et al.,* 2001; Jehle et Arntzen 2000 ; ACEMAV coll. *et al.*, 2003). La distance à la plus proche mare et au plus proche étang représente l'accessibilité à d'autres biotopes de reproduction à un moindre coût. La proximité d'éléments isolants, tels que les cultures et les routes de type 2 et 3 ont également été mesurées. L'ensemble des distances ont été calculées sous SIG et sont exprimés en mètre.

1.3.2.5. Le compartimentage des éléments isolants

Cet indice est calculé sur la base de l'assolement du paysage fin et pour chaque buffer de 25 à 400 mètres (nb. 6). Le compartimentage des éléments traduits le degré d'encerclement du site de reproduction par les zones incultivées et non isolantes (perméables) (tableau n°12). Sont considérées comme structures isolantes : les cultures, les routes (type 2 et 3) et les zones bâties (Cf. Introduction Chapitre III). Actuellement, nous ne disposons pas d'outil SIG pour calculer ces variables. Les données ont donc été créées manuellement à l'aide d'une équerre rapporteur en suivant la même méthodologie utilisée par Joly *et al.* (2001) (Communication personnelle Pierre Joly – 2008). La mesure est exprimée en degré et représente la somme des angles des éléments incultivés (figure n°43a et n°44). Le compartimentage par les espaces boisés a été traité séparément pour être testé par la suite puis additionné à l'ensemble des angles incultivés. Nous avons également fait ressortir le nombre de mares, d'étangs et de points d'eau accessibles dans chaque disque en fonction du compartimentage par les cultures, les zones bâties et les routes (figure n°43b). Ces variables traduisent l'accessibilité aux points d'eau en fonction de la perméabilité du paysage, ici exprimée en degré.

Tableau n°12: Description des données utilisées pour les indices de compartimentage des mares au travers six tampons variant de 25 à 400 mètres.

	Description	Type de données
Incultivé sans boisement	Somme des angles sans cultures, zones bâties, routes de type 2 et 3 et boisement. Comprend les angles avec des prairies, friches et les plantations.	Nombre entier (degré)
Boisement	Somme des angles sans cultures, zone bâties, routes de type 2 et 3. Comprend les angles où il y a des boisements.	Nombre entier (degré)
Incultivé total	Somme des angles perméabilité et boisement. Cette variable traduit l'angle où les zones sont incultivées autour de chaque mare (Figure n°47a).	Nombre entier (degré)
Accès mare	Nombre de mares accessibles (Figure n°47b).	Nombre entier
Accès étang	Nombre d'étangs accessibles (Figure n°47b).	Nombre entier
Accès point d'eau	Cumul du nombre de mares et d'étangs accessibles.	Nombre entier

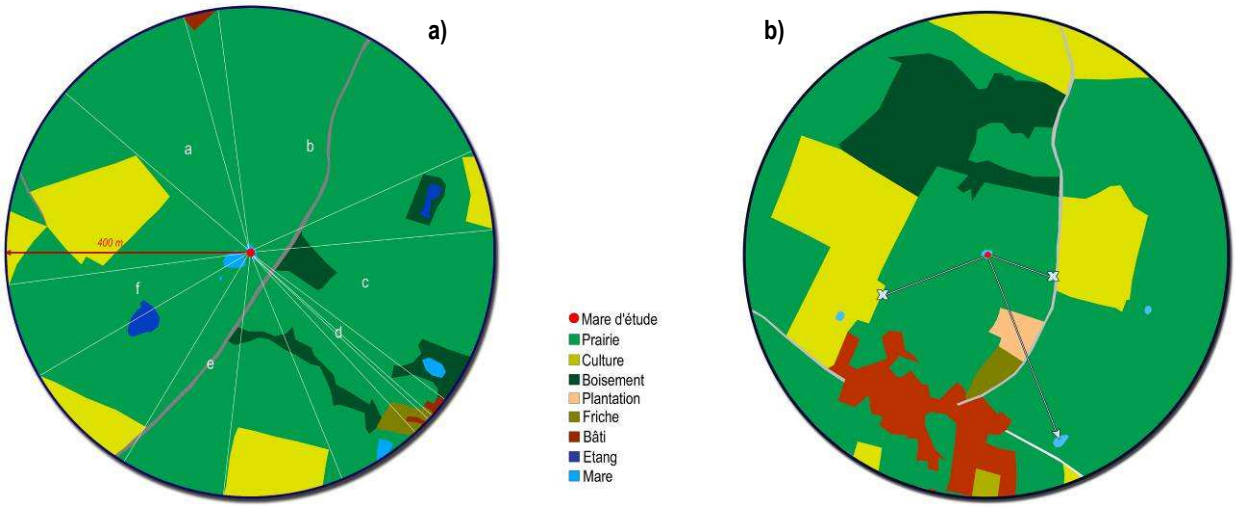


Figure n°43: **a)** Exemple de calcul de la variable « secteur incultivé » avec un disque concentrique de 400 mètres. Le compartimentage par les zones incultivées correspond à la somme des angles a, b, c, d, e et f (en degré). **b)** Point d'eau accessibles en fonction de l'occupation du sol depuis la mare d'étude. Dans cette situation, les traits terminés d'une croix mettent en évidence la non accessibilité et celui terminé par une flèche l'accessibilité à la mare.

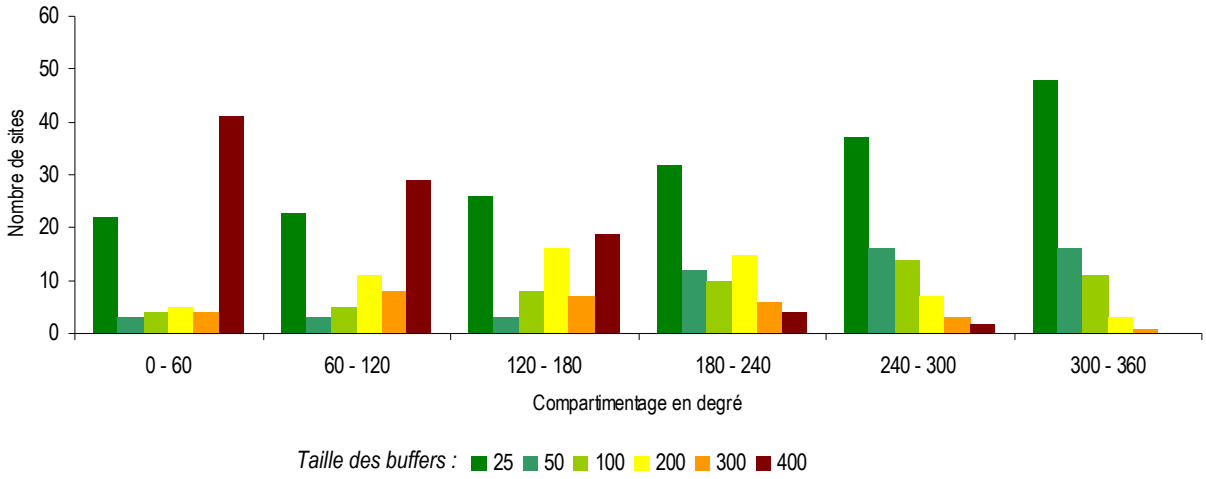


Figure n°44: Distribution des secteurs incultivés en fonction de la taille du disque concentrique utilisé parmi les sites d'études.

1.3.3. Construction de variables d'évolution paysagère

Les données relatives à l'évolution de la structure paysagère sont rarement prises en considération lors de travaux en biologie de la conservation. Dans le cadre de cette étude, nous avons élaboré plusieurs indices de stabilité paysagère sur la base d'une étude diachronique afin de les intégrer dans nos analyses et de voir si ils ont des répercutions sur les espèces, la richesse et la diversité spécifique.

La visualisation et l'analyse des changements paysagers survenus au cours de ces cinquante dernières années sont accomplies par croisement de données compilées sous Système d'Information Géographique. Les outils SIG, s'ils ne prennent pas bien encore en charge la dimension temporelle offrent des moyens simples pour repérer des évolutions. Les différences de cartes ou les combinaisons croisées sont susceptibles d'aider à comprendre où se localisent les changements et à quantifier ceux-ci. Deux types de méthodes sont envisageables pour mener à bien ce travail à partir de photos aériennes : une méthode automatique basée sur la télédétection et une méthode manuelle classique basée sur la photo-interprétation. Le travail de télédétection à partir d'orthophotographie en noir et blanc ne permet pas, en traitements automatiques, de sortir les espaces naturels, agricoles ou encore les éléments linéaires, tels que les haies. La nomenclature possible est donc relativement pauvre. La méthode de photo-interprétation a donc été utilisée pour ce travail.

Pour cette étude, plusieurs missions aériennes étaient disponibles, 1958-1959, 1969, 1982 et 1993. Il s'agit là de photographies au format papier noir et blanc. L'ensemble des photos a été acquis auprès de l'IGN et couvre l'ensemble des mares étudiées. Nous avons également utilisé pour l'étude, une orthophotographie : la BD Ortho® de l'IGN de 2002. Afin de mettre en oeuvre l'étude diachronique, il est nécessaire d'inclure les photos aériennes anciennes dans un outil SIG. Pour les photos disponibles au format papier, cette opération est assez lourde dans la mesure où elle implique une numérisation, un géoréférencement et un assemblage des clichés (mosaïque sous ERmapper® 7.0). Pour ces raisons, seules les dalles photographiques de 1959 ont été gardées pour construire les variables de stabilité paysagère. Les dalles photographiques ont été scannées à 600 dpi. Cette résolution est un bon compromis entre la taille du fichier en sortie et le temps de numérisation. La taille des pixels en sortie est 88 x 88 centimètres. Cette résolution a été utilisée dans plusieurs autres études par photo-interprétation (eg. El Abdellaoui et Ozer 2007). Les différentes dalles de 1959 ont ensuite été associées à l'échelle de chaque secteur grâce à l'outil « Photomerge » du logiciel Adobe Photoshop® CS 8.0.1.

La comparaison des données de 1959 et de 2002 a servi à la réalisation des indices de stabilité paysagère. Trois indices de stabilité paysagère ont été élaborés sur la base de plusieurs éléments :

1/ La parcelle, plus exactement la tache, « patch » en anglais, est l'unité élémentaire du paysage. C'est une aire homogène au sens écologique constituée de pixels contigus, avec des frontières précises au sens physique ou biologique (Ducrot 2005). La modernisation de l'agriculture a entraîné un accroissement de la taille du parcellaire[40] en réponse aux nouvelles méthodes de production et au machinisme. La taille du parcellaire peut

[40] *« Les formes des parcellaires actuels, l'organisation de la mosaïque paysagère sont issus de cette longue histoire entre les sociétés et le milieu où elles se sont installées »* (Burel et Baudry 1999).

donc être utilisée comme indice de stabilité du paysage entre deux périodes. La délimitation du parcellaire, notamment de la parcelle est faite sur la base d'un îlot caractéristique d'une classe d'occupation du sol.

2/ La haie, est un élément linéaire qui structure le paysage bocager. Présenté dans le premier chapitre, cet élément a également subi de profondes transformations au cours de ces dernières années en lien avec la modernisation de l'agriculture. La stabilité du linéaire de haies peut également être utilisée en vue d'une analyse diachronique de la stabilité du paysage.

Ainsi pour chaque série de cartes (1959 et 2002), nous avons obtenu le linéaire de haies présent dans un disque concentrique de 400 mètres autour de chaque mare ainsi que la taille des parcelles intersectant le buffer. Ces données nous ont permis d'élaborer trois indices de stabilité paysagère (figures n°45 et 46) :

- Evolution de la taille moyenne du parcellaire entre 1959 et 2002 (%)
- Evolution de la distance de la mare à la plus proche haie entre 1959 et 2002 (%)
- Evolution du linéaire de haie entre 1959 et 2002 (%)

Figure n°45: Exemple d'évolution du paysage bocager sur un site d'étude entre 1959 et 2002. En noir, sont représentées les limites du parcellaire et en vert le linéaire de haies aux deux époques. Le point bleu représente la mare d'étude. Dans cette situation, on observe une régression de plus de 63 % du linéaire de haie, une augmentation de la taille moyenne du parcellaire agricole de 83 % (0,75 hectares en 1959 à 4,4 hectares en 2002) et une augmentation de la distance entre la mare et la plus proche haie (16,27mètres en 1959 contre 49,63 mètres en 2002).

Figure n°46: Exemple d'évolution de la distance de la mare à la plus proche haie entre 1959 et 2002 dans un disque concentrique de 400 mètres. En vert est représenté le linéaire de haie aux deux époques, le point bleu représente la mare d'étude. En 1959, la mare est insérée le long d'une haie. En 2002, la flèche bleue indique l'évolution de la distance à la plus proche haie.

1.4. Synthèse des variables mesurées

401 variables ont été créées pour ce travail. L'ensemble de ces variables a servit à évaluer les relations qu'entretiennent les amphibiens avec la mare de reproduction et le paysage environnant. Les principales informations sont résumées sous la forme d'un tableau présenté ci-dessous (tableau n°13).

Tableau n°13: Nombre de variables exploité par échelle d'analyse dans l'étude du peuplement d'amphibiens de Gâtine

Echelles	Nombre de buffer	Nombre de variable	Nombre de variable total
Biotope de reproduction (mares)	/	15	15
Paysage fin	6	29	174
Matrice paysagère	12	14	168
Distance aux éléments	/	5	5
Compartimentage	6	6	36
Stabilité paysagère 1959 - 2002	1	3	3

II. Méthodes d'analyses statistiques

2.1 Évaluation de la probabilité de détection des espèces

L'évaluation de la probabilité de détection peut être utilisée pour estimer, avec un degré de confiance spécifié, le nombre de visites nécessaires pour affirmer qu'une espèce est vraiment absente d'un site (Pellet et Schmidt 2005). Elle nous sert également à estimer la complémentarité des techniques d'échantillonnage. La probabilité de détection ***p*** a été évaluée en fonction des techniques d'échantillonnages pour chaque espèce à l'exception du Triton de blasius et de l'Alyte accoucheur respectivement présents sur une et deux mares. Le complexe des Grenouilles vertes a été traité en un seul groupe. Seule la technique de la pêche permet d'avoir les individus en main et ainsi d'identifier les différents taxons en fonction des critères d'identification exposés dans la partie 1.2 de

ce chapitre. Aucune probabilité de détections n'a donc été calculée pour *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax ridibundus* et *Pelophylax* kl. *esculentus*. Pour l'ensemble des autres espèces, la formule utilisée est la suivante (Caublot 2007) :

$$\boldsymbol{p} = x/n$$

Avec x le nombre total de relevés sur l'année et n le nombre de sites où l'espèce a été notée présente.

Nous avons également calculé le nombre minimum de passages nécessaire pour évaluer à 95 % l'absence d'une espèce en utilisant la formule suivante pour chaque technique et l'ensemble des techniques cumulé (Pellet et Schmidt 2005) :

$$\mathbf{Nmin} = \log(0,05)/\log(1-p)$$

La probabilité de détection n'a pas été intégrée dans les modèles comme cela peut être le cas avec le logiciel PRESENCE® (Hines 2006).

2.2 La diversité spécifique

La structure des peuplements est estimée à l'aide de l'indice de Shannon, dérivé de la théorie de l'information intra biotope, notés H' (Barbault 1992). Elle est dans ce cas assimilée à la diversité spécifique, rapport entre l'ensemble des espèces et leur abondance réciproque. Cet indice est celui qui est le plus couramment utilisé dans la littérature (Burel et Baudry 1999). Nous avons utilisé le logarithme 2 pour les calcules. La formule est la suivante :

$$H' = -\Sigma ((Ni/N) * \log2 (Ni/N))$$

Avec Ni le nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces) et N le nombre total d'individus.

2.3 Relation richesse spécifique, diversité, espèce – paysage et biotope de reproduction

Les données quant à la présence et l'abondance des espèces ainsi que les richesses spécifiques naïves et la diversité (H') sur les sites ont été analysées à l'aide de Model Linéaire Généralisé (GLM). Cette méthode statistique nous permet d'étudier les relations existantes entre la richesse spécifique naïve, la diversité, les abondances, les présences/absences de chaque espèce et les variables environnementales détaillées précédemment, à plusieurs niveaux : biotope de reproduction, paysage environnant fin et matrice paysagère. Le GLM est une méthode statistique flexible et robuste qui permet d'analyser les rapports écologiques (Guisan *et al.,* 2002). Le GLM a été utilisé récemment dans d'autres études sur les amphibiens (eg. Denoël *et al.,* 2009 ; Ficetola *et al.,* 2009). Pour la présence (données binaires) nous avons utilisé une régression logistique (GLM avec distribution binomiale des données), pour la richesse spécifique naïve, la diversité et les abondances nous avons utilisé des régressions linéaires ou quadratiques avec une distribution des données de type Loi de Poisson puisqu'il s'agissait de comptage. L'ensemble des analyses a été répété pour chaque disque concentrique pour lesquels nous avons mesuré les paramètres paysagers.

La méthode de maximisation de la vraisemblance permet d'estimer les paramètres qui fournissent le meilleur ajustement du modèle aux données observées. De ce fait il minimise la déviance, c'est à dire l'écart entre le modèle et les données. De plus, une caractéristique générale en statistique est que plus le nombre de paramètres est important dans un modèle, plus faible sera la déviance. Nous avons utilisé le Critère d'Information d'Akaike (AIC) afin de mesurer la qualité de l'ajustement du modèle tout en tenant compte du nombre de paramètres utilisés (Burnham et Anderson 1998). La sélection de modèles repose sur la comparaison d'AIC calculé pour chaque modèle, tel que :

$$AIC = -2\ln(L)+2K$$

Avec K, le nombre de paramètres estimés et L, le maximum de vraisemblance du modèle

L'AIC a ensuite été utilisé comme critère de comparaison entre les modèles. Les modèles avec le plus faible AIC sont alors retenus comme les plus pertinents, c'est à dire qu'ils décrivent bien les données avec le moins de paramètres possible (écart > 2 par rapport à la constante). L'AIC est donc un critère de parcimonie particulièrement intéressant en écologie. L'utilisation du critère AIC a été utilisée à multiples reprises au cours d'études récentes sur les relations amphibiens et habitats/paysage (Sztatecsny *et al.,* 2004 ; Weyrauch et Grubb 2004 ; Van Buskirk 2005 ; Denoël et Ficetola 2007a ; Zanini *et al.,*2008 ; Ficetola *et al.*, 2009). Zanini (2006) souligne les avantages de cette méthode dans sa thèse. Le grand nombre de variables mesurées ne nous a pas permis de traiter l'ensemble des données en une seule analyse, notamment du fait de la capacité limitée du nombre de colonne dans les feuilles Excel (version 2003). Ainsi, une première sélection de modèles a été réalisée pour l'ensemble des variables liées au biotope de reproduction puis celles du paysage fin et enfin celles de la matrice paysagère. L'ensemble des variables expliquant le mieux les données pour chacun des trois niveaux d'analyse ont ensuite été analysées simultanément. Nous avons également construit des modèles en incluant plusieurs variables simultanément ainsi qu'avec leurs interactions pour chacune des étapes de l'analyse (tableau n°14 et figure n°47).

Tableau n°14: Exemple de sélection de variables secondaires agissant sur la présence de la Grenouille agile. En gras, les variables secondaires dont l'écart AIC est inférieur à 2 par rapport à l'AIC de la meilleur variable et > à 2 par rapport au modèle constant.

Variables	AIC
Modèle constant	86,793
PRAI1750	70,814
PRAI1500	**71,138**
PRAI2000	**71,735**
PRAI1250	**72,021**
CULT3000	**72,115**
PRAI3000	**72,783**
PRAI1000	73,022
CULT2750	73,118
PRAI2750	73,176
…	…

De manière à discriminer parmi les nombreux modèles ayant des AIC proches, nous avons calculé l'Akaike weight (wi) de chaque modèle. L'AIC weight représente la probabilité que le modèle i soit le meilleur modèle correspondant aux données. A l'aide de ce critère nous avons pu déterminer le pouvoir explicatif de chaque variable en additionnant le poids de chaque modèle incluant la variable en question. Nous avons sélectionné les variables qui expliquent le mieux la variabilité dans les données. Pour cela nous avons gardé les variables dont la somme des Akaike weight (wi) est supérieure ou égale à 0,5 et significative[41]. Ce pourcentage correspond à la variation totale expliquée par la variable en question (tableau n°15). La formule de calcul de l'Akaike weight (wi) est la suivante :

$$w_i = \frac{\exp(-0{,}5 * \Delta_i)}{\sum_1^r \exp(-0{,}5 * \Delta_r)}$$

$$\text{avec } \Delta_i = AIC_i - AIC_{min},$$

$$\Delta_r = AIC_r - AIC_{min},$$

Tableau n°15: Exemple de variables exploitées suite à l'Akaike weight (wi) pour la richesse en espèces (661 modèles). En gras, les résultats de la somme des AIC weight (wi) des variables exploitées.

Modèles	AIC	GOLET wi	SURFMAX_AGRI wi	BATI400 wi	Route3_M300 wi
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400 / Route1_M25	309,69470	0,047313	0,047313357	0,0473134	0
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400 / Route1_M50	310,56004	0,030696	0,030695674	0,0306957	0
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400 / ROUTE1_50	310,67131	0,029035	0,029034611	0,0290346	0
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400 / ROUTE1_100	311,06244	0,023877	0,023877128	0,0238771	0
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400	311,26778	0,021547	0,021547313	0,0215473	0
GOLET_LARSON / SURFMAX_AGRI / BATI_400 / BOIS_100	311,35563	0,020621	0,02062135	0,0206214	0
…	…	…	…	…	…
Résultats wi pour chaque variable :		**0,90**	**0,87**	0,41	0,39

Les variables non significatives mais proche (Pr(>|z|) <0,1) du seuil de significativité et avec une somme des Akaike weight (wi) supérieure à 0,5 ont été gardés.

Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R 2.7.2 (www.r-project.org) et des packages : MASS, et msm. Le Triton de blasius ainsi que l'Alyte accoucheur n'ont pas été traité du fait de leur trop faible représentation dans le jeu de données.

[41] *** corrélation très hautement significative (valeur de Pr(>|z|) inférieure à 0,001) ; ** corrélation hautement significative (valeur de Pr(>|z|) comprise entre 0,01 et 0,001) ; * corrélation significative (valeur de Pr(>|z|) comprise entre 0,05 et 0,01)

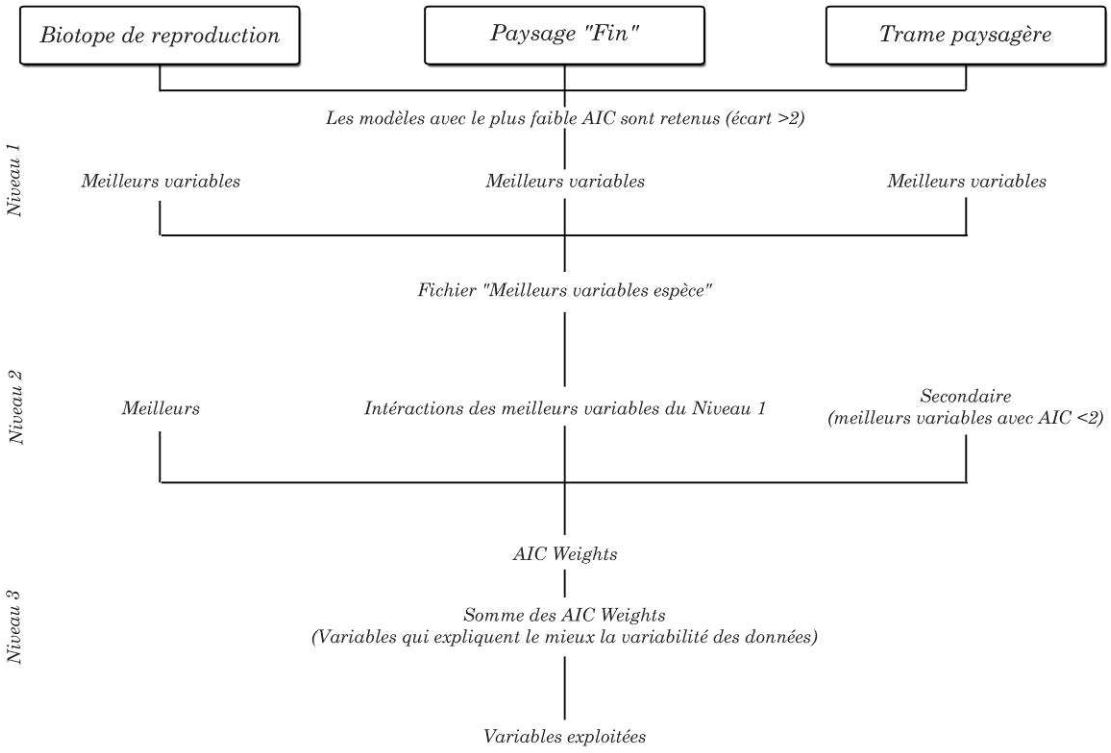
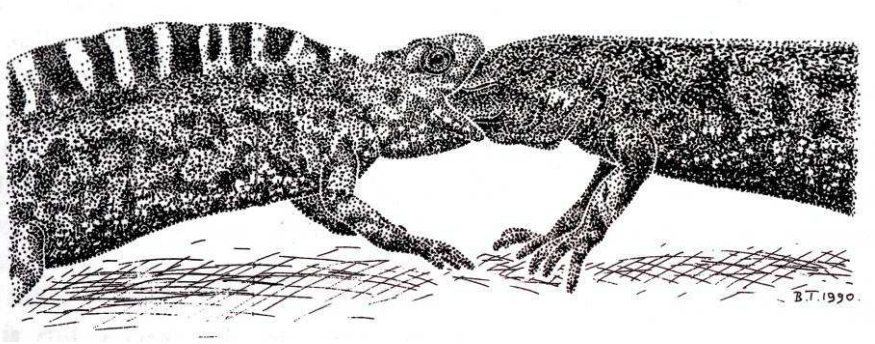


Figure n°47: Etapes d'analyse dans la sélection des variables exploitées

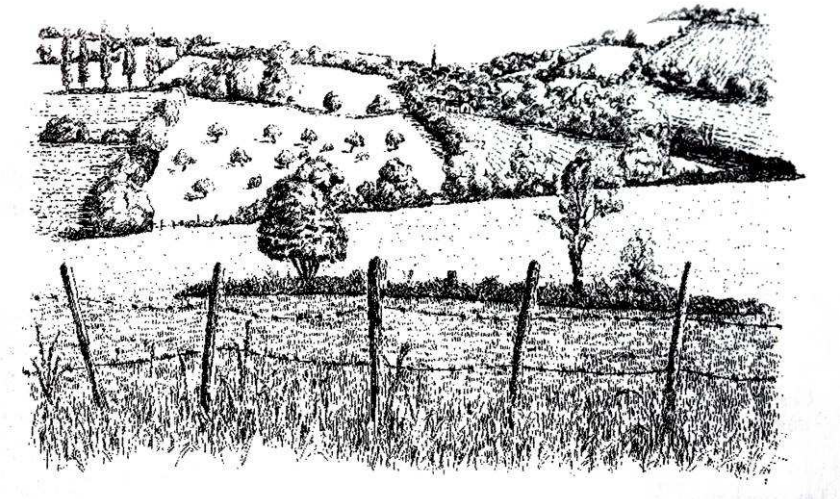
Les points clefs

- Les amphibiens ont un cycle de vie bimodale qui implique l'étude du biotope de reproduction et de l'habitat terrestre ;
- Les amphibiens ont été échantillonnés sur 79 mares à l'aide 3 méthodes : point d'écoute, transect avec un phare halogène et transect avec une épuisette ;
- Les variables paysagères ont été construites sur la base de plusieurs échelles : 1/ le paysage fin comprenant des données de terrain ; 2/ la matrice paysagère et 3/ la stabilité paysagère 1959 – 2002 ;
- Des disques concentriques de taille variable (paysage fin : 25 à 400m. et matrice paysagère : 250 à 3000m.) ont permis d'extraire les informations sur le paysage environnant des mares ;
- Au total, 401 variables ont été construites ;
- Le Model Linéaire Généralisé (GLM) associé au Critère d'Information d'Akaike nous ont permis d'étudier les relations entre les variables du biotope de reproduction et du paysage avec la richesse en espèce naïve, la diversité (H'), les présences et les abondances relatives de chaque espèce.



Chapitre IV

Analyse des relations entre peuplement d'amphibiens, structure du biotope de reproduction et paysage environnant de bocage



CHAPITRE IV

Analyse des relations entre peuplement d'amphibiens, structure du biotope de reproduction et paysage environnant de bocage

Introduction

Les aspects méthodologies relatifs à ce chapitre ont été présentés dans le chapitre III. Ce chapitre décrit les variables qui agissent sur le peuplement d'amphibiens de Gâtine à plusieurs niveaux. Dans un premier, temps, nous traitons des résultats de la probabilité de détection des espèces. Dans une seconde partie, nous décrivons les variables qui agissent sur la richesse spécifique naïve. La troisième partie traite de la diversité spécifique (H'). Les variables qui agissent sur les 10 espèces d'amphibiens étudiées et sur le complexe des grenouilles vertes du genre *Pelophylax* sont détaillées dans une quatrième partie, espèce par espèce. L'ensemble de ces résultats est présentés en séparant les différentes échelles d'analyse : biotope de reproduction, paysage fin et matrice paysagère.

Une cinquième partie fait la synthèse des variables positives et négatives qui agissent sur le peuplement d'amphibiens de Gâtine. Les informations sont présentées sous forme de plusieurs tableaux. Pour finir, nous discutons des résultats en suivant le schéma de la présentation des résultats. Nous mettons en avant les facteurs positifs et négatifs sous forme de classement,

I. Évaluation de la probabilité de détection des espèces

Les probabilités de détection varient en fonction des techniques utilisées. L'utilisation de plusieurs techniques permet d'augmenter la probabilité de détection de l'ensemble des espèces étudiées à l'exception du Crapaud commun. Pour cette espèce, on peut l'expliquer par le faible nombre de site occupé. Chez les Urodèles, les probabilités de détection varient de 0,6 pour la salamandre tachetée à plus de 0,7 pour les tritons en cumulant l'ensemble des techniques d'échantillonnage pour 3 passages (figure n°48a et b). Pour les Anoures, la probabilité de détection pour le Crapaud commun est inférieure à 0,6 et est proche de 0,8 pour les autres espèces en couplant toutes les techniques.

Les techniques d'inventaire cumulées permettent de mettre en évidence que 2 ou 3 passages suffisent à détecter la plupart des espèces avec une sûreté statistique de 95 %. En d'autres termes, le risque de rater ces espèces est inférieur à 5% après 3 passages. Seul le Crapaud commun et la Salamandre tachetée, auraient nécessité 4 passages pour être assuré de leur absence sur un site (tableau n°16).

.

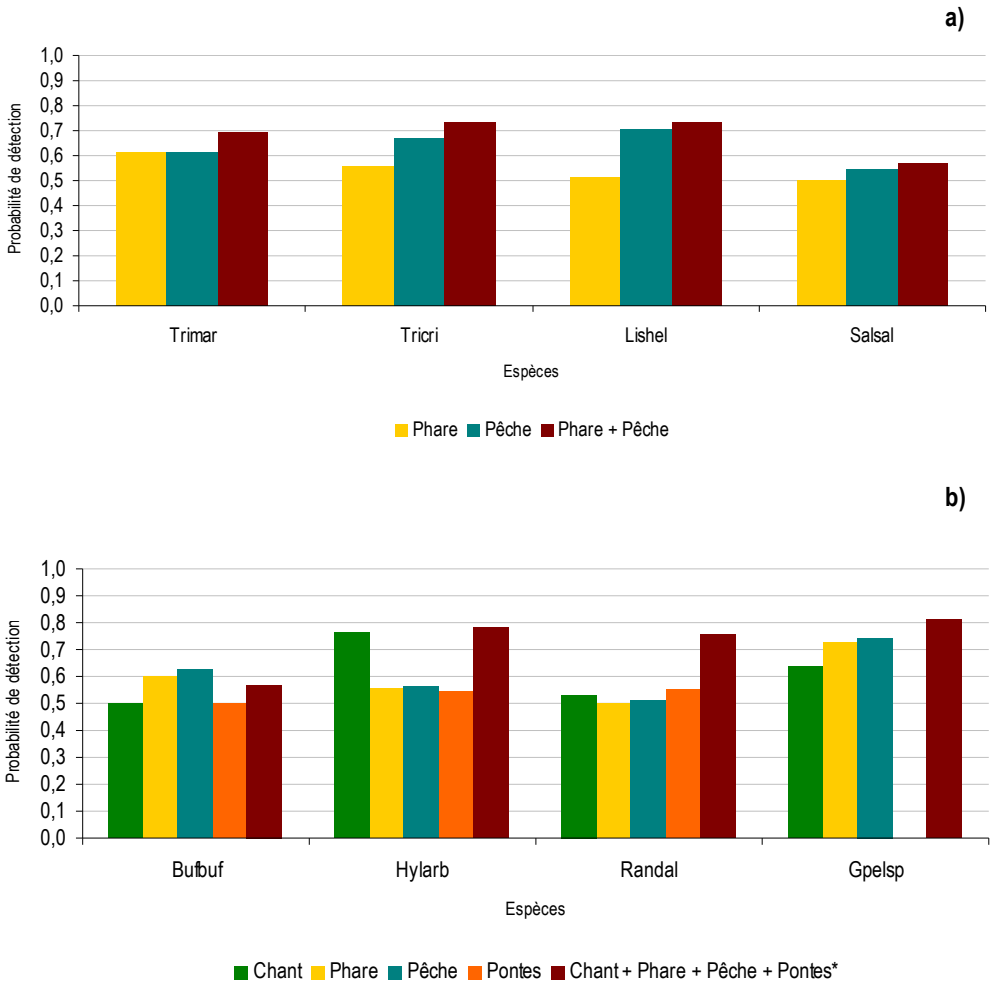


Figure n°48 : Probabilité de détection des espèces en fonction des techniques d'échantillonnages. **a)** Les Urodèles, où Trimar : *Triturus marmoratus,* Tricri : *Triturus cristatus*, Lishel : *Lissotriton helveticus* et Salsal : *Salamandra salamandra*. **b)** Les Anoures, où Bufbuf : *Bufo bufo*, Hylarb : *Hyla arborea*, Randal : *Rana dalmatina* et Gpelsp : Genre *Pelophylax* sp.

Tableau n°16: Nombre minimum de passages requis pour affirmer qu'une espèce est absente sur un site donné (probabilité de 95 %) en fonction des techniques et pour l'ensemble des techniques cumulées. *NS : Ne s'applique pas*

Espèces	Chant	Phare	Pêche	Pontes	Cumuls techniques
Bufo bufo	4	3	3	4	4
Hyla arborea	2	4	4	4	2
Rana dalmatina	4	4	4	4	2
Complexe Pelophylax	3	2	2	Ns	2
Triturus marmoratus	Ns	3	3	Ns	3
Triturus cristatus	Ns	4	3	Ns	2
Lissotriton helveticus	Ns	4	2	Ns	2
Salamandra salamandra	Ns	4	4	Ns	4

II. La richesse spécifique naïve

2.1 Paramètres descriptifs

Nous avons contacté 12 taxons dans le cadre de cette étude, dont 7 Anoures et 5 Urodèles (tableau n°17; Annexe n°12). Sur les 15 espèces identifiées dans le pays de Gâtine dans l'atlas préliminaires des amphibiens et reptiles du Poitou-Charentes (Poitou-Charentes Nature 2002) et l'ouvrage de Thirion *et al.* (2002), notre étude fait ressortir qu'au moins 80 % d'entre elles utilisent les mares bocagères durant leur cycle de vie. L'ensemble des taxons d'urodèles connus dans cette région utilise les mares bocagères pour leur reproduction.

La moyenne de richesse spécifique naïve par mare est de 5,15 espèces (écart-type = 1,7). Aucune mare n'est occupée par aucune espèce. 7 mares sur un total de 79 mares abritent 8 espèces, ce qui correspond à la valeur maximale observée (8,9 %) (figure n°49).

Tableau n°17: Liste des espèces utilisant les mares bocagères pour leur reproduction dans le pays de Gâtine.

Ordre	Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique latin et auteur
Anoures	Alytidae	Alyte accoucheur	*Alytes obstetricans obstetricans* **(Laurenti, 1768)**
	Bufonidae	Crapaud commun	*Bufo bufo* **(Linné, 1758)**
	Hylidae	Rainette verte	*Hyla arborea arborea* **(Linné, 1758)**
	Ranidae	Grenouille agile	*Rana dalmatina* **Bonaparte, 1840**
		Grenouille rieuse	*Pelophylax ridibundus* **Pallas, 1771**
		Grenouille verte de Lessona	*Pelophylax lessonae* **Camerano, 1882**
		Grenouille verte	*Pelophylax* Kl. *esculentus* **Linné, 1758**
Urodèles	Salamandridae	Salamandre tachetée terrestre	*Salamandra salamandra terrestris* **Lacepède, 1788**
		Triton crêté	*Triturus cristatus* **(Laurenti, 1748)**
		Triton marbré	*Triturus marmoratus* **(Latreille, 1800)**
		Triton de Blasius	*Triturus x blasii* **(De L'Isle, 1862)**
		Triton palmé	*Lissotriton helveticus heveticus* **(Razoumovsky, 1789)**

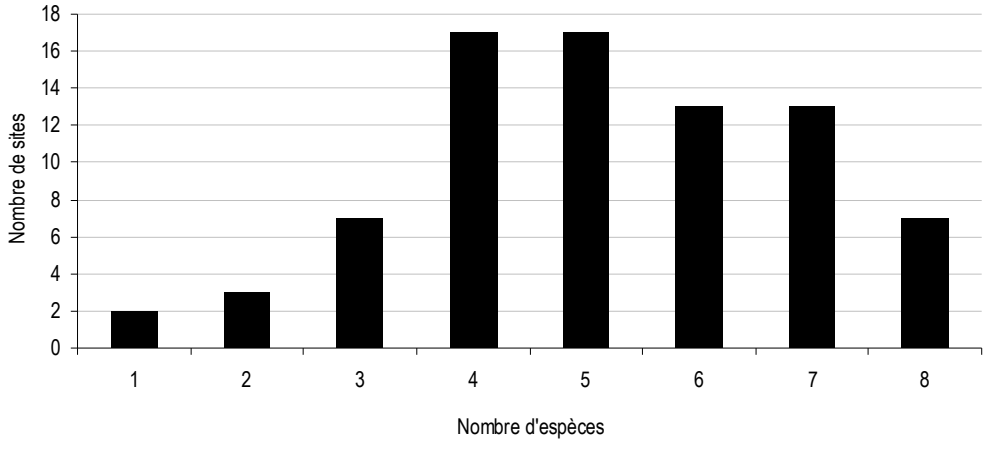


Figure n°49: Histogramme du nombre d'espèce par mare.

2.2 Paramètres d'influence de la richesse en espèces

Deux variables agissent sur la richesse spécifique naïve.

Biotope de reproduction : La richesse en espèces est positivement et significativement associée à un fort taux de recouvrement en végétation aquatique (clef de Golet et Larson) du biotope de reproduction (Pr(>|z|) = 0.00776). Cette variable explique 90 % de la variabilité des données.

Paysage fin : La présence de grands parcellaires agricoles dans un rayon de 400 mètres influence négativement le nombre d'espèces observées sur les mares (Pr(>|z|) = 0.0159).

Les mares avec un taux de recouvrement en végétation aquatique élevé (>95 %) et insérées dans des systèmes paysagers avec de petites parcelles agricoles (3 hectares), présentent une richesse spécifique moyenne optimale. A l'inverse, les mares présentant un faible recouvrement en végétation aquatique (<5 %) et insérées dans des paysages avec des parcelles supérieures à 20 hectares présente une richesse moyenne de 3 espèces. (figure n°50).

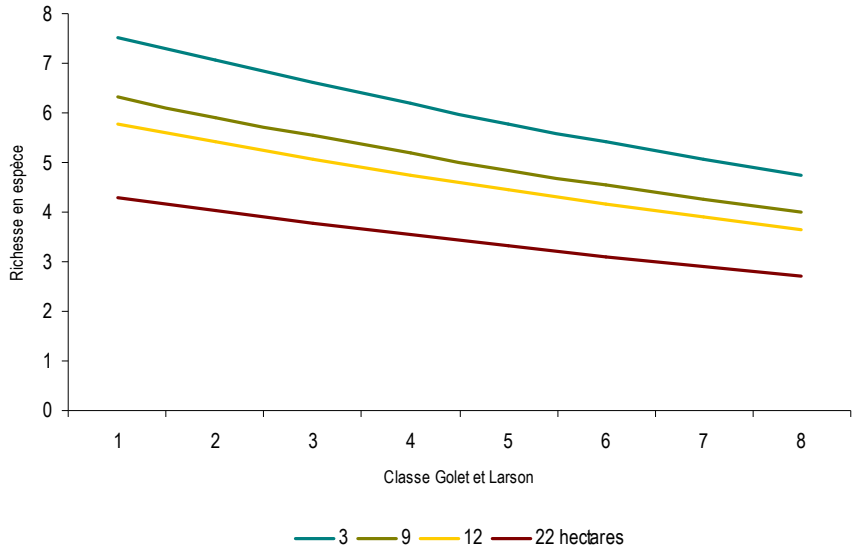


Figure n°50: Modèle additif de la richesse en espèces en fonction des classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares et de la taille maximale du parcellaire agricole entourant les mares dans un rayon de 400 mètres.

III. La diversité spécifique H'

La diversité spécifique (H') moyenne observée sur les 79 mares étudiées est de 1,7 espèces communes (écart-type = 0,6). 5 variables agissent significativement sur la diversité en espèce.

Biotope de reproduction : La diversité en amphibiens est significativement et positivement associée à l'absence d'ombrage sur les mares (Pr(>|z|) = 0.000120) et à la présence d'une végétation aquatique de type complexe dans les mares (Pr(>|z|) = 0.000121). Les mares présentant un taux de recouvrement important en végétation aquatique (clef de Golet et Larson) présente une diversité en espèce plus conséquente (Pr(>|z|) = 3e-06) (figure 51 a et b).

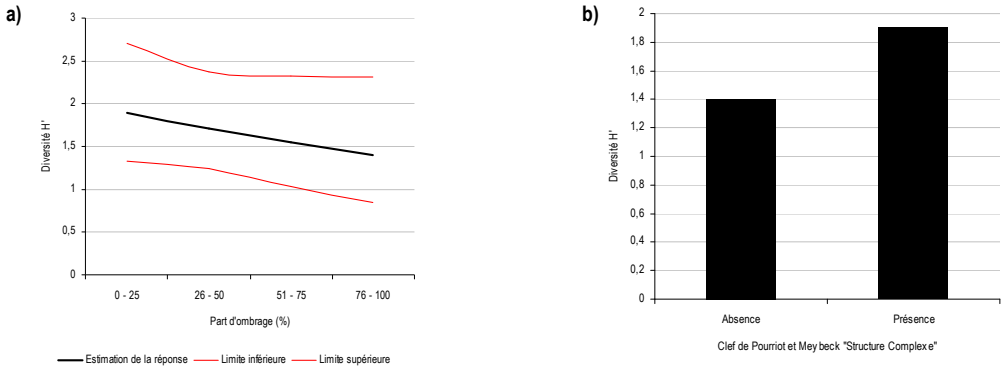


Figure n°51: Représentation de la relation entre la diversité spécifique (H') et la part d'ombrage sur les mares (a) et la présence d'une végétation aquatique de type « complexe » (b).

Paysage fin : La présence de grands parcellaires agricoles dans un rayon de 400 mètres influence négativement la diversité en espèce observé dans les mares (Pr(>|z|) = 4.05e-06).

Les mares présentant un taux de recouvrement en végétation aquatique élevé (>95 %) et insérées dans des systèmes paysagers présentant de petites parcelles de culture (1,5 hectare) présentent une diversité spécifique moyenne optimale. A l'inverse, les mares présentant un faible recouvrement en végétation aquatique (<5 %) et insérées dans des paysages avec des parcelles de culture supérieures à 20 hectares présente une diversité spécifique moyenne inférieure à une espèce. (figure n°52).

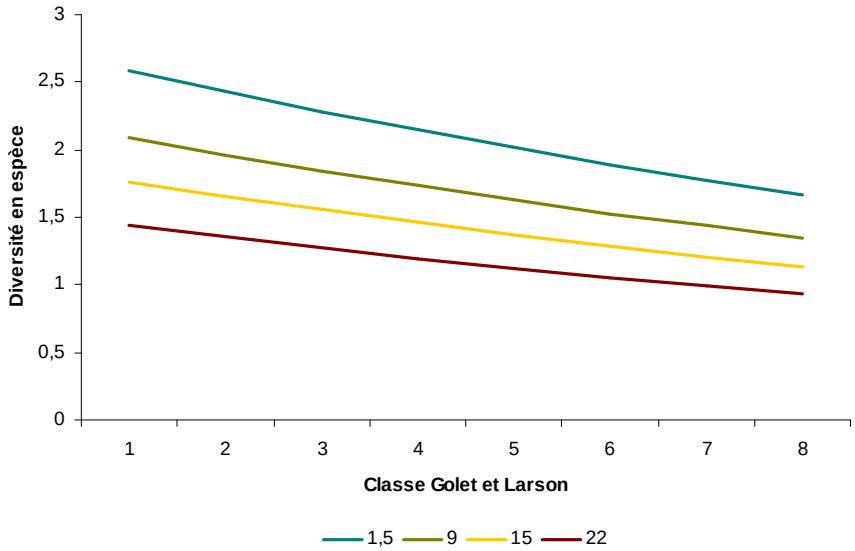


Figure n°52: Modèle additif de la diversité en espèce (H') en fonction des classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares et de la taille maximale du parcellaire de culture entourant les mares dans un rayon de 400 mètres.

La proximité de haie autour de la mare est un élément qui agit positivement et significativement sur la diversité en amphibien (Pr(>|z|) = 0.00503) (figure n°53).

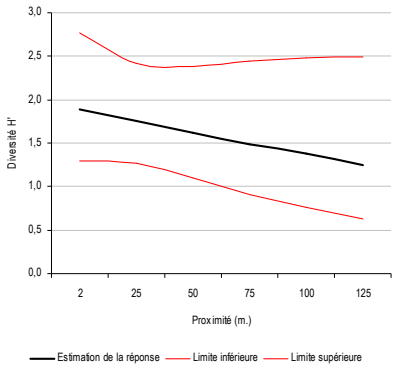


Figure n°53: Représentation de la relation entre la diversité spécifique (H') et la proximité d'une haie autour de la mare de reproduction.

IV. Les espèces observées

4.1 Paramètres descriptifs

A la lecture de la figure n°54, on voit que 6 espèces dominent dans les assemblages batrachologiques du pays de Gâtine (Triton palmé, Grenouille agile, Triton marbré, Rainette arboricole, Grenouille verte et Grenouille rieuse) et 6 sont peu fréquentes. Les plus communes sont présentes entre 60 et 90 % des cas; les rares entre 1 et 20 % des cas.

Le complexe des grenouilles vertes (« lessonae – esculenta ») est largement distribué sur les mares d'études du pays de Gâtine (94 %) (figure n°54). *Pelophylax* kl. *esculentus* se retrouve sur le plus grand nombre de mares. Avec la Grenouille verte, la Grenouille rieuse est également bien présente et est en syntopie dans 28 mares (figure n°55). Les trois taxons cohabitent sur 8 mares. La Grenouille de Lessona est le taxon de ce complexe qui est présent sur le moins de site. La Grenouille agile, observée dans 77 % des mares d'étude est largement distribuée en Gâtine tout comme la Rainette arboricole. Le Crapaud commun bien que présent sur l'ensemble du pays de Gâtine, est peu fréquent dans les mares durant la période de reproduction. L'Alyte accoucheur est plus localisé et a été observé dans deux mares.

Le Triton palmé, est l'espèce la plus fréquente des mares de Gâtine. Il a été observé dans 52 mares en syntopie avec le Triton marbré (figure n°56). Ce dernier est également une espèce commune et est présent dans 75 % des mares. Le Triton crêté a été contacté sur cinq mares, toutes localisées dans le secteur 6. L'ensemble des quatre taxons de triton a été observé sur une seule mare. La Salamandre tachetée se retrouve sur l'ensemble des secteurs mais dans très peu de mares bocagères. Le Triton de blasius a été observé sur une seule mare dans le secteur 6.

Trois espèces n'ont pas été contactées dans les mares de Gâtine. Il s'agit du Crapaud calamite, la Grenouille rousse et du Pélodyte ponctué.

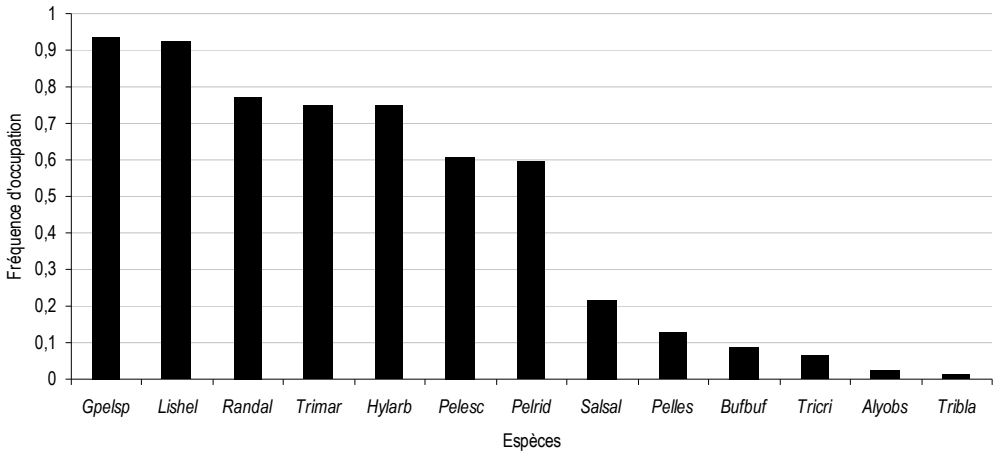


Figure n°54: Histogramme des proportions de sites occupés par chaque espèce dans les mares bocagères du pays de Gâtine. Gpelsp : Genre *Pelophylax* sp., Lishel : *Lissotriton helveticus*, Randal : *Rana dalmatina*, Trimar : *Triturus marmoratus*, Hylarb : *Hyla arborea*, Pelesc : *Pelophylax* kl. *esculentus*, Pelrid : *Pelophylax ridubundus*, Salsal : *Salamandra salamandra*, Pelles : *Pelophylax lessonae*, Bufbuf : *Bufo bufo*, Tricri : *Triturus cristatus*, Alyobs : *Alytes obstetricans*, Tribla : *Triturus x blasii*.

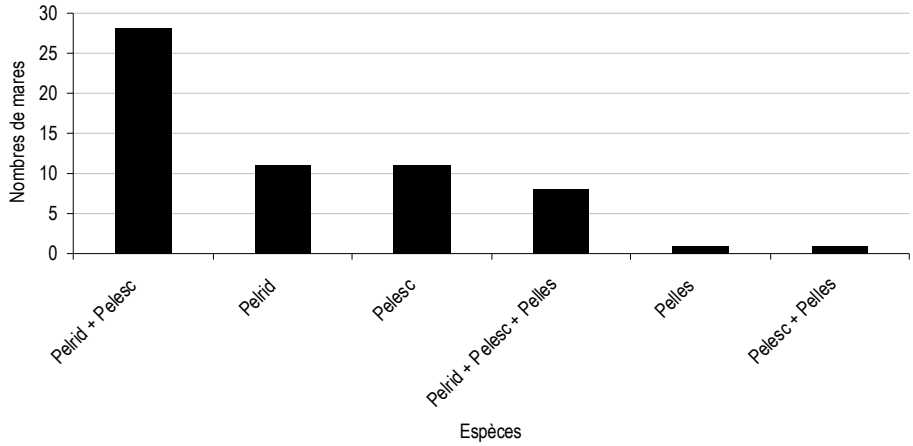


Figure n°55: Assemblage des taxons appartenant au complexe des Grenouilles vertes « lessonae – esculenta » dans les 79 mares étudiées dans le Pays de Gâtine. Pelrid : *Pelophylax ridibundus*, Pelesc : *Pelophylax* kl. *esculentus* et Pelles : *Pelophylax lessonae*

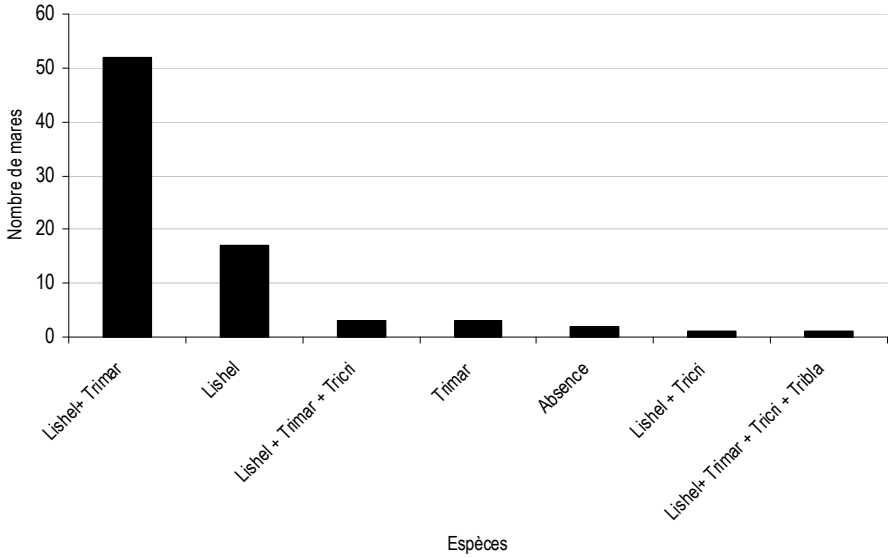


Figure n°56: Assemblage des tritons dans les 79 mares étudiées dans le Pays de Gâtine. : Lishel : *Lissotriton helveticus*, Trimar : *Triturus marmoratus*, Tricri : *Triturus cristatus*, Tribla : *Triturus x blasii*, Absence : Absence de Triton.

4.2 Le Crapaud commun *Bufo bufo* (Linné, 1758)

Présence – Le Crapaud commun a été contacté sur 7 mares (8,9 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,6 pour trois passages. Il aurait fallu effectuer un minimum de 4 passages pour évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. Donc sa présence est probablement sous évaluée. 2 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Matrice paysagère : La présence de l'espèce est positivement reliée aux proportions d'espace boisé dans un périmètre de 1 250 mètres autour du biotope de reproduction (figure n°57 a). La probabilité de présence moyenne croît en fonction de l'importance de la part de boisement dans ce même périmètre et est particulièrement marquée à partir d'un taux de recouvrement supérieur à 15 %, lorsque la probabilité de présence moyenne est supérieure à 0,2. Cette variable est significative pour les disques de 750 à 1 500 mètres et est la plus marquée à 1 250 mètres (Pr(>|z|) = 0.0151) (figure n°57 b).

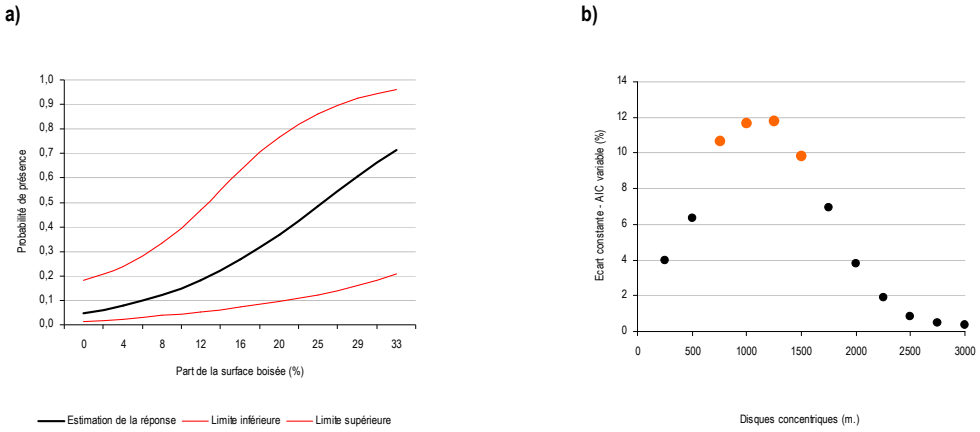


Figure n°57: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne du Crapaud commun et la part de surface boisée dans un disque concentrique de 1 250 mètres (a). Réponse de la variable « bois_1250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Un important linéaire de petits cours d'eau compris entre 0 et 15 mètres de largeur dans un rayon de 750 mètres agit positivement sur la présence de l'espèce, notamment à partir d'un réseau supérieur à 2 000 mètres pour une probabilité de présence moyenne supérieure à 0,2 (figure n°58a). Cette même variable agit négativement sur la présence de l'espèce dans un rayon de 1 500 mètres. Cependant, la réponse est moins marquée (figure n°58b).

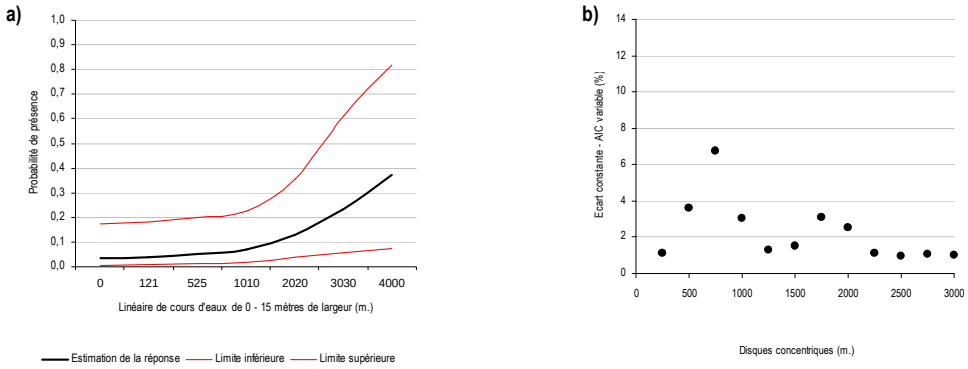


Figure n°58: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne du Crapaud commun et le linéaire de cours d'eau de 0 – 15 mètres de largeur dans des disques concentriques de 750 mètres (a). Réponse de la variable « HYD_0_15_750 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points noirs indiquent l'absence de relation significative.

Abondance : Deux variables agissent sur les abondances relatives moyennes du Crapaud commun.

Biotope de reproduction : La présence d'une importante couche de vase agit négativement sur les abondances de cette espèce. Les mares présentant une profondeur de vase supérieure à 10 centimètres ont une abondance relative moyenne proche de 0 (figure n°59a).

Paysage fin : Le nombre de mare présentent dans un rayon de 400 mètres autour de la mare d'observation influence positivement l'abondance de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.000357). Cette variable explique 91 % de la variabilité des 303 modèles testés. Ce paramètre est particulièrement marqué à partir de 7 mares pour une abondance relative supérieure à 0,1 individu par mètre de berge (figure n°59b). Cette variable agit positivement et significativement pour les disques de 300 et 400 mètres (figure n°59c).

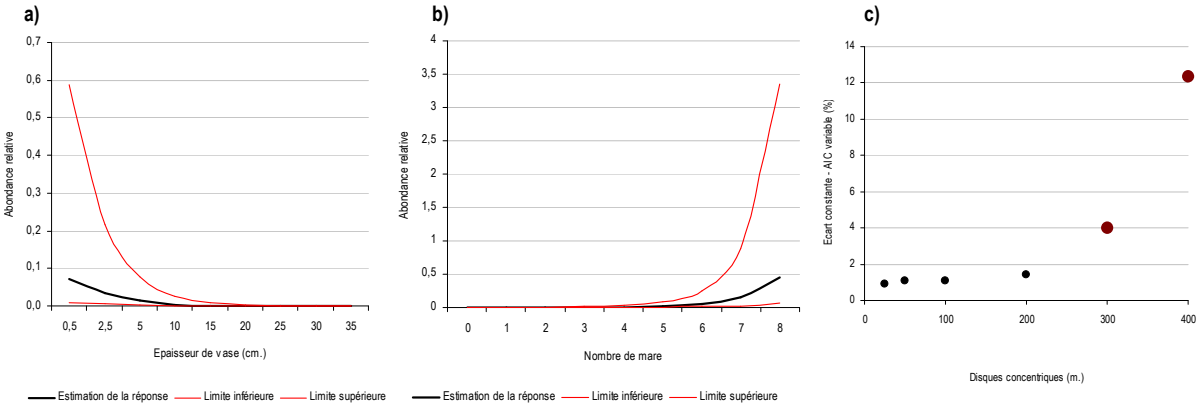


Figure n°59: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Crapaud commun et l'épaisseur de vase (a) et le nombre de mares dans un disque concentrique de 400 mètres (b). Réponse de la variable « NB_Mare400 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (c). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p <$ 0,001 et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.3 La Rainette arboricole *Hyla arborea arborea* (Linné, 1758)

Présence : La Rainette arboricole a été contacté sur 59 mares (74,7 % des 79 mares). Cette espèce est largement distribuée sur l'ensemble des zones d'étude du pays de Gâtine. La probabilité de détection de l'espèce est de 0,8 pour trois passages avec l'ensemble des techniques cumulées. Un minimum de 2 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. 4 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Biotope de reproduction : La surface des mares est un paramètre qui agit significativement sur l'indice de présence moyen de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.0366). Les mares avec une surface inférieure à 100 m², ont une probabilité de présence moyenne comprise entre 0,5 et 0,6 pour cette espèce. La probabilité de présence moyenne dépasse 0,9 dans les mares supérieures à 400 m² (figure n°60a).

Paysage fin : Les présence de Rainette arboricole sont associées à de grandes parcelles de prairie, supérieures à une moyenne de 3 hectares (Pr(>|z|) = 0.00335) autour de la mare de reproduction(figure n°60b).

Matrice paysagère : Les fortes densités de prairies dans un rayon de 250 mètres autour du biotope de reproduction influencent positivement la présence de l'espèce (figure n°61a). Cette variable agit significativement pour dans un rayon de 250 et 500 mètres (figure n°61b).

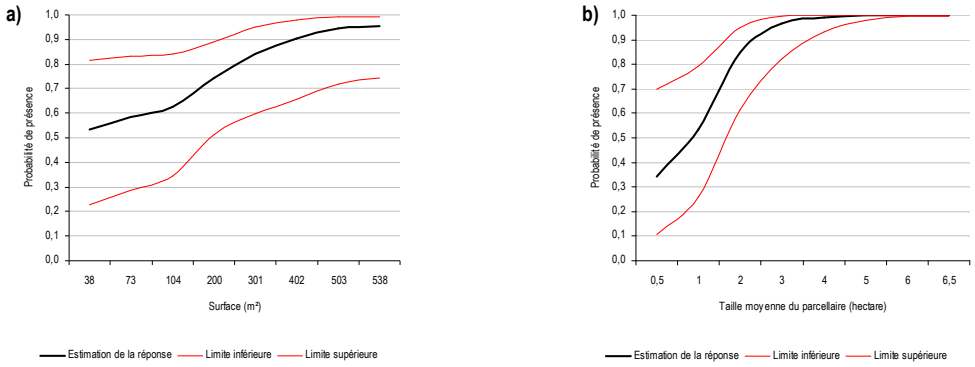


Figure n°60: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Rainette arboricole et la surface de la mare (a) et la taille moyenne du parcellaire de prairie dans un disque de 400 mètres (b).

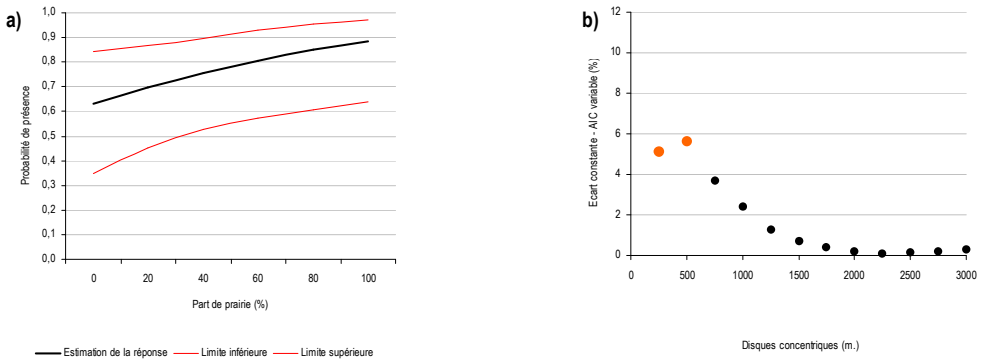


Figure n°61: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Rainette arboricole et la part de surface en prairie dans un disque concentrique de 250 mètres (a). Réponse de la variable « Prairie_250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

La présence d'une forte concentration de route de type locale (route de type 7, BD Carto®) dans un rayon de 1 000 mètres autour de la mare influence négativement l'espèce (Pr(>|z|) = 0.004175). En l'absence de route de ce type, la probabilité de présence moyenne est proche de 1. Ce paramètre agit particulièrement à partir d'un linéaire de route supérieure à 4 000 mètres. La probabilité de présence moyenne décline brutalement à partir de ce seuil (figure n° 62a et b).

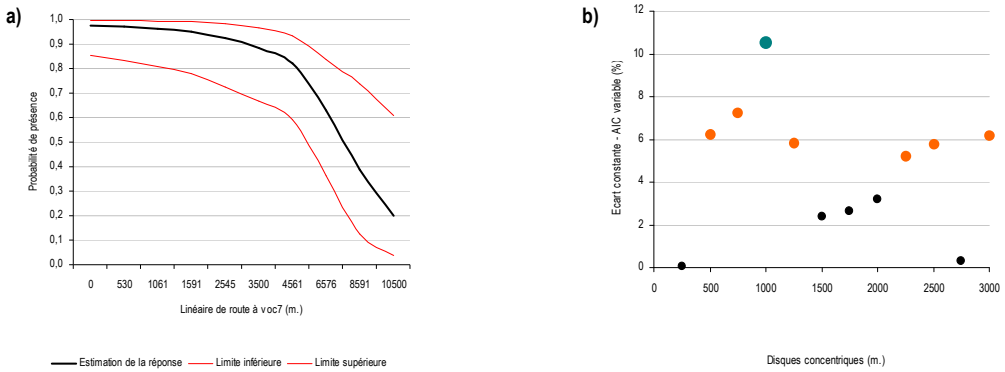


Figure n°62: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Rainette arboricole et le linéaire de route voc7 dans un disque concentrique de 1000 mètres (a). Réponse de la variable « Route_voc7_1000 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (b). Le point vert indique une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Abondance : 4 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Rainette arboricole.

Paysage fin : Les routes de type 3 influencent les abondances moyennes de l'espèce dans un disque concentrique de 400 mètres (figure n°63a). En l'absence de route de type 3, les abondances relatives moyennes sont supérieures à 0,3 individus par mètre de berge (Pr(>|z|) = 0.023). Cette variable agit également significativement dans un rayon de 300 mètres (figure n°63b).

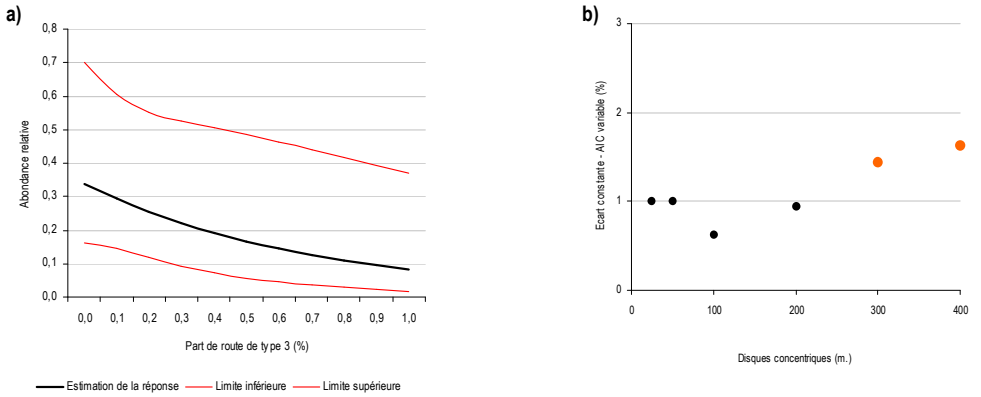


Figure n°63: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Rainette arboricole et la part de route de type 3 dans une disque concentrique de 400 mètres (a). Réponse de la variable « Route3_400 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Les proportions importantes de cultures dans un rayon de 250 mètres agissent négativement sur les abondances de cette espèce (figure n°64a et b).

Les routes à vocation 6 (Liaison routière régionale - BD Carto® IGN) dans un rayon de 2 500 mètres (Pr(>|z|) = 0.002776) ainsi que les routes à vocation 7 (Liaison routière locale) dans un disque de 3 000 mètres (Pr(>|z|) = 0.00562) agissent négativement sur les abondances relatives moyennes de Rainette arboricole (figure n°64c,d,e et f).

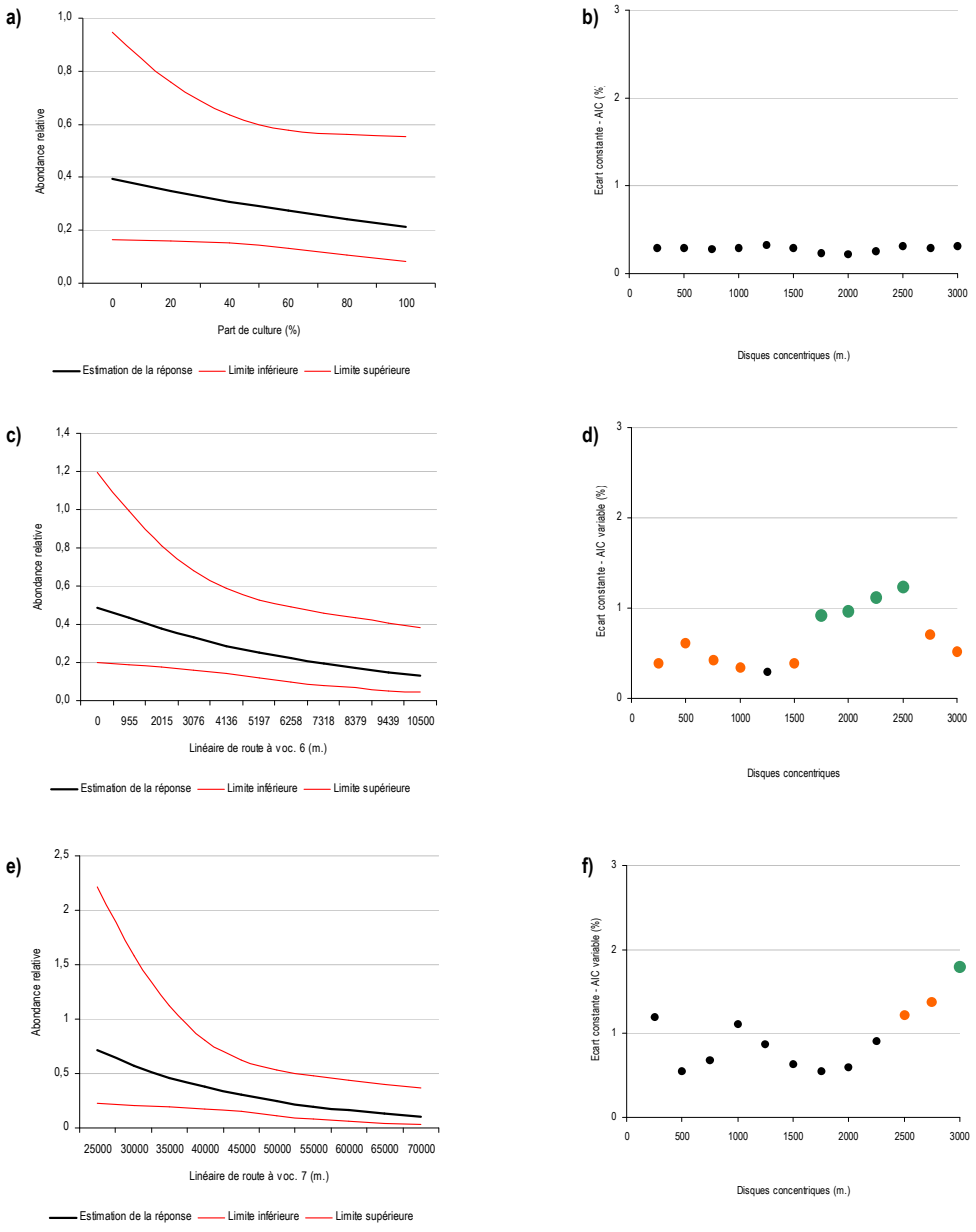


Figure n°64: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Rainette arboricole et la part de culture dans un disque concentrique de 250 mètres (a), le linéaire de route voc6 (régionale) dans un disque concentrique de 2 500 mètres (c) et le linéaire de route à voc7 dans un disque concentrique de 3 000 mètres (e). Réponse de la variable « Cult_250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Le graphique d, représente la réponse de la variable « Routevoc6_2500 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres. En f, le graphique exprime la réponse de la variable « Routevoc7_3000 » (e) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres. Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.4 La Grenouille agile *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840

Présence : La Grenouille agile a été contactée sur 66 mares (83,5 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,8 pour trois passages avec l'ensemble des techniques cumulées. Un minimum de 2 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. 5 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Paysage fin : Les grandes surfaces agricoles comprises dans un rayon de 400 mètres autour de la mare de reproduction influencent négativement l'espèce (Pr(>|z|) = 0,00224). Une taille de parcellaire agricole de 3 hectares donne une probabilité de présence moyenne supérieure à 0,9. Avec un parcellaire d'une surface supérieur à 20 hectares, la présence moyenne est proche de 0,2 (figure n°65a).

L'absence de route de type 0 (Chemins d'exploitation agricole) dans un rayon de 300 mètres est positive pour l'espèce (Pr(>|z|) = 0,00461). L'absence de ce type de route se traduit par une présence moyenne proche de 0,9. Une proportion de route de type 0 supérieure à 0,8 % donne une probabilité de présence moyenne inférieure à 0,2 (figure n°65b). Cette variable agit également significativement dans les rayons de 200 et 400 mètres (figure n°65c).

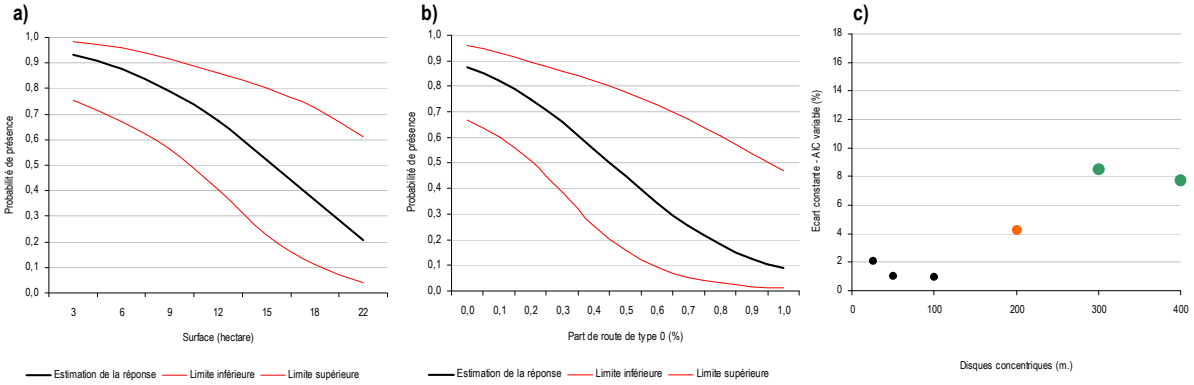


Figure n°65: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille agile et la taille des grandes parcelles agricoles dans un disque concentrique de 400 mètres (a) et la part de route de type 0 dans un disque concentrique de 300 mètres (b). Réponse de la variable « Route0_300 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (c). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : La présence de l'espèce est influencée positivement et significativement par la proportion élevée de prairie dans les périmètres de 1 500 mètres (Pr(>|z|) = 0,000606) et 1750 mètres (Pr(>|z|) = 0,000574) autour de la mare de reproduction. La probabilité de présence moyenne devient supérieure à 0,9 lorsque les proportions en prairie dans un disque de 1 750 mètres sont supérieures à 50 %. En l'absence de prairie dans ce périmètre, la présence moyenne est de 0,4 (figure n°66a). Les fortes proportions de surfaces cultivées dans un périmètre de 3 000 mètres autour de la mare agissent négativement sur la probabilité de présence moyenne de la Grenouille agile (Pr(>|z|) = 0,000703). Les recouvrements supérieurs à 40 % sont particulièrement négatifs pour l'espèce (figure n°66c). Les variables « Prairie » et « Culture » agissent également très significativement avec les autres disques concentriques (figure n°66 b et d).

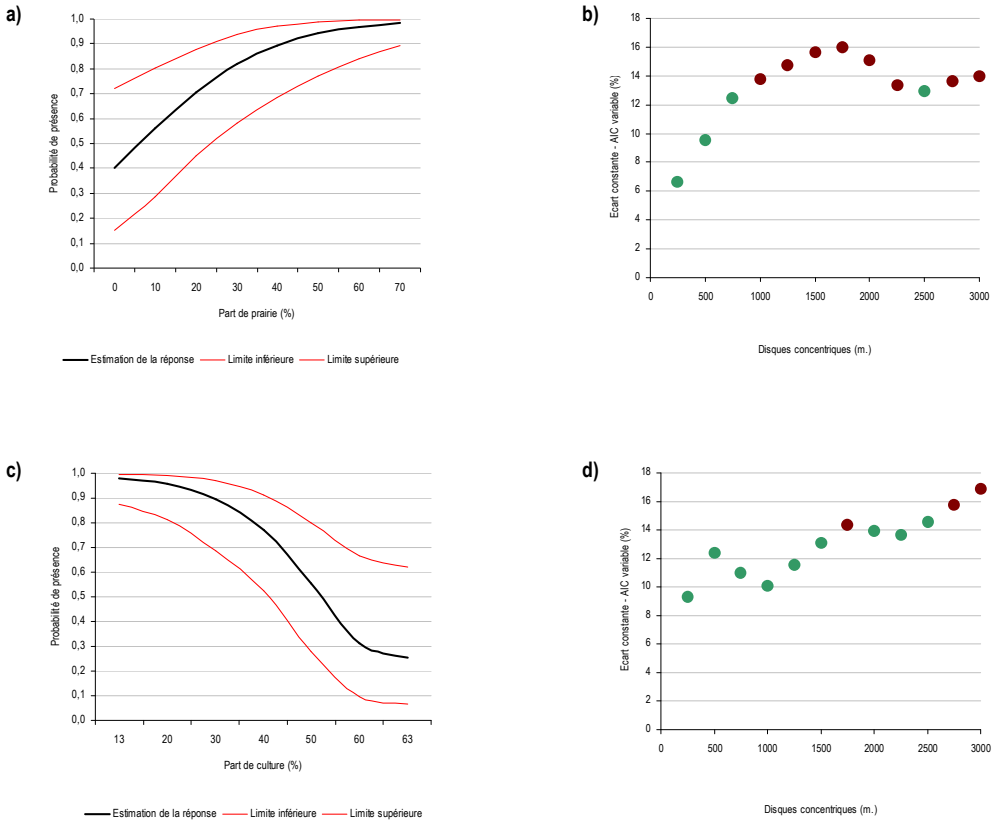


Figure n°66: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille agile et la part de prairie dans un disque concentrique de 1 750 mètres (a) et la part de culture dans un disque concentrique de 3 000 mètres (c). Réponse de la variable « Prairie_1750 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). En d, réponse de la variable « Culture_3000 » (c) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres. Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$ et les points verts une relation significative ou $p < 0,01$.

Abondance : 4 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Grenouille agile.

Paysage fin : La part de secteurs non cultivés dans un rayon de 50 mètres autour de la mare de reproduction agit également positivement sur les abondances de cette espèce (Pr(>|z|) = 0,0052) (figure n°67a et b).

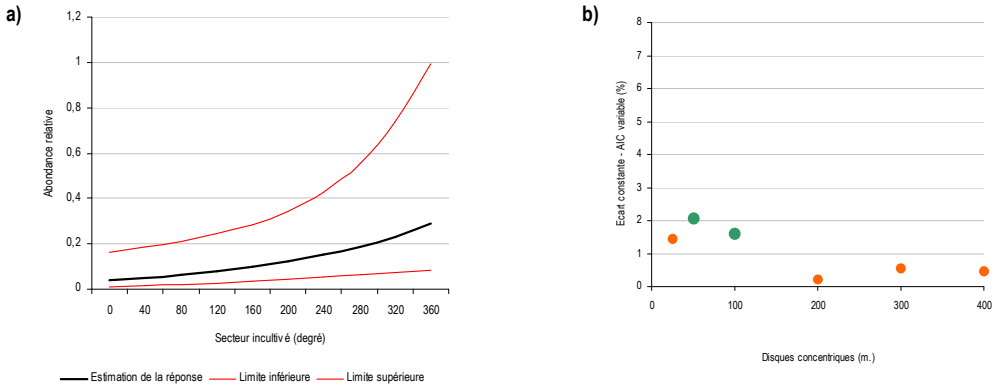


Figure n°67: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille agile et la part de secteur incultivé dans un disque concentrique de 50 mètres (a). Réponse de la variable « Uncul_50 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$ et les points oranges indiquent une relation significative.

Matrice paysagère : Les abondances moyennes de Grenouille agile sont influencées positivement par le nombre de pièces d'eau supérieures à 2 000 m² dans un rayon de 1250 mètres (Pr(>|z|) = 9,63e-06) (figure n°68a et b). Ce paramètre est particulièrement marqué à partir de 10 points d'eau. Les routes à vocation 6 dans des rayons de 1 750 mètres (Pr(>|z|) = 0,029) et de 2 000 mètres (Pr(>|z|) = 0.008339) agissent négativement sur les abondances relatives moyennes de Grenouille agile (figure n°69a, b et c).

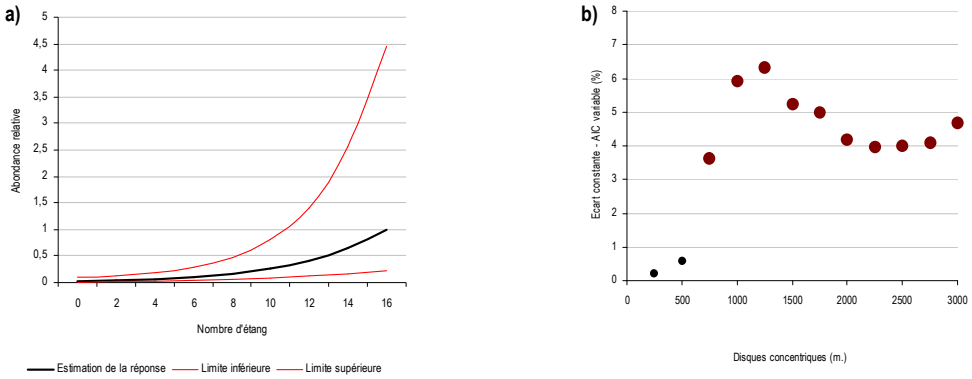


Figure n°68: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille agile et le nombre d'étangs dans un disque concentrique de 1250 mètres (a). Réponse de la variable « Nbétang_1250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (b). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

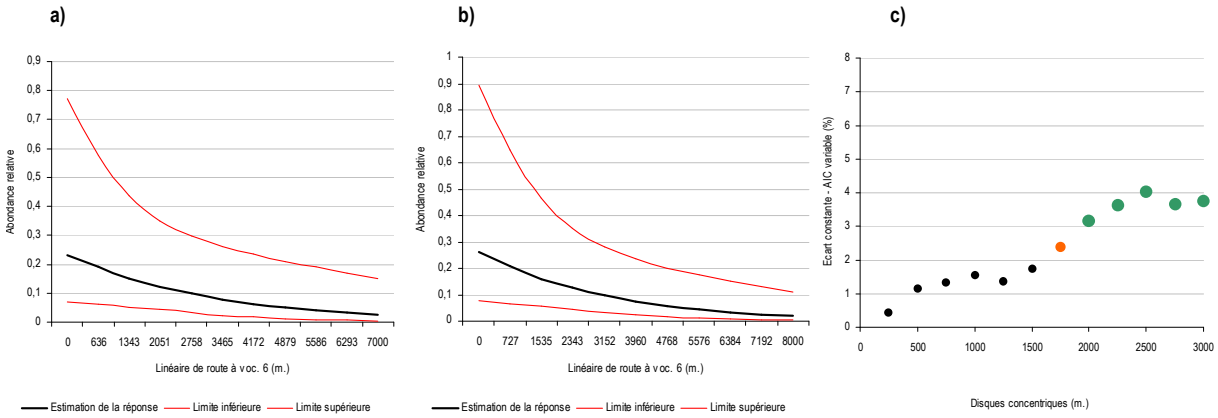


Figure n°69: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille agile et le linéaire de route à vocation 6 dans des disques concentriques de 1 750 mètres (a) et 2 000 mètres (b). Réponses des variables « Routevoc6_1750 » (a) et « Routevoc6_2000 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (c). Les points en vert indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.5 La Grenouille de Lessona *Pelophylax lessonae* Camerano, 1882

Présence : La Grenouille de Lessona a été contactée sur 10 mares (7,9 % des 79 mares). 2 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Biotope de reproduction : Les concentrations élevées de nitrates agissent négativement sur la présence de l'espèce. Cette variable agit particulièrement à partir d'une concentration supérieure à 5mg./litre pour une probabilité de présence qui est proche de 0 (figure n°70a).

Matrice paysagère : La présence de la Grenouille de Lessona est également liée à un nombre très important de points d'eau (mares et étangs compris) dans un rayon de 2 000 mètres (Pr(>|z|) = 0.055867). Une densité en points d'eau inférieure à 50 donne une probabilité de présence moyenne inférieure à 0,1. Les densités en points d'eau supérieures à 100 donnent une présence moyenne proche de 0,3 (figure n°70b et c).

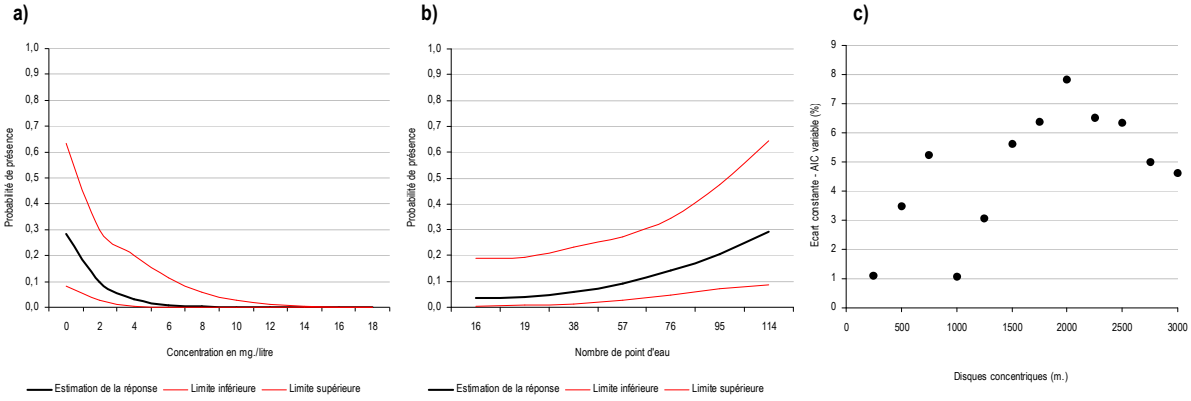


Figure n°70: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille de Lessona et la concentration en nitrates dans les mares (a) et le nombre de points d'eau dans un disque concentrique de 2 000 mètres (b). Réponse de la variable « Nbpteau_2000 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (c). Les points noirs indiquent l'absence de relation significative.

Abondance : 2 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Grenouille de Lessona.

Biotope de reproduction : Les abondances sont influencées négativement lorsque la concentration en nitrates est élevée dans la mare (Pr(>|z|) = 0.0586). Comme pour la probabilité de présence moyenne de l'espèce, cette variable agit particulièrement à partir d'une concentration supérieure à 5mg./litre (figure n°71a).

Matrice paysagère : Des proportions de prairie comprises entre 60 et 100 % situées dans un périmètre de 500 mètres autour de la mare donnent des abondances relatives moyennes comprises entre 0,02 et 0,1 (Pr(>|z|) = 0.0151). En l'absence de prairie, les abondances relatives moyennes sont proches de 0. Cette variable agit également significativement dans un rayon de 250 mètres (figure n°71b et c).

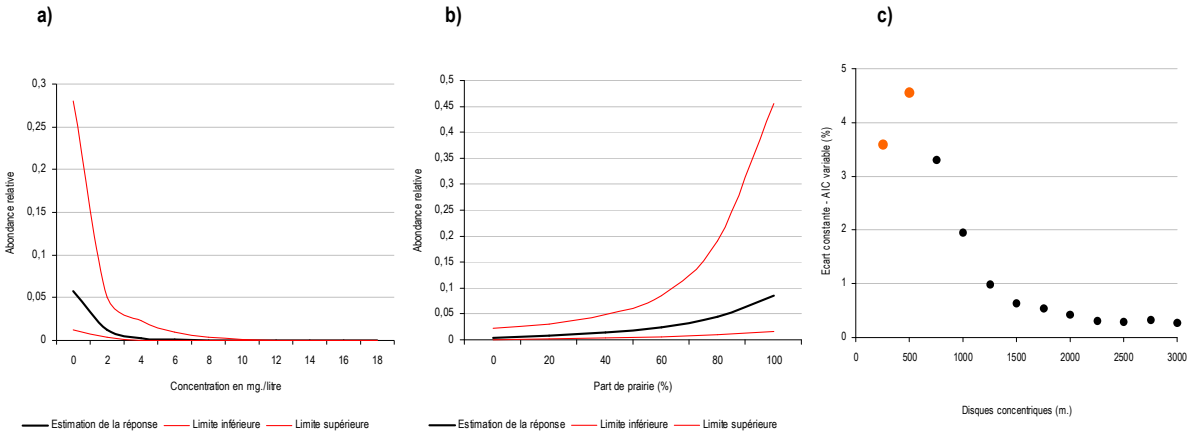


Figure n°71: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille de Lessona et la concentration en nitrates dans les mares (a) et la part de prairie dans un disque concentrique de 500 mètres (b). Réponse de la variable « Prairie_500 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (c). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.6 La Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* Pallas, 1771

Présence : La Grenouille rieuse a été contactée sur 47 mares (59,5 % des 79 mares). 7 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Biotope de reproduction : L'absence de végétation aquatique de type simple agit positivement sur la présence de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.01227).

Paysage fin : La proximité d'éléments, tels que les mares et les étangs agit positivement et significativement sur la probabilité de présence moyenne (Pr(>|z|) = 0.00745 et Pr(>|z|) =0.02775). La proximité d'une mare à une distance inférieure de 30 mètres donne une présence moyenne de 0,8 tandis qu'une mare éloignée à plus de 800 mètres, une présence moyenne de 0,05 (figure n°72a). La même tendance est observée pour la proximité à un étang (figure n°72b).

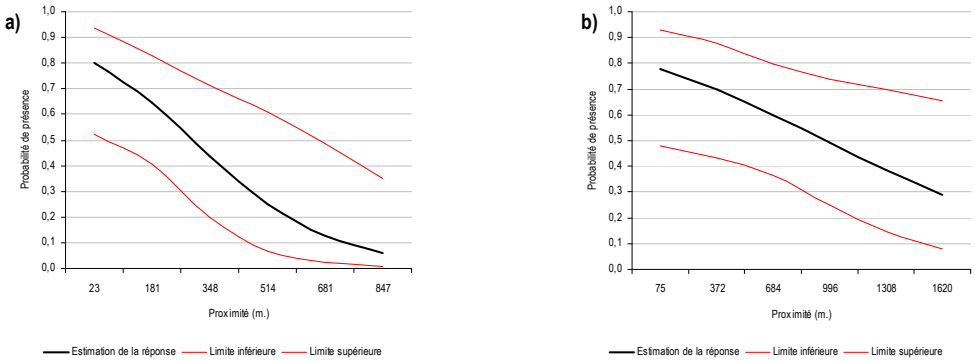


Figure n°72: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de la Grenouille rieuse et la proximité d'une mare (a) et la proximité d'un étang (b).

La présence d'un petit parcellaire agricole dans un rayon de 400 mètres autour de la mare agit positivement et significativement sur la présence de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.02676) (figure n°73a). Plus la taille moyenne des cultures est élevée dans ce même périmètre et plus la présence décroît (Pr(>|z|) = 0.01135). La probabilité de

présence est supérieure à 0,8 avec des surfaces moyennes de culture de 1 hectare et inférieure à 0,2 avec des parcelles en culture d'une moyenne de 9 hectares, dans un rayon de 400 mètres autour de la mare (figure n°73b).

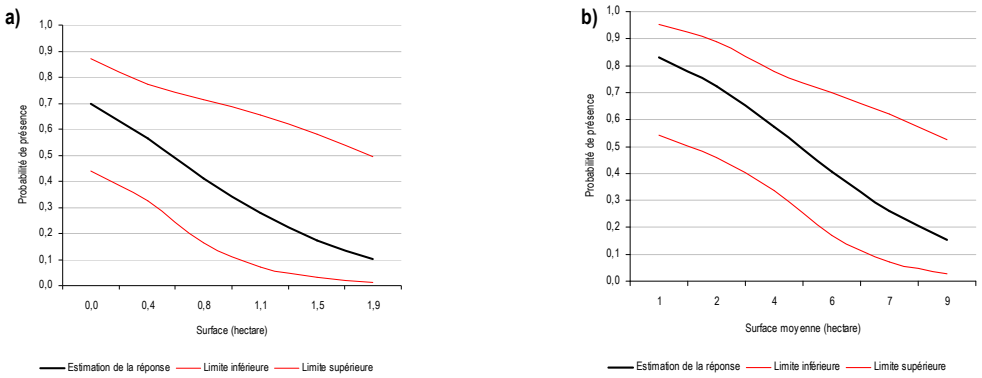


Figure n°73: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille rieuse et la surface des petites parcelles dans un disque concentrique de 400 mètres (a) et la surface moyenne des parcelles de culture dans un disque concentrique de 400 mètres (b).

Matrice paysagère : Le nombre important d'étangs dans des périmètres de 750 et 2 250 agit significativement sur la présence moyenne de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.0214 et Pr(>|z|) = 0.0316). Dans un rayon de 750 mètres autour de la mare, l'absence d'étang donne une probabilité de présence moyenne inférieure à 0,5. En présence de 9 étangs dans ce même périmètre, on observe une probabilité moyenne supérieure à 0,9 (figure n°74a, b et c).

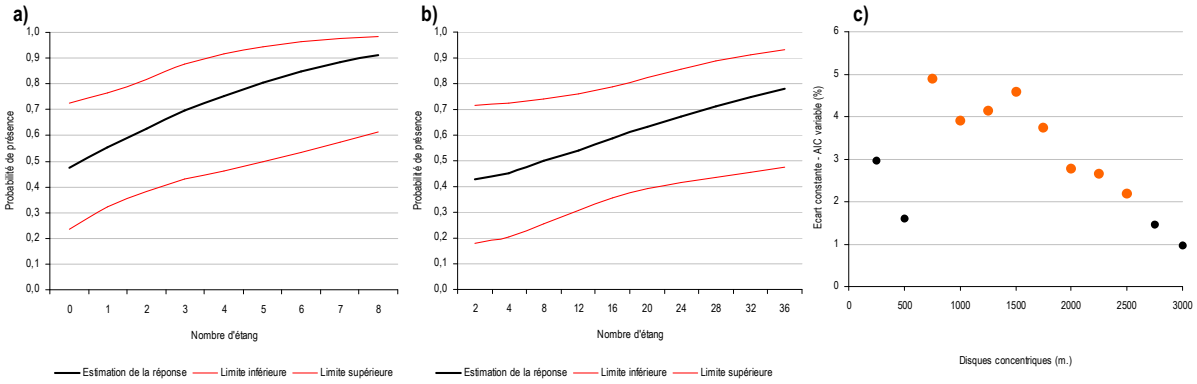


Figure n°74: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille rieuse et le nombre d'étangs dans des disques concentriques de 750 (a) et 2 250 mètres (b). Réponse des variables « Nbétang_750 » (a) et « Nbétang_2250 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (c). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Abondance : 4 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Grenouille rieuse.

Biotope de reproduction : La présence d'une végétation aquatique à structure simple ainsi qu'une part importante d'ombrage dans les mares agissent négativement sur les abondances de la Grenouille rieuse (Pr(>|z|) = 0,00767 et Pr(>|z|) = 0,000811) (figure n°75a et b).

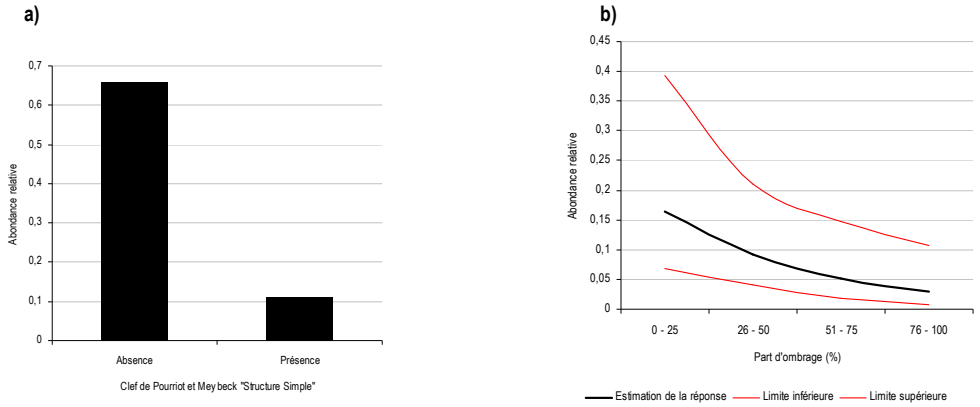


Figure n°75: Histogramme de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille rieuse et la présence/absence d'une végétation à structure simple (clef de Pourriot et Meybeck) dans les mares (a). Représentation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille rieuse et la part d'ombrage sur les mares (b),

Paysage fin : Le paysage dans un périmètre de 400 mètres composé d'un parcellaire agricole de petite taille favorise des abondances plus élevées chez cette espèce (Pr(>|z|) = 0.00666) (figure n°76a).

Le nombre important de points d'eau dans un périmètre de 200 mètres agit positivement (Pr(>|z|) = 0.0452). En l'absence de points d'eau, l'abondance relative moyenne est proche de 0. Une densité supérieure à 7 points d'eau, donne une abondance moyenne proche de 0,5 individu par mètre de berge (figure n°76b).

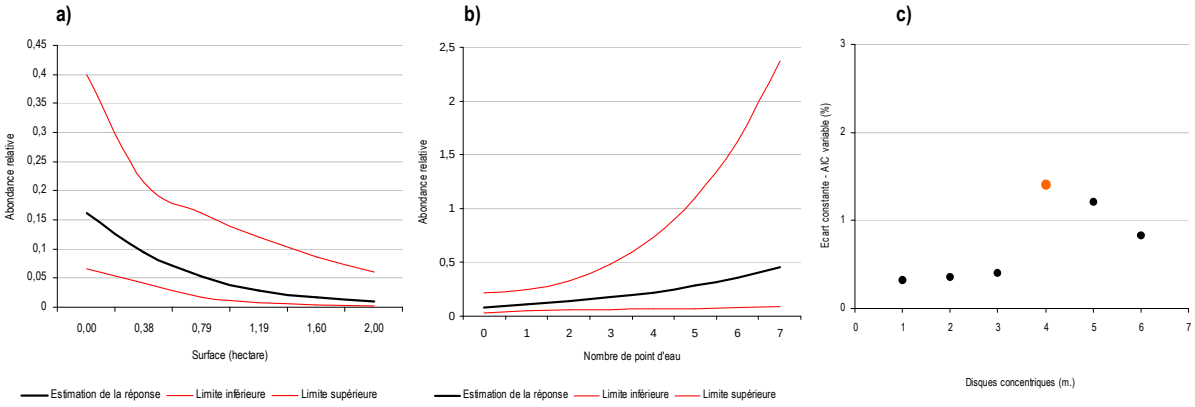


Figure n 76: Représentation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille rieuse et la petite taille du parcellaire agricole dans un disque concentrique de 400 mètres (a) et le nombre de points d'eau dans un disque concentrique de 200 mètres (b). Réponse de la variable « Nbpteau_200» (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (c). Le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.7 La Grenouille verte *Pelophylax* Kl. *esculentus* Linné, 1758

Présence : La Grenouille verte a été contacté sur 48 mares (60,7 % des 79 mares). 6 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Biotope de reproduction : La Grenouille verte est positivement et significativement influencée lorsque le taux de recouvrement en végétation aquatique est important (Clef de Golet et Larson) (Pr(>|z|) = 0.002530). La probabilité de présence moyenne est proche de 0,9 avec un recouvrement en végétation aquatique de plus de 95 % et est inférieure 0,3 avec un recouvrement inférieur à 5 % (figure n°77).

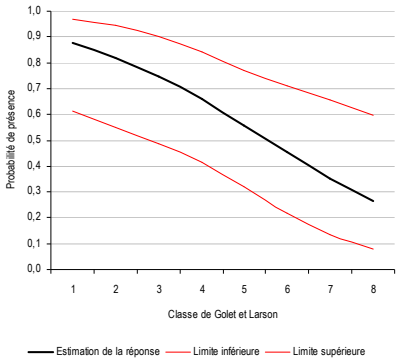


Figure n°77: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille verte et les classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares.

Paysage fin : Le nombre de points d'eau compris dans un périmètre de 400 mètres autour de la mare agit positivement et significativement sur la présence de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.00202). En l'absence de mare et/ou d'étang dans ce périmètre, la Grenouille verte a une probabilité de présence moyenne légèrement supérieure à 0,3. Plus le nombre de points d'eau est conséquent, et plus la probabilité de présence moyenne de l'espèce est proche de 1. C'est particulièrement le cas avec une densité de 14 points d'eau. Dans ce cas, la probabilité de présence est de 0,95 (figure n°78a et b).

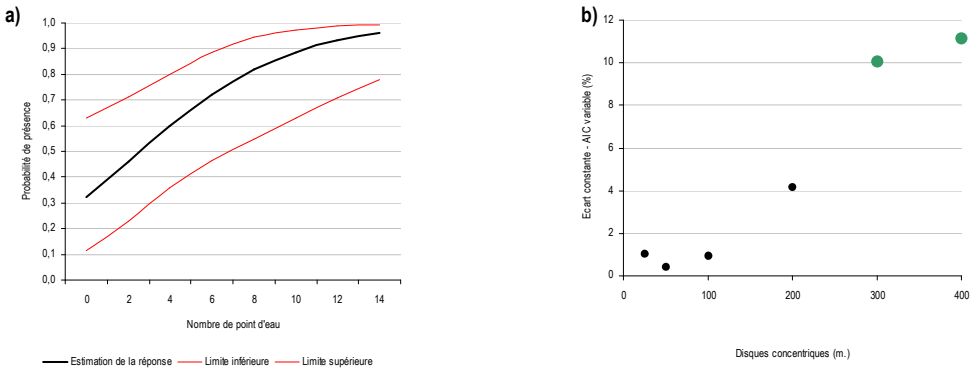


Figure n°78: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille verte et le nombre de point d'eau dans un disque concentrique de 400 mètres (a). Réponse de la variable « Nbpteau_400 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Le nombre de mares dans un rayon de 1 250 mètres agit positivement et significativement sur la présence de la Grenouille verte (Pr(>|z|) = 0.0444). Une faible densité de mares (<10) dans ce périmètre donnent une probabilité de présence moyenne inférieure à 0,5. Une densité supérieure à 45 mares donne une probabilité supérieure à 0,8 (figure n°79a et b). Le nombre d'étangs agit également positivement sur la présence de l'espèce. Cette variable ressort pour des rayons de 2 250 et 2 500 mètres. Le rayon de 2 500 mètres est le plus significatif et explique le mieux la variabilité dans les modèles testés (nb. 2827) (Pr(>|z|) = 0.00495) (figure n°79c et d).

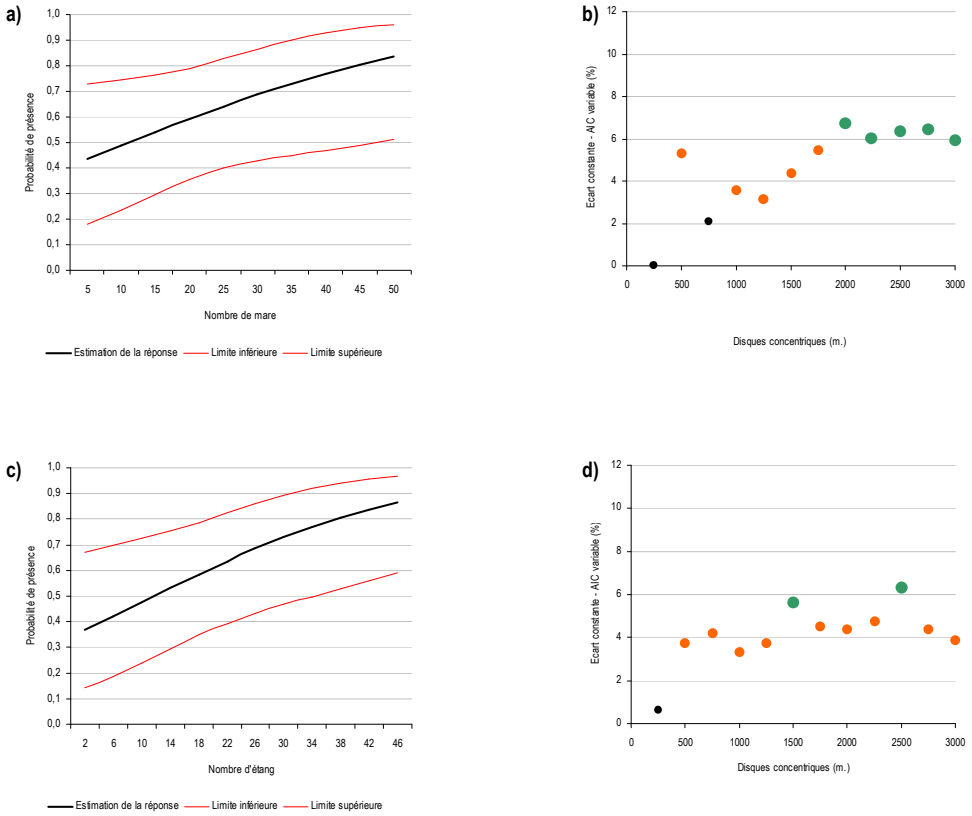


Figure n°79: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille verte et le nombre de mares dans un disque concentrique de 1 250 mètres (a) et le nombre d'étangs dans un disque concentrique de 2 500 mètres (c). Réponse des variables « Nbmare_1250 » (a) et Nbétang_2500 (c) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b et d). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Les proportions élevées de boisement dans un périmètre de 750 mètres autour de la mare influencent positivement la présence de la Grenouille verte. La probabilité de présence moyenne est supérieure à 0,9 en présence d'un taux de boisement supérieur à 15 %. En l'absence de boisement, la présence moyenne est proche de 0,55 (figure n°80a et b).

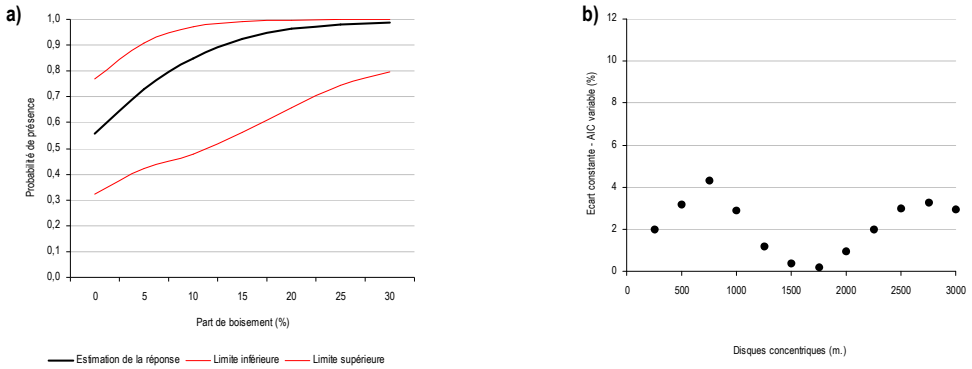


Figure n°80: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Grenouille verte et la part de boisement dans un disque concentrique de 750 mètres (a). Réponse de la variable « Bois_750 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (c). Les points noirs indiquent l'absence de relation significative.

Abondance : 4 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Grenouille verte.

Biotope de reproduction : Le recouvrement en végétation aquatique (Clef de Golet et Larson) est un paramètre qui agit significativement sur l'abondance relative moyenne de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.0201). Plus le taux de recouvrement est important (>95 %) et plus les abondances sont élevées. Ces dernières décroisent en fonction du faible taux de recouvrement en végétation aquatique. L'encerclement par la strate arborescente agit négativement sur les abondances relatives moyennes de la Grenouille verte. En l'absence d'encerclement, l'abondance relative moyenne est proche de à 0,15 individu par mètre de berge et en présence d'un encerclement supérieure à 48 degrés, on observe une abondance moyenne proche de 0 (figure n°81a et b).

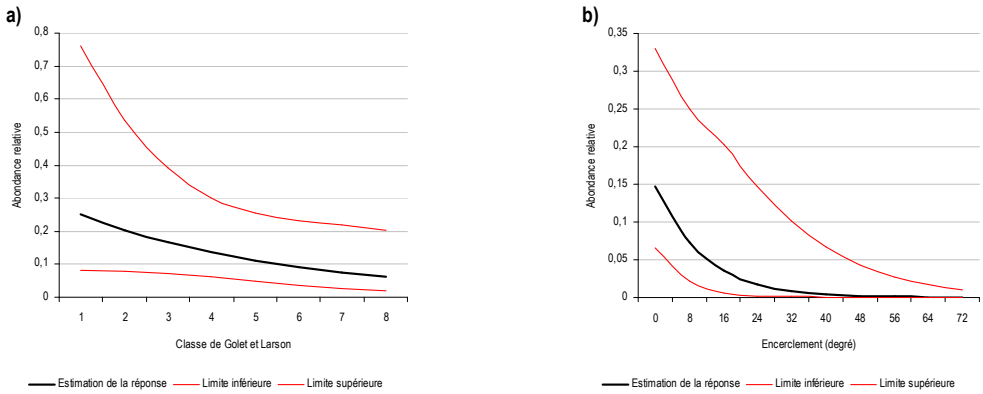


Figure n°81: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille verte et les classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares (clef de Golet et Larson) (a) et l'encerclement des mares par la strate arborescente (b).

Matrice paysagère : Le nombre de points d'eau dans un rayon de 2 000 mètres autour de la mare de reproduction agit positivement et significativement sur les abondances relatives moyennes de l'espèce (Pr(>|z|) = 2.17e-05). Avec une densité de 16 points d'eau dans ce périmètre, l'abondance moyenne est inférieure à 0,05 individu par mètre de berge. En présence d'une densité supérieure à 110 points d'eau, l'abondance relative moyenne est supérieure à 0,3 (figure n°82a et b).

Le nombre d'étangs dans un rayon de 2 500 mètres est également positif pour la Grenouille verte (Pr(>|z|) = 3.61e-05). En l'absence d'étangs, l'abondance moyenne est proche de 0 et en présence de 46 étangs, elle est proche de 0,4 individu par mètre de berge (figure n°82c et d).

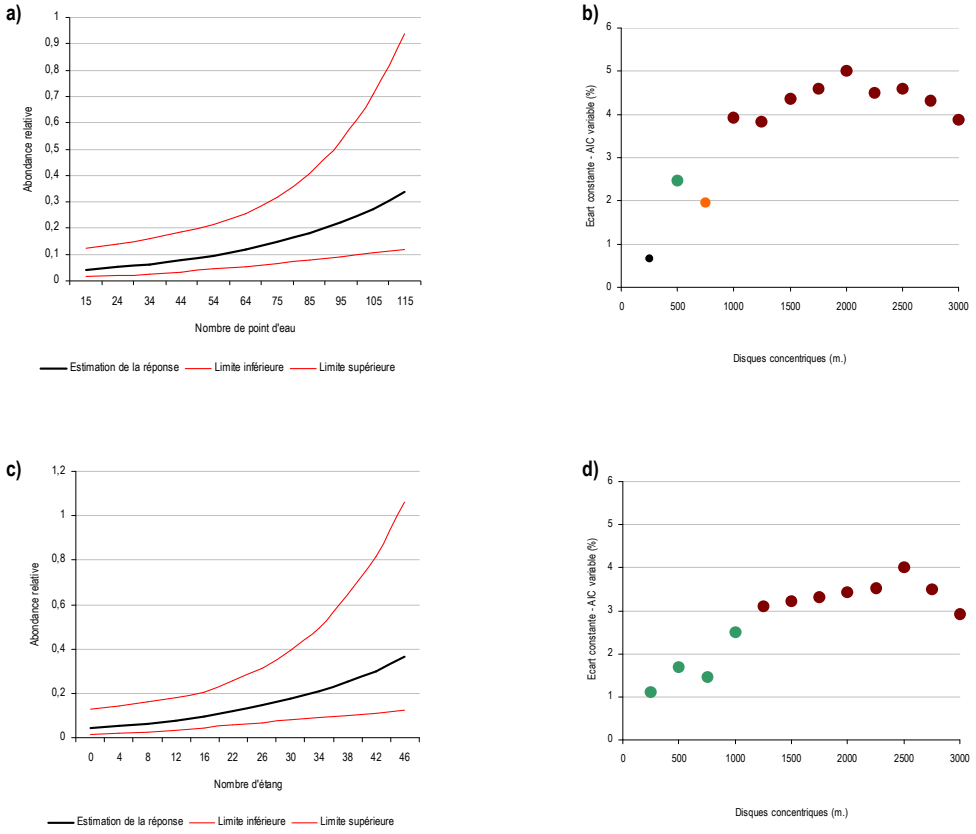


Figure n°82: Représentation entre l'abondance relative moyenne en Grenouille verte et le nombre de points d'eau dans un disque concentrique de 2 000 mètres (a) et le nombre d'étangs dans un disque concentrique de 2 500 mètres (c). Réponse des variables « Nbpteau_2000» (a) et « Nbétang_2500 » (c) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (b et d). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$, les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.8 Le complexe des Grenouilles vertes (Genre *Pelophylax*)

Présence : Le complexe de Grenouille verte (*Pelophylax ridibundus, Pelophylax lessonae et Pelophylax* kl. *esculentus*) sur 74 mares (93,7 % des 79 mares). 6 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce. La probabilité de détection du complexe est de 0,8 pour trois passages avec l'ensemble des techniques cumulées. Un minimum de 2 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence d'espèce du complexe sur les mares étudiées. 3 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne du complexe.

Biotope de reproduction : Une végétation aquatique de type complexe dans les mares agit positivement sur la présence des espèces du genre *Pelophylax* (Pr(>|z|) = 0.03306).

Paysage fin : L'absence de route de type 3 (Route de bonne viabilité et à forte fréquentation) dans un rayon de 200 mètres autour de la mare influence positivement la présence d'espèces du genre *Pelophylax*. La probabilité de présence y est alors proche de 1. En présence de route, la probabilité moyenne décline (figure n°83a et b).

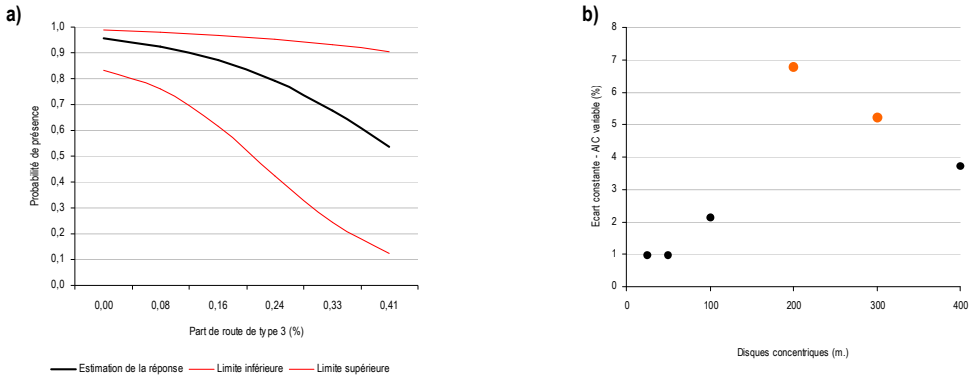


Figure n°83: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne du complexe de Grenouille verte et la part de route de type 3 dans un disque concentrique de 200 mètres (a). Réponse de la variable « route3_200 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Stabilité paysagère : Leur présence est significativement liée à des paysages ayant connu de faibles évolutions de la taille moyenne du parcellaire agricole entre 1959 et 2002 (Pr(>|z|) = 0.004476). La probabilité de présence moyenne est proche de 1 dans les mares avec des paysages environnants qui ont subi une évolution moyenne du parcellaire de -10 à + 40 %. A partir de 50 %, la probabilité de présence pour le complexe de Grenouille verte décline brutalement et est proche de 0,3 (figure n°84).

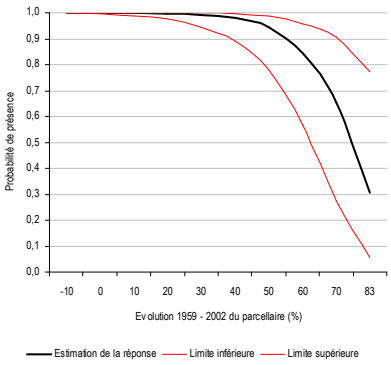


Figure n°84: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne du complexe de Grenouille verte et l'évolution de la taille moyenne du parcellaire entre 1959 et 2002 dans un disque concentrique de 400 mètres.

Abondance : 4 variables agissent sur les abondances relatives moyennes du complexe de Grenouille verte. Biotope de reproduction : L'absence ou le faible taux de recouvrement de la mare par l'ombrage influence positivement l'abondance relative moyenne en grenouilles du genre *Pelophylax* (Pr(>|z|) =0.00156)(figure n°85a). Paysage fin : L'accessibilité à un nombre élevé de mares dans un périmètre de 300 mètres (Pr(>|z|) = 1.23e-05) et un important linéaire de haies dans un rayon de 100 mètres (Pr(>|z|) = 0.000223) autour de la mare, conditionnent des abondances moyennes plus élevées (figure n°85b,c et figure n°86a,b). L'absence de route de type 3 dans un rayon de 200 mètres donne des abondances moyennes plus élevées pour ce complexe (figure n°86c et d).

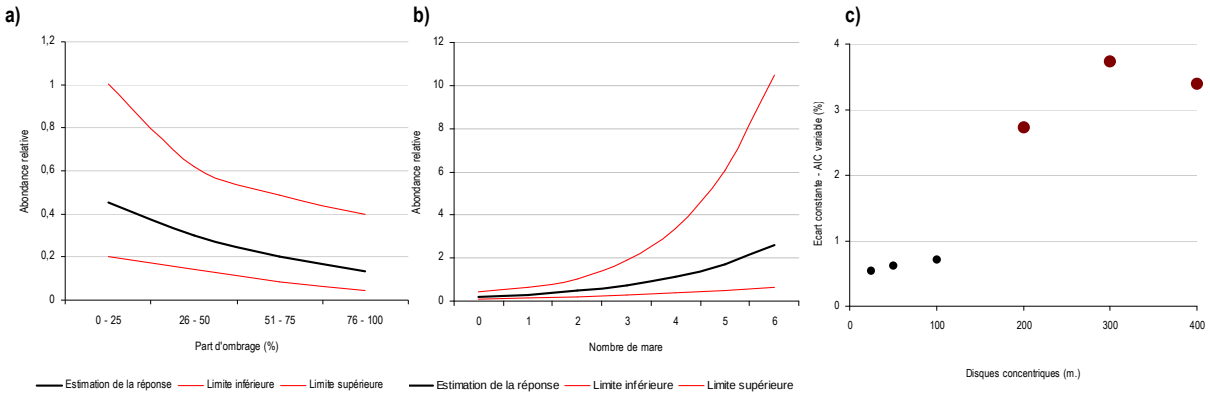


Figure n°85: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne du complexe de Grenouille verte et la part d'ombrage sur la mare (a) et le nombre de mares dans un disque concentrique de 300 mètres (b). Réponse de la variable « Nbmare_300» (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (c). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

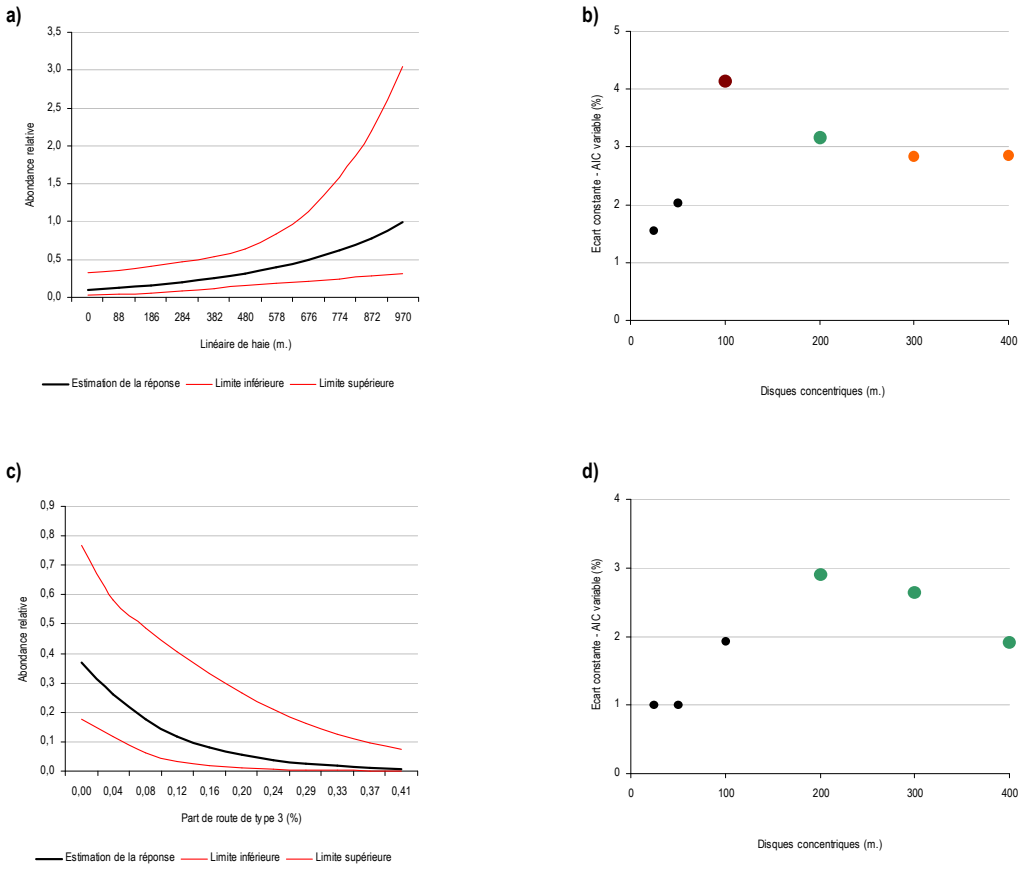


Figure n°86: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne du complexe de Grenouille verte et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 100 mètres (a) et la part de route de type 3 dans un disque concentrique de 200 mètres (c). Réponse des variables « Haie_100» (a) et « Route3_200 » (c) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b et c). Le point rouge indique une relation significative ou $p < 0,001$, les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

4.9 La Salamandre tachetée terrestre *Salamandra salamandra terrestris* Lacepède, 1788

Présence : La Salamandre tachetée a été contactée sur 17 mares (21,5 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,6 pour trois passages. Il aurait fallu effectuer un minimum de 4 passages pour évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. Donc sa présence est probablement sous évaluée. 6 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Biotope de reproduction : L'espèce est associée positivement à des mares présentant une faible profondeur en eau (Pr(>|z|) = 0.0144). La probabilité de présence moyenne décline quand la profondeur en eau est élevée (>50 cm.). Les mares avec une profondeur comprise entre 0,50 et 0,75 mètre ont une probabilité de présence moyenne proche de 0,7. On observe une présence moyenne proche de 0 dans les mares avec une profondeur supérieure à 2 mètres d'eau (figure n°87a). La couverture importante en végétation aquatique (Clef de Golet et Larson) agit significativement sur l'espèce (Pr(>|z|) = 0.0143). La probabilité de présence moyenne est proche de 0,5 en présence d'un recouvrement supérieur à 95 % et est inférieure à 0,1 pour des recouvrements de moins de 25 % (figure n°87b). La concentration en nitrates dans les mares agit positivement sur la présence de l'espèce. En l'absence de nitrates, la probabilité de présence moyenne est de 0,15. La présence moyenne est supérieure à 0,7 avec une concentration de 18 mg./litre (figure n°87c).

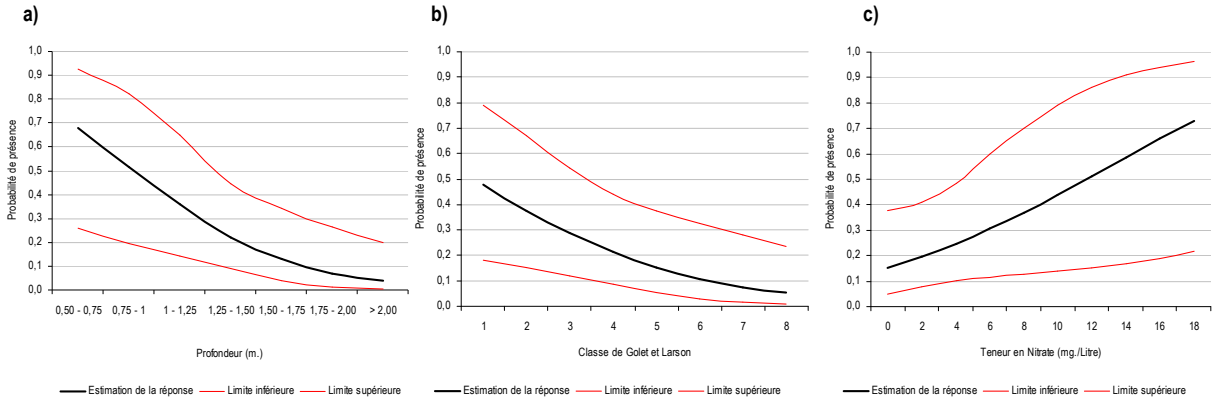


Figure n°87: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Salamandre tachetée et la profondeur des mares d'étude (a), les classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares (clef de Golet et Larson) (b) et la concentration en nitrates dans les mares (c).

Paysage fin : La proportion importante d'espace boisé dans un périmètre de 200 mètres autour de la mare est positive pour l'espèce (Pr(>|z|) = 0.00488). En présence d'une proportion de 30 % de boisement, la probabilité de présence atteint 0,9. En l'absence de bois, la probabilité de présence moyenne de la Salamandre tachetée est de 0,13 (figure n°88a et b).

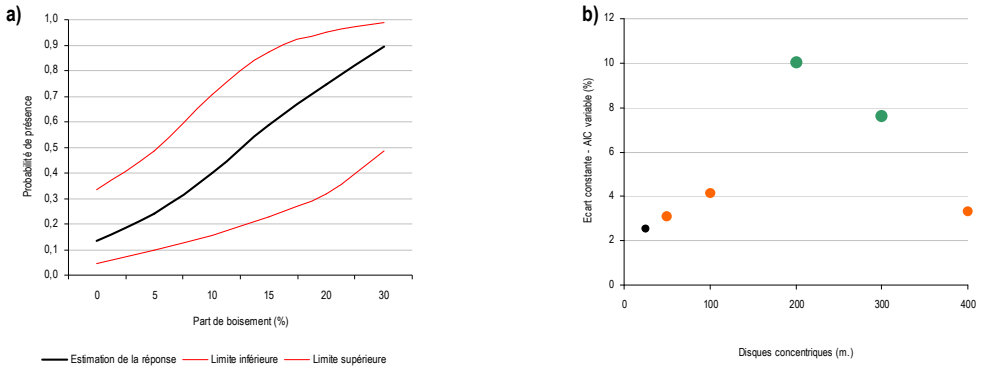


Figure n°88: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Salamandre tachetée et la part de boisement dans un disque concentrique de 200 mètres (a). Réponse de la variable « Bois_200 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Le nombre de points d'eau dans un périmètre de 250 mètres agit négativement sur la présence de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.0248). En l'absence de mares et d'étangs dans ce périmètre, la probabilité de présence moyenne est supérieure à 0,5. Avec une densité de 6 points d'eau, la présence de l'espèce décline et est proche de 0 (figure n°89a et b)

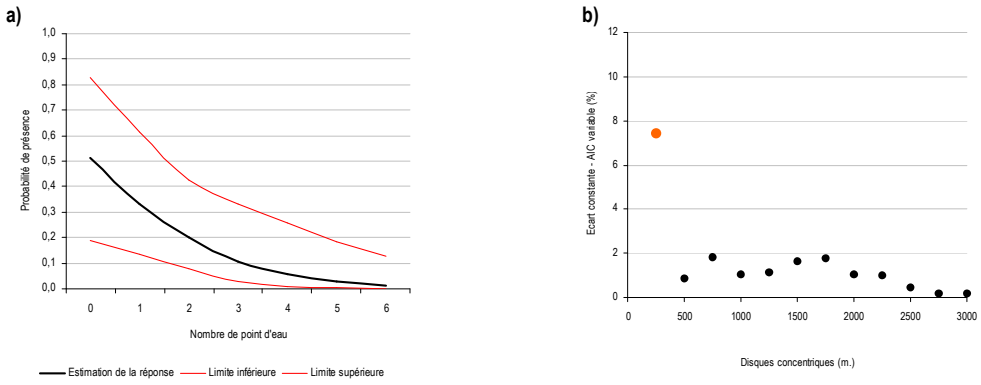


Figure n°89: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Salamandre tachetée et le nombre de points d'eau dans un disque concentrique de 250 mètres (a). Réponse de la variable « Nbpteau_250» (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (b). Le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Stabilité paysagère : La présence de la Salamandre tachetée est influencée par l'évolution du linéaire de haies entre 1959 et 2002 (Pr(>|z|) = 0.00746). Les mares avec un paysage environnant ayant connu une régression importante du linéaire de haies entre ces deux périodes voient une probabilité de présence moyenne proche de 0 (cas pour une régression de – 65 % des haies). Plus le taux de régression des haies est faible et plus la probabilité de présence moyenne de l'espèce augmente (figure n°90).

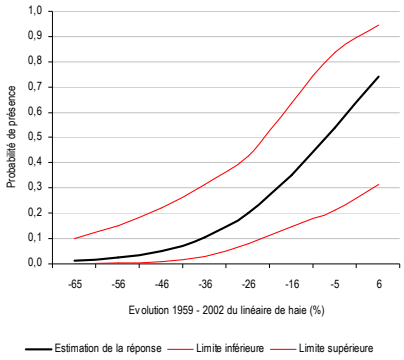


Figure n°90: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Salamandre tachetée et l'évolution du linéaire de haies entre 1959 et 2002, dans un disque concentrique de 400 mètres autour des sites d'étude.

Abondance : 8 variables agissent sur les abondances relatives moyennes de la Salamandre tachetée.

Biotope de reproduction : Les abondances en larves chez la Salamandre tachetée sont associées à des mares présentant une faible profondeur en eau (Pr(>|z|) = 0,000785). L'abondance relative moyenne est proche de 0 dans les mares ayant une profondeur supérieure à 1,25 mètre (figure n°91a). Le recouvrement de la mare par une végétation aquatique supérieur à 95 % (Clef de Golet et Larson) influence positivement les abondances relatives chez cette espèce (Pr(>|z|) = 0,00267) (figure n°91b).

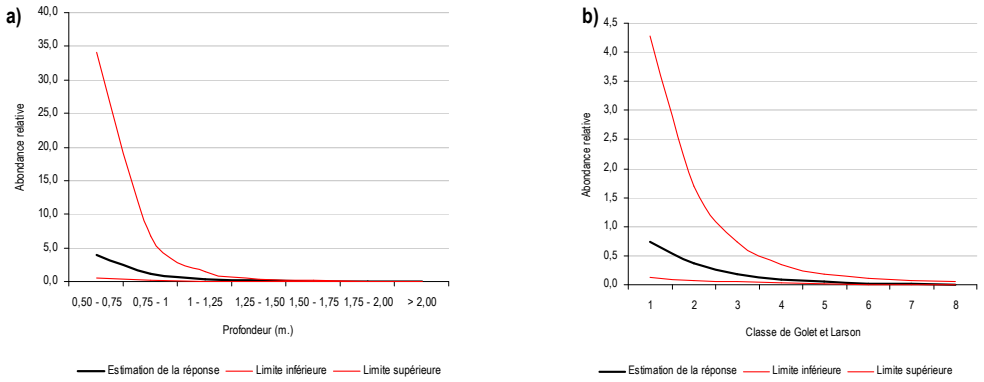


Figure n°91: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Salamandre tachetée et la profondeur des mares d'étude (a) et les classes de recouvrement en végétation aquatique dans les mares (clef de Golet et Larson) (b).

Paysage fin : La part importante de boisement dans un rayon de 200 mètres agit également de manière positive sur les abondances relatives de larves de salamandres (Pr(>|z|) = 4,63e-05). En l'absence de boisement dans ce périmètre on observe une abondance relative moyenne proche de 0 et avec un taux de boisement de 30 % une abondance moyenne de 5 larves par mètre de berge. Cette variable est également positive et significative dans un rayon de 400 mètres (Pr(>|z|) = 0,000657) (figure n°92a et b).

Le linéaire de haies dans un rayon de 100 mètres autour de la mare de reproduction agit positivement sur l'espèce (Pr(>|z|) 0,000804). Les paysages sans haie donnent une abondance relative moyenne proche de 0. Les abondances augmentent en fonction de l'importance du linéaire de haies dans ce périmètre (figure n°92c et d).

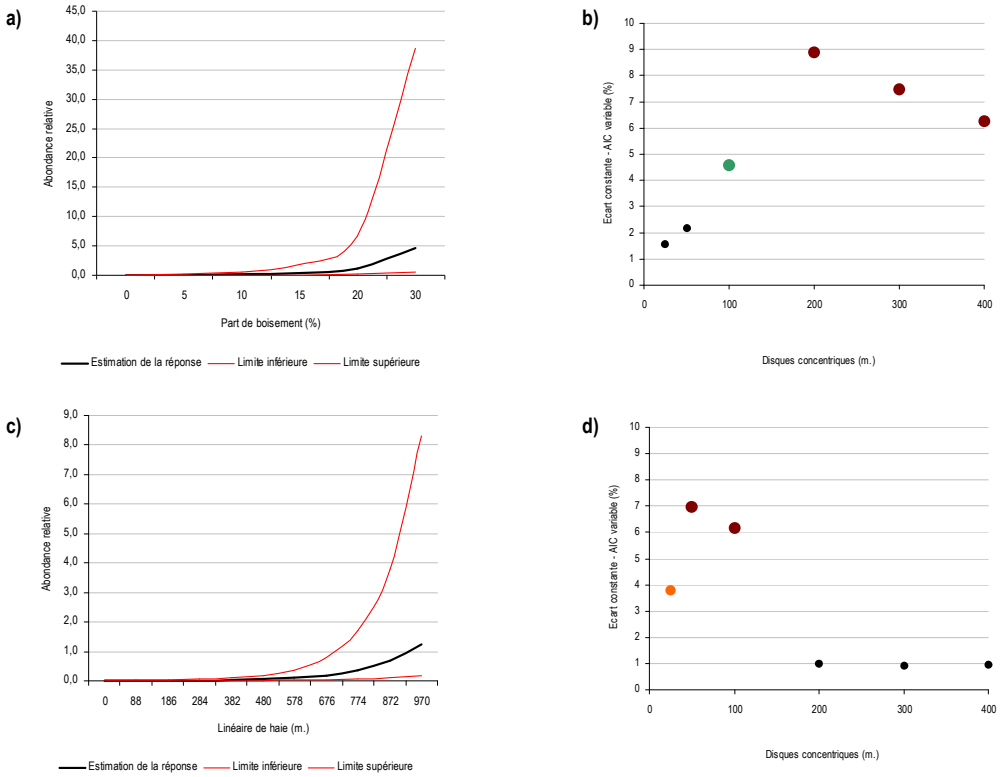
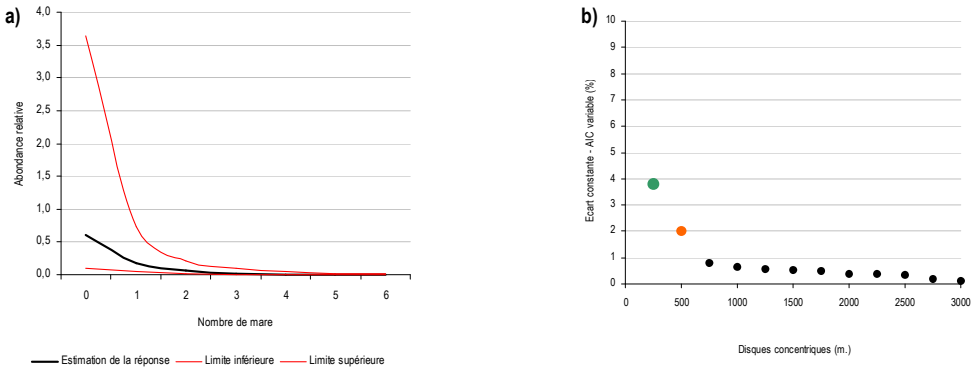


Figure n°92: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Salamandre tachetée et la part de boisement dans un disque concentrique de 200 mètres (a) et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 100 mètres (c). Réponse des variables « Bois_200» (a) et « Haie_100 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b et d). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$, les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Le nombre de mares dans un rayon de 250 mètres affecte négativement l'abondance en larves de Salamandre tachetée ((Pr(>|z|) 0,00847). Une densité de plus de 3 mares donne une abondance moyenne proche de 0 et l'absence de mare une abondance supérieure à 0,5 individu par mètre de berge (figure n°93a et b).

Les abondances de larves chez la Salamandre tachetée sont affectées négativement par une part importante d'espace bâti (urbanisé) dans un périmètre de 2 000 mètres autour du biotope de reproduction (Pr(>|z|) = 0.0185). On observe une abondance relative moyenne proche de 0 dans les mares en présence d'un taux d'élément bâti supérieur à 4 % (figure n°93c et d).



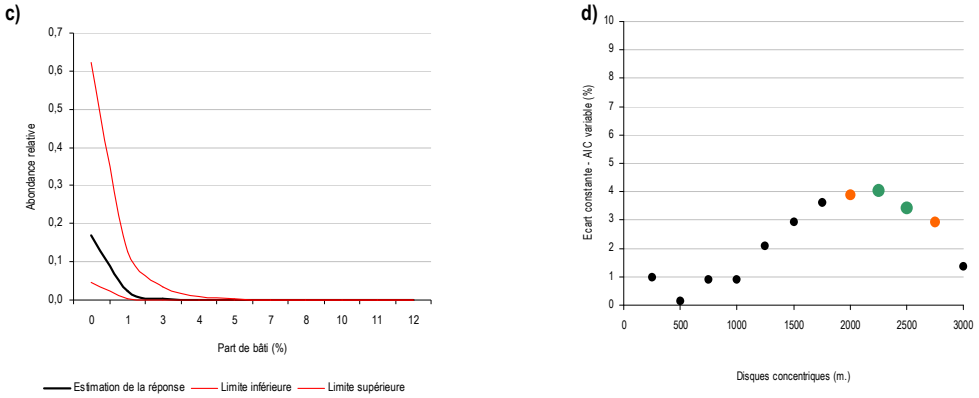


Figure n°93: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Salamandre tachetée et le nombre de mares dans un disque concentrique de 250 mètres (a) et la part de bâti dans un disque concentrique de 2 000 mètres (c). Réponse des variables « Nbmare_250» (b) et « Bati_2000 » avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b et c). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Stabilité paysagère : Les paysages entourant les mares d'étude dans un rayon de 400 mètres et ayant subit une forte régression de leur linéaire de haies entre 1959 et 2002 agissent négativement sur les abondances de larves de Salamandre tachetée (Pr(>|z|) = 0.00299). L'abondance relative moyenne est proche de 0 dans les mares entourées d'un paysage qui a connu une régression du linéaire de haies comprise entre – 17 et – 65 %. Les mares avec un paysage faiblement marqué par une réduction du linéaire de haies ou ayant connu un accroissement de leur linéaire entre 1959 et 2002 présentent des abondances relatives moyennes proche de 2 (figure n°94).

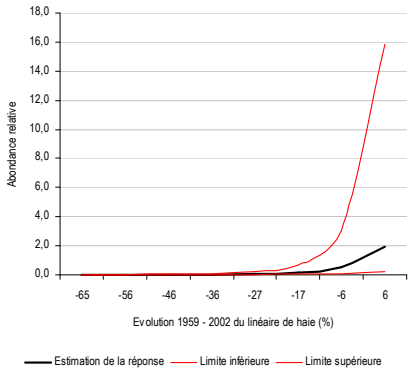


Figure n°94: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Salamandre tachetée et l'évolution du linéaire de haies entre 1959 et 2002 dans un disque concentrique de 400 mètres.

4.10 Le Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1748)

Présence : Le Triton crêté a été contacté sur 5 mares (6,3 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,7 pour trois passages avec l'ensemble des techniques cumulées. Un minimum de 2 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. 2 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Paysage fin : La présence d'un important linéaire de haies dans un rayon de 25 mètres autour de la mare agit positivement sur la présence de l'espèce. La probabilité de présence moyenne est de 0,25 avec un linéaire de haies de 120 mètres. L'absence de haie dans ce même périmètre donne une probabilité de présence moyenne proche de 0 (figure n°95a et b).

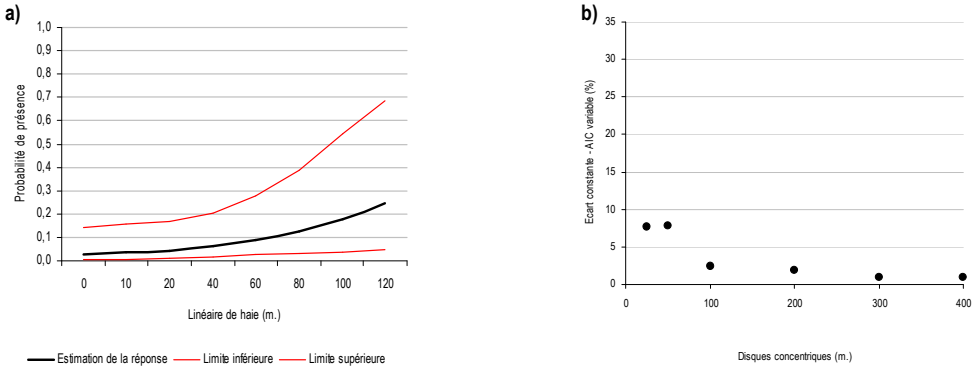


Figure n°95: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton crêté et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 25 mètres (a). Réponse de la variable «Haie_25» (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points noirs indiquent l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Le rapport entre le nombre de mares comprise dans un rayon de 500 mètres autour de la mare d'étude et la probabilité de présence moyenne en Triton crêté est positive et significative (Pr(>|z|) = 0.00779). Cette variable agit particulièrement sur l'espèce à partir d'un minimum de 9 mares (probabilité de présence moyenne > 0,1) et est croissante avec l'augmentation du nombre de mares. La présence moyenne atteint 0,7 en présence de 13 mares. Cette variable explique 95 % de la variabilité dans les données. La variable « Nb_mare » est significative pour cette espèce dans les disques concentriques allant de 250 à 1 250 mètres (figure n°96a et b).

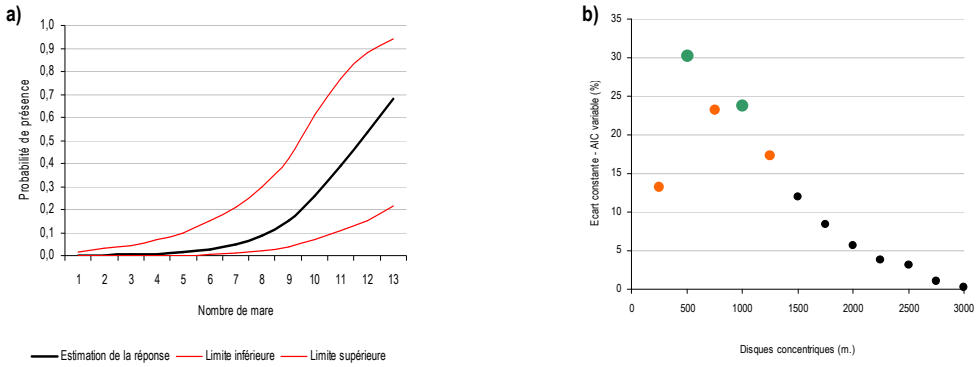


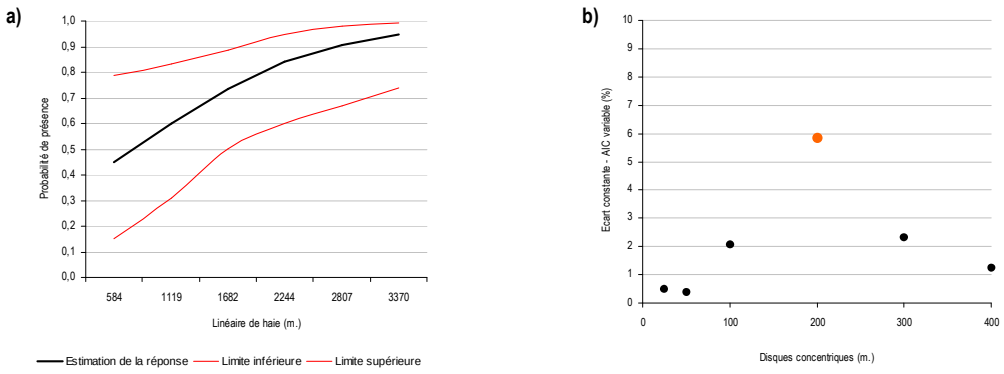
Figure n°96: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton crêté et le nombre de mares dans un disque concentrique de 500 mètres (a). Réponse de la variable « Nbmare_500» (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3000 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Abondance : Aucune variable ne ressort pour cette espèce.

4.11 Le Triton marbré *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800)

Présence : Le Triton marbré a été contacté sur 59 mares (74,7 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,7 pour trois passages avec l'ensemble des techniques cumulées. Un minimum de 3 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. 4 variables agissent sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Paysage fin : Le linéaire de haies influence positivement et significativement la présence de l'espèce. La probabilité de présence moyenne est croissante quand le linéaire de haies est important dans un périmètre de 200 mètres (Pr(>|z|) = 0.0282). Un linéaire de haies de 500 mètres donne une présence moyenne de 0,45. La probabilité de présence moyenne est de 0,95 lorsque le linéaire est supérieur à 3000 mètres (figure n°97a et b). Les importantes proportions d'espaces cultivés dans un rayon de 25 mètres autour de la mare influencent négativement et significativement la probabilité de présence moyenne du Triton marbré (Pr(>|z|) = 0.0174). En l'absence de culture, la probabilité est de 0,85 et en présence de proportions supérieures à 90 % de 0,5 (figure n°97c et d).



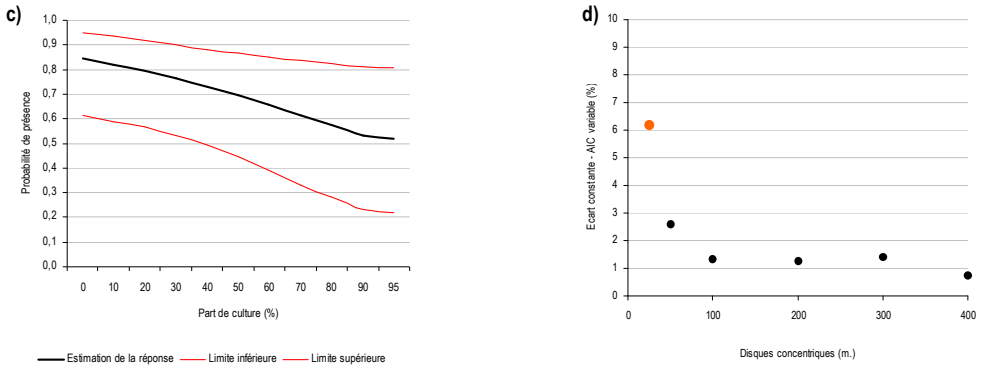


Figure n°97: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton marbré et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 200 mètres (a) et la part de culture dans un disque concentrique de 25 mètres (c). Réponse de la variable « Haie_200 » (a) et « Culture_25 » (c) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b et d). Le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Matrice paysagère : Les parts importantes de cultures dans un périmètre de 250 mètres autour de la mare influence négativement le Triton marbré (Pr(>|z|) = 0.00967). La probabilité de présence en l'absence de culture est proche de 0,9 et est légèrement supérieure à 0,5 en présence d'un taux de recouvrement de 100% (figure n°98a et b).

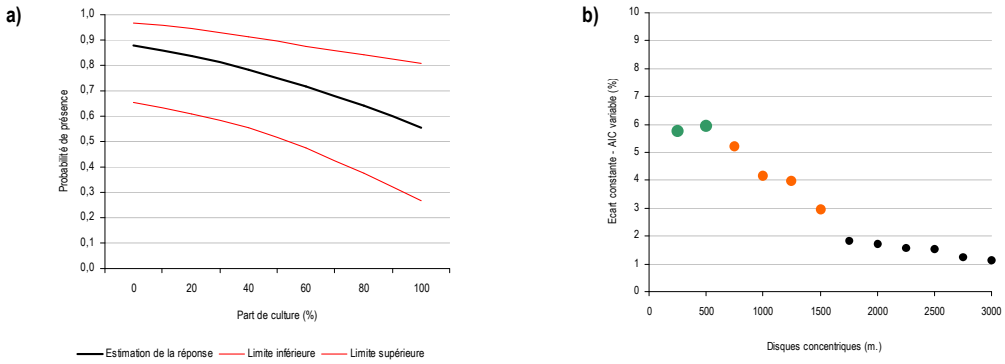


Figure n°98: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton marbré et la part de culture dans un disque concentrique de 250 mètres (a). Réponse de la variable « Culture_250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

La présence d'une forte concentration de route de type locale (route de type 7, BD Carto®) dans un rayon de 1 250 mètres autour de la mare influence négativement l'espèce (Pr(>|z|) = 0.00763). Ce paramètre agit particulièrement à partir d'un linéaire de route supérieur à 22 000 mètres pour une probabilité de présence proche de 0. Un réseau de route inférieur à 1 800 mètres donne une probabilité proche de 1 (figure n°99a et b).

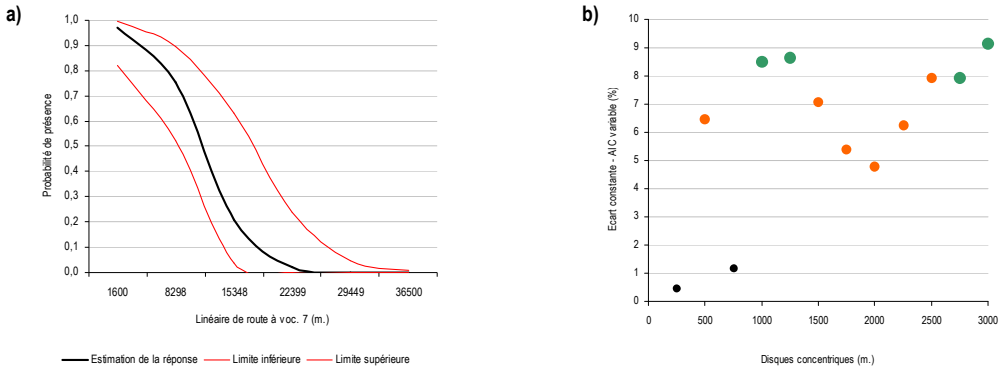


Figure n°99: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton marbré et le linéaire de routes voc7 dans un disque concentrique de 1 250 mètres (a). Réponse de la variable « Routevoc7_1250 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Abondance : 9 variables agissent sur les abondances relatives moyennes du Triton marbré.

Biotope de reproduction : Les abondances relatives moyennes en Triton marbré sont positivement influencées par la présence d'une végétation aquatique du type « complexe » (Pr(>|z|) = 0.0251) (figure n°100).

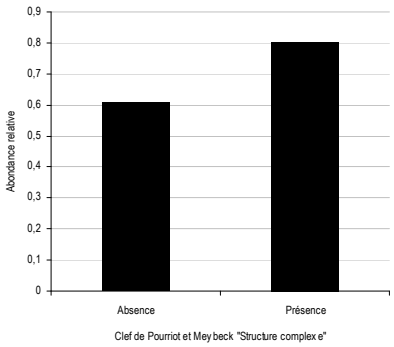


Figure n°100: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton marbré et la présence/absence d'une végétation aquatique de type complexe (clef de Pourriot et Meybeck) dans les mares étudiées.

Paysage fin : La part de boisement dans un rayon de 200 mètres influence positivement l'abondance relative moyenne de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.00809). L'absence de boisement donne une abondance moyenne proche de 0. En présence d'un taux de boisement de 20 %, on observe une abondance supérieure à 0,5 individu par mètre de berge (figure n°101a). La perméabilité à un boisement est également un paramètre positif pour l'espèce dans un rayon de 300 mètres (Pr(>|z|) = 0.0145). En l'absence de perméabilité à un boisement, l'abondance relative moyenne est proche de 0. En présence d'une perméabilité supérieure à 200 degrés, l'abondance moyenne est proche de 1 (figure n°101b).

Le linéaire de haies dans un rayon de 400 mètres autour de la mare de reproduction agit positivement sur le Triton marbré (Pr(>|z|) = 1.51e-05). L'abondance croit en fonction de l'importance du linéaire de haies dans ce périmètre. Un linéaire de 3 500 mètres donne une abondance relative moyenne proche de 0. En présence d'un linéaire de haies supérieur à 11 000 mètres, l'abondance relative atteint 0,8 individu par mètre de berge (figure n°101c).

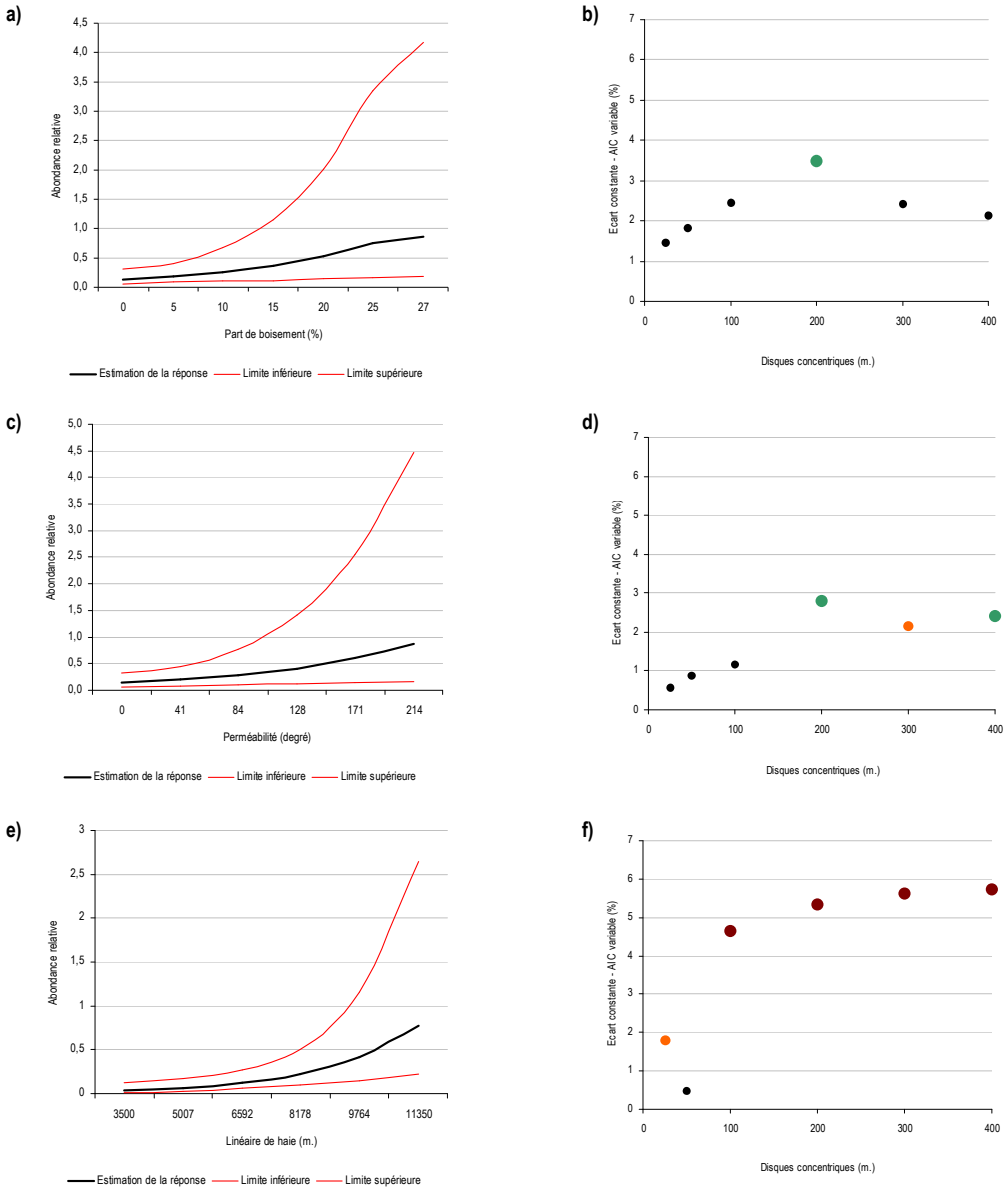


Figure n°101: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton marbré et la part de bois dans un disque concentrique de 200 mètres (a), la perméabilité à un boisement dans un disque concentrique de 300 mètres (c) et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 400 mètres (e). Réponse des variables « Bois_200 » (a), « Perbois_300 » (c) et « Haie_400 » (e) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b, d et f). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$, les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$, les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Dans un rayon de 50 mètres, les proportions de prairie agissent positivement sur les abondances du Triton marbré (Pr(>|z|) = 6.32e-05). En l'absence de prairie, les abondances relatives moyennes sont de 0,06 individu par mètre de berge. Une dominance de prairie (100 %) dans ce périmètre donne des abondances relatives supérieures à 0,3 individu par mètre de berge (figure n°102a).

L'absence de culture dans un rayon de 25 mètres autour de la mare agit positivement sur l'abondance relative moyenne de Triton marbré (Pr(>|z|) = 1.22e-05). En présence de proportion supérieure à 90 % de culture, l'abondance relative moyenne est de 0. En l'absence de culture, l'abondance moyenne est proche de 0,3 individu par mètre de berge (figure n°102b).

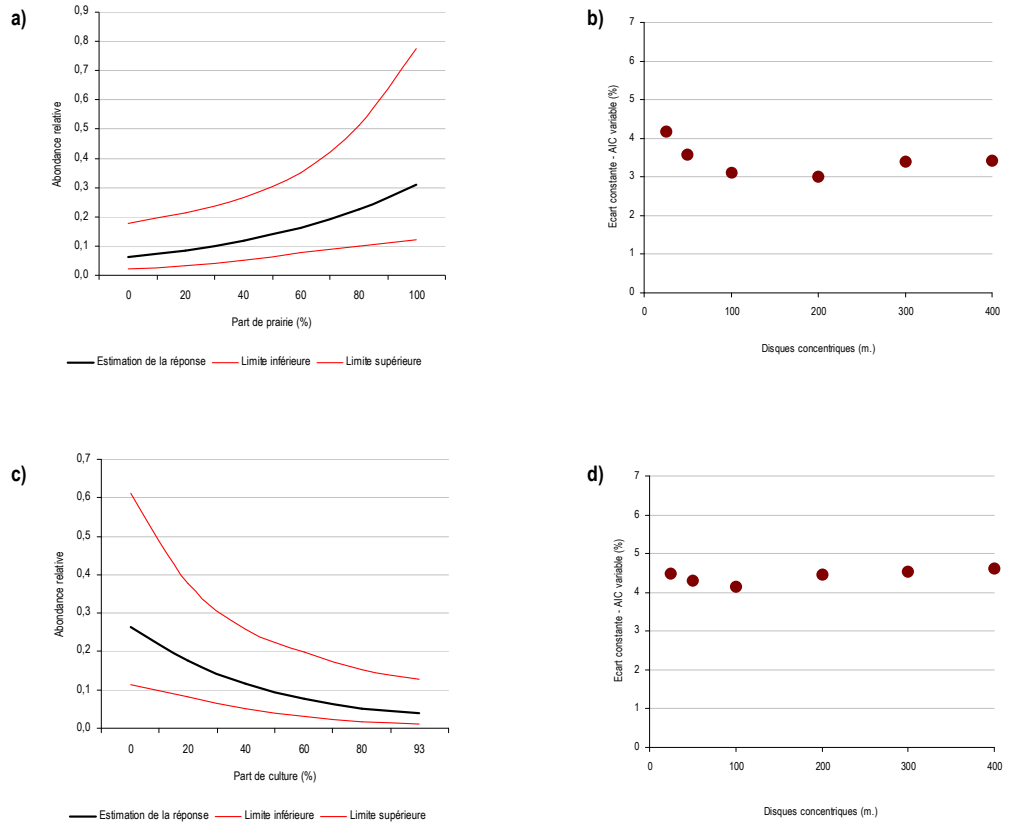


Figure n°102: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton marbré et la part de prairie dans un disque concentrique de 50 mètres (a) et la part de culture dans un disque concentrique de 25 mètres (b) Réponse des variables « Prairie_50 » (a) et « Cuture_25 » (b) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b et d). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0{,}001$.

Matrice paysagère : La part importante de prairie dans un périmètre de 250 mètres (Pr(>|z|) = 3.02e-06) autour du biotope de reproduction agit positivement sur le Triton marbré (Pr(>|z|) = 3.02e-06). En l'absence de prairie, les abondances relatives moyennes sont de 0,05 individu par mètre de berge. Une dominance de prairie (100 %) dans ce périmètre donne des abondances relatives proches de 0,4 individu par mètre de berge (figure n°103a et b).

Le nombre de points d'eau dans un rayon de 1250 mètres agit positivement sur les abondances relatives de l'espèce (Pr(>|z|) = 0.000411). En présence d'une densité de 5 points d'eau on observe une abondance relative moyenne proche de 0. Une concentration supérieure à 45 points d'eau donne une abondance proche de 0,8 individu par mètre de berge (figure n°103c et d).

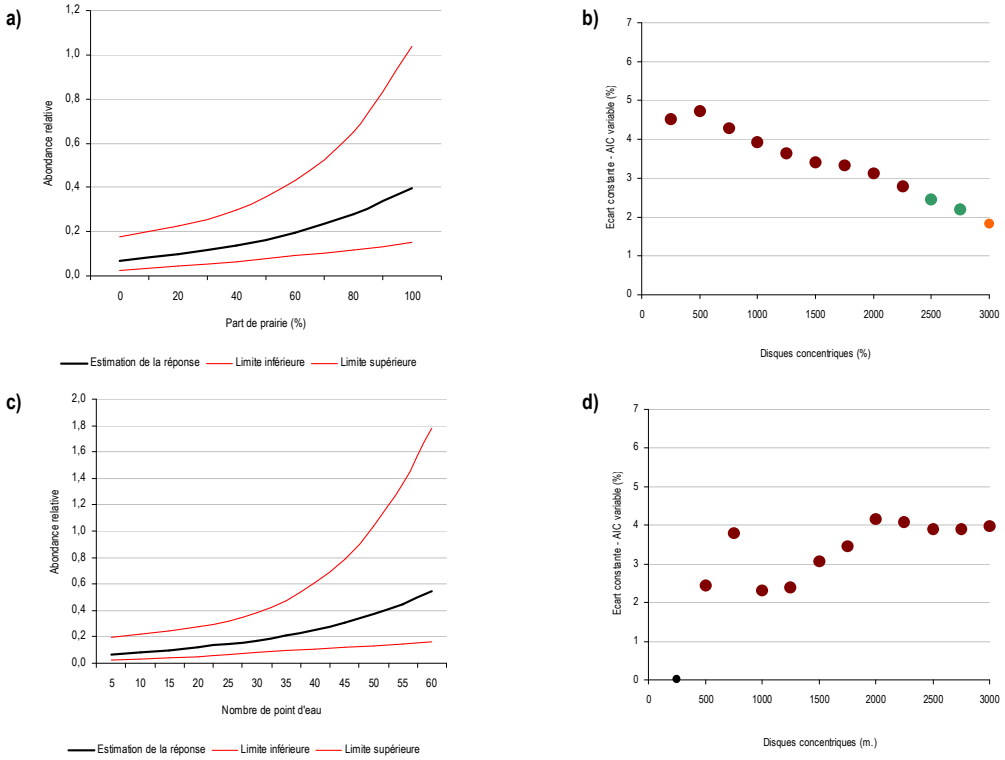


Figure n°103: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton marbré et la part de prairie dans un disque concentrique de 250 mètres (a) et le nombre de points d'eau dans un disque concentrique de 1 250 mètres (c). Réponse des variables « Prai_250 » (a) et « Nbpteau_1250 » (c) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b et d). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$, les points verts indiquent une relation significative ou $p < 0,01$ et le point orange indique une relation significative ou $p < 0,05$.

Les faibles proportions en culture dans un périmètre de 1 500 mètres sont également positives pour l'espèce. On y observe une abondance relative moyenne de 0,5 individu par mètre de berge (Pr(>|z|) = 3.33e-05). Une proportion de culture de 80 % dans ce même rayon fait décroître l'abondance moyenne à une valeur proche de 0 (figure n°104).

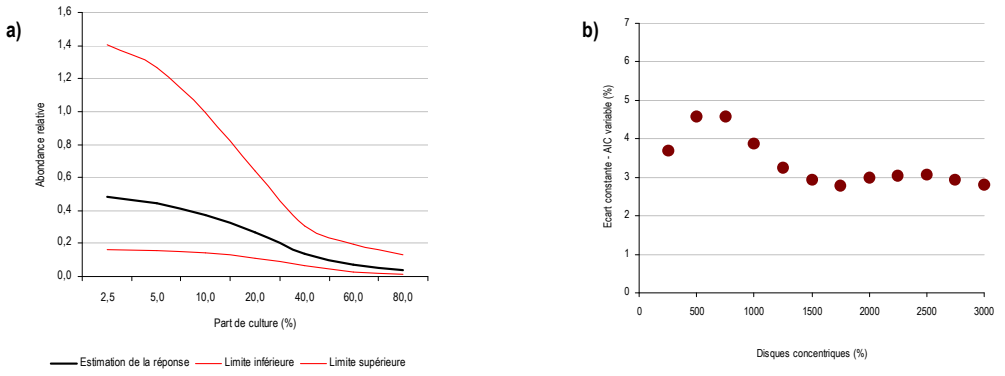


Figure n°104: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton marbré et la part de culture dans un disque concentriques de 1 500 mètres (a). Réponse de la variable « Cult_1500 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 250 à 3 000 mètres (b). Les points rouges indiquent une relation significative ou $p < 0,001$.

4.12 Le Triton palmé *Lissotriton helveticus heveticus* (Razoumovsky, 1789)

Présence : Le Triton palmé a été contacté sur 74 mares (93,7 % des 79 mares). La probabilité de détection de l'espèce est de 0,7 pour trois passages. Un minimum de 2 passages permet d'évaluer à 95 % l'absence de l'espèce sur les mares étudiées. Une variable agit sur les probabilités de présence moyenne de l'espèce.

Paysage fin : Le linéaire de route de type 1 (Route de moyenne viabilité, fréquentation moyenne) dans un rayon de 400 mètres influence négativement et significativement la probabilité de présence moyenne en Triton palmé (Pr(>|z|) =0.0383). En l'absence de route de type 1, la probabilité de présence est de 0,98. Plus le linéaire de routes est important et plus la probabilité de présence décline (figure n°105a et b).

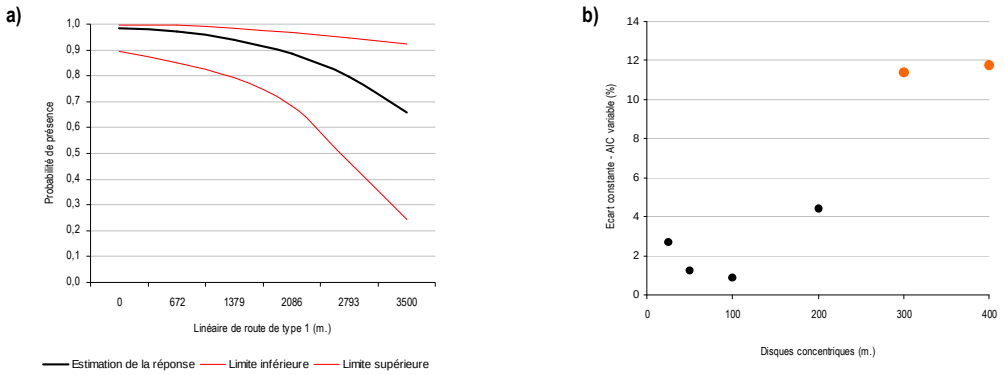


Figure n°105: Représentation de la relation entre la probabilité de présence moyenne de Triton palmé et le linéaire de routes de type 1 dans un disque concentrique de 400 mètres (a). Réponse de la variable « Route1_400 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Les points oranges indiquent une relation significative ou $p < 0,05$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

Abondance : 3 variables agissent sur les abondances relatives moyennes du Triton palmé.

Biotope de reproduction : On observe une abondance relative moyenne plus élevée dans les mares présentant une végétation aquatique de type complexe (Pr(>|z|) = 0.00276) (figure n°106a). L'âge de la mare est un paramètre qui agit négativement sur l'abondance moyenne de cette espèce (Pr(>|z|) = 0.0164). Les mares âgées de 5 à 14 ans ont une abondance moyenne supérieure à 1,5 individu par mètre de berge. Les mares de plus de 45 ans ont une abondance moyenne inférieure à 0,5 individu par mètre de berge (figure n°106b).

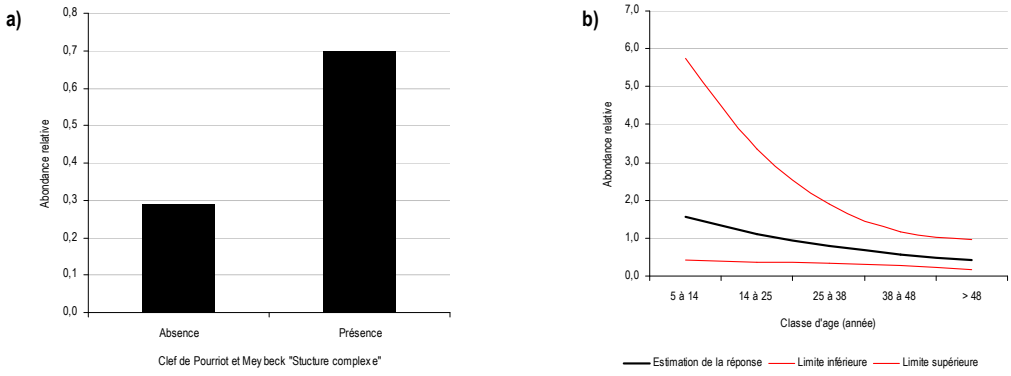


Figure n°106: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton palmé et la présence/absence d'une végétation aquatique de type complexe (clef de Pourriot et Meybeck) dans les mares étudiées (a) et l'âge de la mare (b).

Paysage fin : Le linéaire de haies présent dans un périmètre de 100 mètres autour du biotope de reproduction influence positivement et significativement l'abondance relative moyenne chez le Triton palmé (Pr(>|z|) = 1.81e-06). Plus le linéaire de haies est conséquent et plus l'abondance moyenne croît. Elle est supérieure à 2 en présence d'un linéaire de plus de 900 mètres. En l'absence de haie, l'abondance moyenne est proche de 0. (figure n°107a et b)

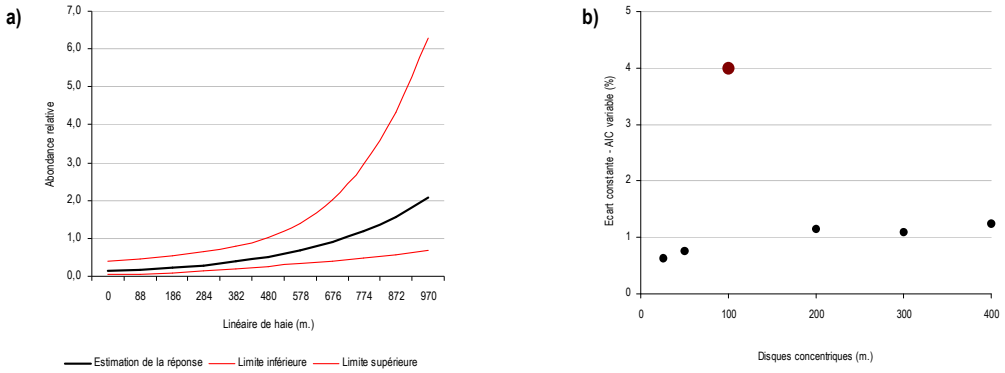


Figure n°107: Représentation de la relation entre l'abondance relative moyenne de Triton palmé et le linéaire de haies dans un disque concentrique de 100 mètres (a). Réponse de la variable « Haie_100 » (a) avec les autres disques concentriques variant de 25 à 400 mètres (b). Le point rouge indique une relation significative ou $p < 0,001$ et ceux noirs l'absence de relation significative.

V. Synthèse des facteurs influençant la richesse spécifique naïve, la diversité ainsi que les présence et abondances relatives des espèces

Les variables exploitées et leurs informations sont réunies dans 3 tableaux. Ces tableaux synthétisent les variables qui agissent sur la richesse spécifique naïve et la diversité (tableau n°18), les présences (tableau n°19) et les abondances relatives en amphibiens (tableau n°20). Un quatrième tableau décrit les groupes de variables qui agissent positivement et négativement sur la richesse spécifique naïve, la diversité et les espèces d'amphibiens (tableau n°21).

▪ Biotope de reproduction : 10 variables liées à la structure du biotope de reproduction agissent sur les amphibiens de Gâtine (tableau n°21). 3 sont significativement positives et les autres sont négatives. En exemple : le recouvrement en végétation aquatique et la structure verticale complexe de cette végétation influencent positivement la richesse spécifique naïve et la diversité ainsi que plusieurs espèces d'amphibiens (complexe *Pelophylax sp., Pelophylax* kl. *esculentus, Salamandra salamandra, Triturus marmoratus, Lissotriton helveticus*) (tableau n°18, tableau n°19, tableau n°20).

▪ Paysage fin : 19 variables exploitées agissent sur les amphibiens. La distance moyenne de réponse des amphibiens en compilant l'ensemble des variables est de 262 mètres (moyenne des réponses sur la base de 32 buffers) (tableau n°21). 12 variables sont positives. En exemple : les variables liées aux haies agissent

positivement sur les présences et/ou abondances relatives de 5 espèces (complexe *Pelophylax sp., Triturus cristatus, Triturus marmoratus, Lissotriton helveticus, Salamandra salamandra*) ainsi que sur la diversité en amphibien (tableau n°18, tableau n°19, tableau n°20). La distance moyenne de réponse des amphibiens à ce groupe de variable est de 154 mètres.

▪ Matrice paysagère : 10 variables agissent sur les amphibiens avec cette échelle d'analyse. La distance moyenne de réponse des amphibiens aux variables récoltées à cette échelle est de 1 341 mètres (moyenne des réponses sur la base de 30 buffers) (tableau n°21). 5 de ces variables sont positives. En exemple : une forte proportion de prairie dans le paysage environnant la mare de reproduction agit positivement sur les présences et/ou abondances relatives de 4 espèces (*Pelophylax lessonae, Hyla arborea, Rana dalmatina, Triturus marmoratus*) (tableau n°18, tableau n°19, tableau n°20). La distance moyenne de réponse des amphibiens à ce groupe de variable est de 850 mètres.

Stabilité paysagère : 2 variables agissent négativement (tableau n°21. La dégradation du linéaire de haies enregistrée agit significativement sur les présences et les abondances de la Salamandre tachetée. L'évolution de la taille moyenne du parcellaire entre 1959 et 2002 agit sur les présences d'espèces de grenouilles appartenant au complexe *Pelophylax sp.* (tableau n°19, tableau n°20).

Tableau n°18: Paramètres des variables agissant sur la richesse spécifique naïve et la diversité H'.

Echelles	Variables	Buffer	Mesure	Signe	Nb modèle AIC	Σ AIC Weight	Pr(>|z|)
Biotope de reproduction	OMBRAGE		*Diversité H'*	-	3661	0,99	0.000120 ***
	POMOCOMPLEXE		*Diversité H'*	+	3661	0,74	0.000121 ***
	GOLET_LARSON		*Diversité H'*	+	3661	0,99	3e-06 ***
			Richesse spécifique naïve	+	661	0,90	0.00776**
Paysage fin	PROX_HAIE		*Diversité H'*	+	3661	0,99	0.00503 **
	SURFMAX_AGRI	400	*Richesse spécifique naïve*	-	661	0,87	0.0159*
	SURFMAX_CULT	400	*Diversité H'*	-	3661	0,99	4.05e-06 ***

Tableau n°19: Paramètres des variables agissant sur les probabilités des présences moyennes des espèces étudiées.

Echelles	Variables	Buffer	Espèces	Signe	Nb modèle AIC	Σ AIC Weight	Pr(>|z|)
Biotope de reproduction	SURFACE		*Hyla arborea*	+	2114	0,99	0.0366 *
	PROFONDEUR		*Salamandra salamandra*	-	3904	1,00	0.0144 *
	POMOSIMPLE		*Pelophylax ridibundus*	-	3847	1,00	0.01227 *
	POMOCOMPLEXE		*Complexe Pelophylax sp.*	+	1477	0,87	0.03306 *
	GOLET_LARSON		*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	1,00	0.002530 **
			Salamandra salamandra	+	3904	1,00	0.0143 *
	NITRATE		*Pelophylax lessonae*	-	82	0,50	0.0945 .
			Salamandra salamandra	+	3904	1,00	0.0854 .
Paysage fin	CULTURE	25	*Triturus marmoratus*	-	3058	0,73	0.0174 *
	BOIS	200	*Salamandra salamandra*	+	3904	1,00	0.00488 **
	HAIE_M	25	*Triturus cristatus*	+	2490	0,86	0.0976 .
		200	*Triturus marmoratus*	+	3058	0,74	0.0282 *
	PT_EAU	400	*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	1,00	0.00202 **
	PROX_ETANG		*Pelophylax ridibundus*	+	3847	1,00	0.02775 *
	PROX_MARE		*Pelophylax ridibundus*	+	3847	1,00	0.00745 **
	ROUTE0	300	*Rana dalmatina*	-	5839	0,87	0.00461 **
	ROUTE1_M	400	*Lissotriton helveticus*	-	1268	0,99	0.0383 *
	ROUTE3	200	*Complexe Pelophylax sp.*	-	1477	0,90	0.0236 *
	SURFMAX_AGRI	400	*Rana dalmatina*	-	5839	0,87	0,00224 **
	SURFMINI_AGRI	400	*Pelophylax ridibundus*	-	3847	1,00	0.02676 *
	SURFMOY_CULT	400	*Pelophylax ridibundus*	-	3847	1,00	0.01135 *
	SURFMOY_PRAI	400	*Hyla arborea*	+	2114	1,00	0.00335 **
Matrice paysagère	PRAI	250	*Hyla arborea*	+	2114	0,99	0.0353 *
		1500	*Rana dalmatina*	+	5839	1,00	0,000606 ***
		1750	*Rana dalmatina*	+	5839	1,00	0,000574 ***
	CULT	250	*Triturus marmoratus*	-	3058	0,53	0.00967 **
		3000	*Rana dalmatina*	-	5839	0,80	0,000703 ***
	BOIS	750	*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	1,00	0.097 .
		1250	*Bufo bufo*	+	1766	1,00	0.0151 *
	NB_MARE	500	*Triturus cristatus*	+	2490	0,95	0.00779 **
		1250	*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	1,00	0.0444 *
	NB_ETG	750	*Pelophylax ridibundus*	+	3847	1,00	0.0214 *
		2250	*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	0,70	0.0108 *
		2250	*Pelophylax ridibundus*	+	3847	1,00	0.0316 *
		2500	*Pelophylax kl. esculentus*	+	2827	1,00	0.00495 **
	NB_PTEAU	250	*Salamandra salamandra*	-	3904	1,00	0.0248 *
		2000	*Pelophylax lessonae*	+	3904	1,00	0.055867
	HYD0_15	750	*Bufo bufo*	+	1766	1,00	0.094 .
	RTEVOC7	1000	*Hyla arborea*	-	2114	1,00	0.004175 **
		1250	*Triturus marmoratus*	-	3058	0,74	0.00763 **
Stabilité paysagère	EVOMOY_PAR59_02	400	*Complexe Pelophylax sp.*	-	1477	0,99	0.004476 **
	HAIE_59_2002	400	*Salamandra salamandra*	-	3904	0,50	0.00746 **

Tableau n°20: Paramètres des variables agissant sur les abondances relatives moyennes des espèces étudiées.

Echelles	Variables	Buffer	Espèces	Signe	Nb modèle AIC	Σ AIC Weight	Pr(>|z|)
Biotope reproduction	AGE		*Lissotriton helveticus*	-	5230	0,51	0.0164 *
	PROFONDEUR		*Salamandra salamandra*	-	703	1,00	0.000785 ***
	VASECM		*Bufo bufo*	-	303	0,83	0.0971 .
	OMBRAGE		*Pelophylax ridibundus*	-	739	1,00	0.000811 ***
			Complexe Pelophylax sp.	-	4191	0,72	0.00156 **
	POMOSIMPLE		*Pelophylax ridibundus*	-	739	1,00	0.00767 **
	POMOCOMPLEXE		*Lissotriton helveticus*	+	5230	0,50	0.00276 **
			Triturus marmoratus	+	7318	1,00	0.0251 *
	GOLET_LARSON		*Salamandra salamandra*	+	703	1,00	0.00267 **
			Pelophylax kl. esculentus	+	807	0,95	0.0201 *
	RIP_ARBO		*Pelophylax kl. esculentus*	-	807	0,84	0.081 .
	NITRATE		*Pelophylax lessonae*	-	16	/	0.0586 .
Paysage fin	PRAIRIE	50	*Triturus marmoratus*	+	7318	1,00	6.32e-05 ***
	CULTURE	25	*Triturus marmoratus*	-	7318	1,00	1.22e-05 ***
	BOIS	200	*Salamandra salamandra*	+	703	1,00	4.63e-05 ***
		200	*Triturus marmoratus*	+	7318	1,00	0.00809 **
		400	*Salamandra salamandra*	+	703	1,00	0.000657 ***
	HAIE_M	100	*Salamandra salamandra*	+	703	1,00	0.000804 ***
		100	*Lissotriton helveticus*	+	5230	1,00	1.81e-06 ***
		100	*Complexe Pelophylax sp.*	+	4191	0,53	0.000223 ***
		400	*Triturus marmoratus*	+	7318	1,00	1.51e-05 ***
	NB_MARE	400	*Bufo bufo*	+	303	0,91	0.000357 ***
	PT_EAU	200	*Pelophylax ridibundus*	+	739	0,75	0.0452 *
	ROUTE3	200	*Complexe Pelophylax sp.*	-	4191	1,00	0.00357 **
		400	*Hyla arborea*	-	1624	0,91	0.023 *
	UNCUL	50	*Rana dalmatina*	+	2082	0,99	0.0052 **
	MAR_AC	300	*Complexe Pelophylax sp.*	+	4191	0,86	1.23e-05 ***
	PERBOIS	300	*Triturus marmoratus*	+	7318	0,80	0.0145 *
	SURFMINI_AGRI	400	*Pelophylax ridibundus*	-	739	1,00	0.00666 **
Matrice paysagère	PRAI	250	*Triturus marmoratus*	+	7318	0,96	3.02e-06 ***
		500	*Pelophylax lessonae*	+	16	/	0.0151 *
	CULT	250	*Hyla arborea*	-	1624	0,97	0.0696 .
		1500	*Triturus marmoratus*	-	7318	1,00	3.33e-05 ***
	BATI	2000	*Salamandra salamandra*	-	703	1,00	0.0185 *
	NB_MARE	250	*Salamandra salamandra*	-	703	1,00	0.00847 **
	NB_ETG	1250	*Rana dalmatina*	+	2082	0,83	9.63e-06 ***
		2500	*Pelophylax kl. esculentus*	+	807	1,00	3.61e-05 ***
	NB_PTEAU	1250	*Triturus marmoratus*	+	7318	1,00	0.000411 ***
		2000	*Pelophylax kl. esculentus*	+	807	0,98	2.17e-05 ***
	RTEVOC6	1750	*Rana dalmatina*	-	2082	0,99	0.029 *
		2000	*Rana dalmatina*	-	2082	0,81	0.008339 **
		2500	*Hyla arborea*	-	1624	0,96	0.002776 **
		3000	*Hyla arborea*	-	1624	1,00	0.00562 **
Stabilité paysagère	HAIE_59_2002	400	*Salamandra salamandra*	-	703	1,00	0.00299 **

Tableau n°21: Groupes de variable qui agissent positivement et négativement sur la richesse naïve, la diversité, les présences et les abondances relatives en amphibien de Gâtine[42].

Echelles	Groupe	Variable « groupe »	Richesse	Diversité H'	Nombre de réponse espèce		Nb. sp. concernée + richesse + H'	Echelle moyenne de réponse	Signe		
					Présence	Abondance relative			Positif	Négatif	Dominance%
Biotope de reproduction	VEGETATION AQUATIQUE	GOLET_LARSON	1	1	2	2	**4**	/	6	0	100% positif
		POMOCOMPLEXE	0	1	1	2	**4**	/	4	0	100% positif
		SURFACE	0	0	1	0	**1**	/	1	0	100% positif
		OMBRAGE	0	1	0	2	**3**	/	0	3	100% négatif
	VEGETATION AQUATIQUE	POMOSIMPLE	0	0	1	1	**1**	/	0	2	100% négatif
		PROFONDEUR	0	0	1	1	**1**	/	0	2	100% négatif
		RIP_ARBO	0	0	0	1	**1**	/	0	1	100% négatif
		VASECM	0	0	0	1	**1**	/	0	1	100% négatif
		AGE	0	0	0	1	**1**	/	0	1	100% négatif
		NITRATE	0	0	2	1	**2**	/	1	2	66,6% négatif
Paysage fin	HAIE	HAIE_M + PROX_HAIE	0	1	2	4	**6**	154 m.	7	0	100% positif
	MARE	NB_MARE + PROX_MARE + MAR_AC	0	0	1	2	**3**	350 m.	3	0	100% positif
	PRAIRIE	PRAIRIE + SURFMOY_PRAI + UNCUL	0	0	1	2	**3**	158 m.	3	0	100% positif
	POINT D'EAU	PT_EAU	0	0	1	1	**2**	300 m.	2	0	100% positif
	BOIS	BOIS + PERBOIS	0	0	1	4	**2**	260 m.	5	0	100% positif
	ETANG	PROX_ETANG	0	0	1	0	**1**	/	1	0	100% positif
	ROUTE	ROUTE0 + ROUTE1_M + ROUTE3	0	0	3	2	**4**	300 m.	0	5	100% négatif
	SURFACE AGRICOLE	SURFMAX_AGRI + SURFMIN_AGRI	1	0	2	1	**3**	/	0	4	100% négatif
	CULTURE	CULTURE + SURFMOY_CULT	0	1	2	1	**2**	212,5 m.	0	4	100% négatif
Matrice paysagère	PRAIRIE	PRAI	0	0	3	2	**4**	850 m.	5	0	100% positif
	MARE	NB_MARE	0	0	2	1	**3**	667 m.	3	0	100% positif
	ETANG	NB_ETG	0	0	4	2	**3**	1937,5 m.	6	0	100% positif
	BOIS	BOIS	0	0	2	0	**2**	1000 m.	2	0	100% positif
	POINT D'EAU	NB_PTEAU	0	0	2	2	**4**	1750 m.	3	1	75% positif
	HYDROGRAPHIE	HYD0_15	0	0	1	0	**1**	750 m.	1	0	100% positif
	ROUTE	RTEVOC6 + RTEVOC7	0	0	2	4	**3**	1917 m.	0	6	100% négatif
	CULTURE	CULT	0	0	2	2	**3**	1125 m.	0	4	100% négatif
	BATI	BATI	0	0	0	1	**1**	2000 m.	0	1	100% négatif
Stabilité paysagère	EVOLUTION	EVOMOY_PAR59_02 + HAIE_59_02	0	0	2	1	**2**	/	0	3	100% négatif

[42] La colonne « groupe » synthétise l'information de plusieurs variables qui traite du même élément. Les données du tableau sont classées en fonction de la dominance du signe de réponse et de l'importance de la somme issu du cumul de la richesse, de la diversité H' et des espèces concernées par les variables « groupe ». L'échelle moyenne de réponse correspond à la moyenne des buffers pour lesquels ces variables ressortent. Les signes négatifs sont en rouge.

Discussion et conclusion du chapitre IV

1/ Probabilité de détection des espèces en fonction des techniques d'étude

Nos résultats montrent l'importance d'utiliser plusieurs techniques d'échantillonnage pour inventorier les populations d'amphibiens. Par exemple, la détection de certaines espèces peut être biaisée par la présence d'une eau trouble si l'on se contente d'utiliser exclusivement le projecteur halogène (non évalué dans cette étude, observation personnelle). Cependant, pour certaines espèces, l'utilisation d'une seule technique donne des résultats très proches de la probabilité de détection issue du cumul de l'ensemble des techniques d'échantillonnage. C'est particulièrement le cas pour la Rainette arboricole, pour laquelle le chant donne une probabilité de détection similaire à l'ensemble des techniques cumulées. Cette technique est d'ailleurs souvent utilisée pour étudier cette espèce (eg. Pellet et Scmidt 2005). Nos résultats montrent également que 3 visites sont suffisantes pour évaluer avec une sûreté statistique de 95 %, l'absence de la plupart des espèces sur un site (6 espèces sur 8). Cependant, pour le Crapaud commun et la Salamandre tachetée, il serait nécessaire d'effectuer 4 passages.

2/ Réponse des espèces aux variables environnementales

Nos résultats montrent que les réponses des espèces aux variables testées sont différentes en fonction des 3 niveaux de perception pris en considération (biotope de reproduction, paysage fin et matrice paysagère). Les espèces ont également des réponses différentes en fonction de la taille des disques concentriques utilisés.

Les résultats sur les abondances sont discutables du fait que les populations d'amphibiens connaissent des fluctuations saisonnières (Pechmann *et al.,* 1991 ; Marsh 2001). Il serait plus pertinent de disposer de données sur plusieurs années consécutives et à intervalle régulier pour les abondances (par exemple des relevés annuels toutes les deux semaines). Néanmoins, ces résultats sont à prendre en compte pour le maintien des populations d'amphibiens des paysages bocagers sur du long terme.

3/ Nature de la mare de reproduction :

▪ Paramètres positifs :

❶ **La végétation aquatique :** Ce paramètre du biotope de reproduction est le plus positif pour les amphibiens. Nos résultats montrent qu'il agit à plusieurs niveaux. Ainsi, le recouvrement et la structure verticale de la végétation aquatique influencent significativement la richesse en espèce, la diversité ainsi que la présence et l'abondance de plusieurs espèces : le complexe *Pelophylax sp., Pelophylax* kl. *esculentus, Salamandra salamandra, Triturus marmoratus* et *Lissotriton helveticus.*

La végétation aquatique est un paramètre essentiel au développement de plusieurs espèces d'amphibiens. Elle contrôle notamment la productivité d'invertébrés proies (Oerteli *et al.,* 2002), procure des supports de ponte

(Miaud 1993 ; Miaud 1994) et assure une protection contre les prédateurs (Gustafson *et al.,* 2006). Néanmoins, la Grenouille rieuse réagit négativement à la présence d'une végétation aquatique à structure simple.

➋ **La surface :** Notre étude montre que la surface de la mare est un paramètre qui agit positivement sur les présences de la Rainette arboricole. Cependant, en Belgique, l'espèce occupe de petits, voire de très petits sites de reproduction, de quelques dizaines de mètres carrés (Jacob 2007b). Oertli *et al.* (2002) ont pu mettre en évidence l'absence de relation entre la taille des petits points d'eau lentiques (y compris les mares) et la richesse en amphibiens.

▪ Paramètres négatifs :

➊ **L'ombrage :** L'encerclement de la mare par une végétation arborée contribue directement à l'ombrage de la mare. Ce facteur agit négativement sur la diversité en amphibien des mares. L'ombrage agit particulièrement sur les abondances de *Pelophylax lessonae, Pelophylax ridibundus* et globalement sur le complexe d'espèces de grenouilles vertes du genre *Pelophylax*. Ces espèces sont très aquatiques et fréquentent une large gamme d'habitats. L'ombrage important sur les mares limite le développement de la végétation aquatique qui est également un paramètre positif pour plusieurs espèces de ce complexe. Dans l'étude de Ficetola et De Bernardi (2004), l'exposition de la mare au soleil est le second paramètre influençant les abondances des espèces. Les mares avec un ombrage important limitent la pénétration de la lumière, ont un taux d'oxygène dissous, des températures et une ressource alimentaire basses. Ces paramètres sont connus pour agir sur le taux de croissance et de survie des têtards de plusieurs espèces (Werner et Glennemeier 1999).

➋ **La profondeur :** La profondeur agit uniquement de manière négative sur les présences et abondances de la Salamandre tachetée. L'espèce est connue pour utiliser des biotopes de reproduction très temporaires, telles que les flaques et les ornières de chemins forestiers (ACEMAV coll. *et al.,* 2003 ; De Wavrin et Graitson 2007). Bien que la faible profondeur en eau de la mare agisse positivement sur la Salamandre tachetée, les points d'eau peu profonds sont généralement inadaptés, en particulier ceux d'une profondeur inférieure à 20 centimètres pour les tritons et les amphibiens en général. Les causes potentielles d'inadéquation incluent des risques d'assèchement précoce du à une hydropériode trop courte, de pénurie des proies et de variation rapide des variables abiotiques (eg. température, oxygène). Cependant, le rôle de ces paramètres reste encore sous évalué (Denoël et Ficetola 2007a). Néanmoins, l'assèchement de la mare permet de limiter la prédation par les poissons.

➌ **La vase :** Une couche importante de vase agit négativement sur le Crapaud commun. A notre connaissance peu de travaux traitent spécifiquement de l'impact négatif de ce paramètre sur les amphibiens. Néanmoins, Adamczyk (2007) a mis en évidence que les peuplements d'amphibiens des mares de la Réserve Naturelle des Marais d'Yves (dept. 17) étaient influencés négativement par cette même variable.

❹ **L'âge :** La réponse des espèces à l'âge des points d'eau est peu documentée. Les mares sont soumises à une succession de végétation. A leur création, elles possèdent une flore nue qui peut évoluer vers un boisement spontané en l'absence d'entretien. Il peut y avoir une situation d'optimum à un certain âge pour les espèces, comme il a été observé par Stumpel et Van der Voet (1998) pour *Rana temporaria*. Cette espèce est particulièrement présente dans les points d'eau de 4 ans. Nos résultats pour les abondances de *Lissotriton helveticus* vont dans ce sens, bien que la réponse de l'espèce soit moins nette.

❺ **Les nitrates :** Les concentrations élevées de nitrates observées agissent négativement sur la présence et l'abondance de *Pelophylax lessonae*. Ils agissent particulièrement à partir d'une concentration de 5mg./litre. Les nitrates sont connus pour être à l'origine de mortalité et pour réduire la survie de diverses espèces d'amphibiens (eg. Hecnar 1995). Plusieurs travaux montrent les effets négatifs des nitrates à des concentrations proches de celles observées dans le cadre de notre étude. Rouse *et al.* (1999) font une synthèse des effets toxiques des nitrates sur plusieurs espèces d'amphibiens. Par exemple, ils entraînent la mort et des troubles du développement chez *Bufo bufo* avec des concentrations de 22,6 et 9 mg./litre. La diversité et l'abondance en amphibiens sont réduites dans les régions agricoles où les fertilisants sont largement utilisés (Wells 2007).
Cependant, nos résultats montrent une réaction positive de la Salamandre tachetée aux nitrates. De Wijer *et al.* (2003) ont pu mettre en évidence que les engrais azotés peuvent favoriser le développement des têtards en concourant à la production de nourriture lorsqu'ils sont présents en faible concentration. Par ailleurs, nous n'avons pas trouvé de travaux spécifiques portant sur la réaction positive des larves de *Salamandra salamandra* aux nitrates.

4/ Influence de la structure du paysage (paysage fin et matrice)

▪ Paramètres positifs :

❶ ***Les haies*** **:** Nos résultats montrent qu'un linéaire de haie conséquent à proximité immédiate des mares de reproduction est un des paramètres qui agit sur le plus d'espèces, notamment chez les d'Urodèles (*Salamandra salamandra, Triturus marmoratus, Triturus cristatus* et *Lissotriton helveticus*). Nous avons pu également observer des abondances plus élevées chez le complexe des grenouilles vertes (*Pelophylax sp.*) dans les zones présentant une importante densité de haies. La proximité de haies agit également positivement sur la diversité en amphibiens.
La réponse moyenne des espèces aux variables « haie » est de 154 mètres. Peu de travaux traitent des relations qu'entretiennent les amphibiens avec les haies. Les tritons sont connus pour hiberner dans les haies situées à proximité des mares de reproduction (English Nature 2001 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003). D'autres observations témoignent de l'importance des haies pour le Triton marbré. De nombreux terriers de micromammifères sont présent dans les haies et peuvent servir de refuge à cette espèce (Jehle et Arntzen 2000). En Indre, dans le Boishaut Sud, la quasi-totalité des populations de Triton marbré se situe là où le réseau de haies est le plus

important, de 120 à plus de 150 mètres par hectare (Boyer et Dohogne 2008). L'enlèvement des haies mènerait à un déclin local et à l'extinction de *Triturus marmoratus* (Schoorl et Zuiderwijk 1981 ; Arntzen et Wallis 1991). Nos résultats confortent ces observations pour cette espèce. D'autres travaux montrent que la Rainette arboricole se déplace souvent le long de structures paysagères linéaires, telles que les haies, lisières et cours d'eau (Fog 1993).

Par ailleurs, les repères magnétiques et l'olfaction grâce à des repères chimiques sont les deux seuls mécanismes de l'orientation reconnus actuellement chez les tritons (Joly et Miaud 1993 ; Wells 2007). D'une année sur l'autre, la plupart des individus suivent linéairement le même chemin. Aucune évidence de l'usage d'une mémoire visuelle qui permettrait aux animaux de contourner un champ cultivé n'est disponible actuellement. Par conséquent, il n'y a aucune évidence que les couloirs linéaires que représentent les haies soient utilisés par les tritons comme corridor (Joly *et al.,* 2001).

Nos résultats sont contraires aux travaux de Joly *et al.* (2001), au cours desquels ils ont observé un rapport négatif entre les abondances de tritons et la longueur de haies et suggéré que les haies ne constituent pas des habitats terrestres de substitution pour ces espèces.

❷ ***Les prairies*** **:** Nos résultats montrent que les présences de la Rainette arboricole et de la Grenouille agile et les abondances du Triton marbré et de la Grenouille de Lessona sont positivement associées à de fortes proportions de prairies. Les échelles moyennes de réponses des espèces aux variables « prairie » sont de 158 mètres pour les données du paysage fin et de 850 mètres pour la matrice paysagère. La taille moyenne des parcelles de prairie influence également la présence de Rainette arboricole. Ce paramètre est particulièrement marqué à partir d'une taille moyenne des parcelles de prairie de 3 hectares. L'espèce est typique des milieux ouverts. Vos (1999 cité par Pellet et Neet 2001) a montré que les distances de migration sont plus importantes sur des pâturages et des prairies naturelles que sur des surfaces cultivées. Ces observations peuvent en partie expliquer nos résultats pour cette espèce en l'absence d'information complémentaire. Contrairement aux cultures, les prairies sont positives pour de nombreuses espèces d'amphibiens par le confort et la stabilité hydrique qu'elles procurent. Les prairies sont reconnues pour être des milieux perméables favorisant les mouvements chez les amphibiens (Albinet 2001 ; Joly *et al.,* 2003 ; Thulie et Pirot 2004).

❸ ***La densité de points d'eau (mare et étang)*** **:** Nous avons pu mettre en évidence de manière significative et positive l'importance de la disponibilité en points d'eau pour de nombreuses espèces d'amphibiens (*Bufo bufo, Pelophylax* kl. *esculentus, Pelophylax ridibundus, Pelophylax lessonae,* complexe *Pelophylax sp., Rana dalmatina, Triturus marmoratus et Triturus cristatus*) . Les réponses des espèces varient en fonction de la taille des disques concentriques. En exemple, l'approche avec les données du paysage fin, montre que les espèces sont sensibles à une forte concentration de mares et de points d'eau à des distances moyenne de 350 mètres et de 300 mètres.

La densité des points d'eau est un facteur qui agit particulièrement sur la distribution de *Triturus cristatus*. Plus encore que chez les autres espèces, la probabilité de trouver des Tritons crêtés augmente avec le nombre de mares existant à proximité (Joly *et al.,* 2001 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003). Nos résultats montrent qu'un nombre minimum de 9 mares dans un rayon de 500 mètres conditionne une probabilité de présence plus importante chez cette espèce. D'autres études montrent que la conservation d'une population de Triton crêté est liée à la possibilité d'utiliser un minimum de 5 à 6 mares séparées par des distances inférieures à un kilomètre (Gendre et Rufray 2005). Plusieurs espèces d'Anoures sont également influencées par la disponibilité en petits points d'eau lentique. Les réponses de ces espèces se font dans des disques concentriques de plus grande taille (entre 400 et 2 500 mètres). Ces réponses s'expliquent par les capacités de locomotion et de dispersion plus importantes observées chez ces espèces (voir Smith et Green 2005 ; annexe n°7). La Grenouille rieuse réagit particulièrement à la proximité de ces éléments. La configuration du paysage inclue des attributs tels que la distance entre les pièces d'habitat, l'arrangement spatial et la forme de ces pièces (tâches). Parmi ces attributs qui contribuent à la configuration du paysage, la distance entre les pièces d'habitat favorables que représentent les biotopes de reproduction est particulièrement importante pour les espèces qui effectuent des mouvements migratoires entre les différents éléments du paysage (Denoël et Ficetola 2007b). Ces résultats confortent également le fonctionnement en métapopulation des amphibiens (Semlitsch 2003a).

Par ailleurs, les présences et les abondances chez la Salamandre tachetée sont influencées négativement par le nombre de mares et de points d'eau dans un rayon de 250 mètres. Ce résultat peut s'expliquer en partie par la vaste gamme d'habitats utilisés pour sa reproduction. Ainsi, pour la Salamandre tacheté la disponibilité en mares et en points d'eau ne semble pas être un facteur important, celle-ci étant également capable de se reproduire dans des ornières, des fossés, des flaques et des ruisseaux (ACEMAV coll. *et al.,* 2003 ; De Wavrin H. et Graitson 2007).

❹ ***Les boisements*** **:** Nos résultats montrent que les fortes proportions ainsi que l'accessibilité aux espaces boisés influençant positivement la Salamandre tachetée, le Triton marbré, la Grenouille verte et le Crapaud commun. La présence et l'abondance de la Salamandre tachetée sont très significativement associées aux fortes proportions de boisement dans un rayon de 200 mètres autour de la mare. Ces résultats sont confortés par les travaux de Ficetola *et al.* (2009) qui ont mis en évidence une réponse positive et significative de l'espèce dans des disques de 100 à 400 mètres.

Les espaces boisés sont couramment utilisés par plusieurs espèces d'amphibiens durant leur cycle de vie. Ces milieux constituent des zones pour l'hibernation, la nourriture et la migration (Denoël et Lehmann 2006 ; Denoël et Ficetola 2007a). L'habitat forestier fourni de l'ombre et de la litière organique, régule la température et retient l'humidité (Ouellet et Leheurteux 2007). Dans les paysages bocagers, les bois sont le plus souvent représentés sous forme d'îlots. Denoël et Ficetola (2007a et 2007b) ont mis en évidence que la proximité ainsi que les proportions importantes de forêt dans le paysage étaient des paramètres qui agissaient en faveur de plusieurs espèces de tritons, dont *Lissotriton helveticus*. L'étude de Marty *et al.* (2005) portant sur les migrations pré et post-nuptiales de *Triturus marmoratus* dans les Causses du Quercy a permis de montrer que la présence de forêt

était la variable qui influençait en priorité la direction prise par les tritons lorsqu'ils quittent la mare. Les zones forestières constituent donc le milieu refuge de cette espèce durant sa phase terrestre dans cette région. Cette espèce est souvent associée au milieu forestier (Griffiths 1996). Dans sa thèse Angélibert (2004) a mis en évidence que le gradient de surface forestière dans un rayon de 800 mètres autour des mares est une des causes de la distribution imbriquée des espèces, notamment chez *Triturus marmoratus*, *Salamandra salamandra* et *Hyla meridionalis*. Selon Findlay et Houlahan (1997), le couvert forestier est associé à une plus forte richesse en espèces herpétofauniques dans un périmètre de 0 à 2 kilomètres depuis un milieu humide.
Les changements paysagers causés par la modernisation des systèmes d'exploitation agricole produisent souvent une réduction et une fragmentation des habitats forestiers pouvant avoir de sérieuses répercutions sur les populations d'amphibiens.

❺ ***Les cours d'eau :*** Nos résultats montrent que la présence du Crapaud commun dans les mares de Gâtine est en relation avec un important réseau hydrographique dans un rayon de 750 mètres. Un linéaire important de cours d'eau sur un territoire peut agir positivement pour de nombreuses espèces ainsi que sur la structure de la communauté (Ficetola *et al.,* 2009). Les cours d'eau peuvent en effet servir de biotope de reproduction et d'habitat de substitution pour de nombreuses espèces. Néanmoins, les rivières sont reconnues pour être des barrières à la migration de certaines espèces (Ray *et al*., 2002 ; Thulie et Pirot 2004). Les berges des rivières sont abruptes et difficilement surmontables pour les Urodèles. La présence de poissons dans ces milieux est également reconnue pour être un facteur négatif pour la majorité des espèces (Jacob et Denëol 2007).

Paramètres négatifs :

❶ ***Les routes*** **:** Elles sont reconnues pour être des barrières à la migration et pour être à l'origine de fortes mortalités chez les amphibiens (eg. Vos et Chardon 1998). Nos résultats confortent ces observations. Les routes agissent négativement sur les présences et abondances de plusieurs espèces (*Hyla arborea,* complexe *Pelophylax sp., Rana dalmatina, Triturus marmoratus et Lissotriton helveticus*). Avec les données du paysage fin la distance moyenne de réponse aux routes est de 300 mètres. A l'échelle de la matrice paysagère, la distance moyenne de réponse est de 1 917 mètres. Les routes agissent particulièrement sur les Anoures. Cela peut s'expliquer en partie par leur mobilité plus importante. En effet, les Anoures peuvent être amenés à effectuer des mouvements migratoires ou de dispersions plus conséquents et ainsi être plus exposés aux routes (annexe n°7). Chez les Urodèles, seuls le Triton palmé et le Triton marbré sont négativement influencés par les routes dans des rayons de 400 et 1 250 mètres. Nos résultats montrent également que les différentes catégories de routes agissent négativement. Ainsi, nos résultats suggèrent que tous les types de routes peuvent avoir un impact négatif sur de nombreuses espèces d'amphibiens. Les petites routes, présentent une circulation routière plus faible que les routes départementales et régionales. Cependant, elles sont nettement plus développées à l'échelle du territoire et peuvent contribuer à la fragmentation des habitats des amphibiens. A ces petites routes, des fossés verticaux sont souvent associés et peuvent s'avérer infranchissables (observations personnelles).

Ficetola *et al.* (2009) ont montré une réponse négative de *Pelophylax* kl. *esculentus* à la longueur de route dans un rayon de 200 mètres. Selon l'étude de Findlay et Houlahan (1997), la diversité herpétologique diminue en fonction de la densité routière. Elle peut être affectée jusqu'à une distance de 2 000 mètres depuis un milieu humide.

➋ ***Les cultures*** **:** Nos résultats montrent l'influence négative des cultures sur plusieurs espèces d'amphibiens, notamment sur les présences et les abondances de *Triturus marmoratus*, les présences de *Rana dalmatina* et les abondances d'*Hyla arborea*. Les échelles moyennes de réponses sont de 212,5 mètres avec les données fines et de 1 125 mètres avec les données issues de la matrice paysagère. Plusieurs études montrent que les cultures peuvent constituer des barrières à la migration de certaines espèces d'amphibiens. Par exemple, Joly *et al.,* (2001) ont montré un effet négatif des zones cultivées sur les abondances de trois espèces de tritons. Mazerolle et Desrochers (2005) ont mis en évidence que les surfaces perturbées par les activités anthropiques qui résultent en une perte de couverture végétale, telles que les cultures, entravent les déplacements de *Rana clamitans* et *Rana pipiens* vers les parcelles d'habitat et expliquent vraisemblablement les patrons de densité réduite dans ces milieux. Ces espèces perdent plus d'eau sur les substrats associés aux cultures. Selon Bonin *et al.* (1997 cité par Ouellet et Leheurteux 2007), la richesse en espèces d'anoures est inversement proportionnelle à l'étendue des monocultures agricoles. Le Triton marbré réagit négativement aux fortes proportions de cultures dans un rayon de 25 mètres autour de la mare. Ces résultats montrent que les mares situées dans des parcelles de culture sont peu propices à la conservation de cette espèce. Dans ce cas, nous pouvons potentiellement considérer que les cultures limitent l'accessibilité à la mare de reproduction. Nous avons pu mettre en évidence l'aspect négatif de la présence de grandes parcelles agricoles (prairie et culture) et cultivées dans les paysages proches (400 mètres) des mares de reproduction sur la richesse en espèce, la Grenouille agile et la Grenouille rieuse. La capacité des individus d'une population à quitter une tache pour en coloniser une autre de même type est le processus fondamental de maintien des métapopulations (Burel et Baudry 1999) (annexe n°1). Ainsi ces grandes parcelles ne favorisent pas l'hétérogénéité du paysage, peuvent constituer des barrières aux déplacements des espèces peu mobiles, tels que les Urodèles et contribuent à l'isolement des taches d'habitat favorables et nécessaires au processus d'échanges entre populations. Ces résultats fournissent des arguments sur l'incompatibilité des systèmes d'exploitation spécialisés dans les cultures intensives, favorisant les grandes parcelles, avec la conservation de plusieurs espèces d'amphibiens.

➌ ***Le bâti*** **:** Nous avons pu observer que les abondances de Salamandre tachetée sont affectées négativement par la présence de zones bâties dans un périmètre de 2 000 mètres autour de la mare de reproduction. Le développement des zones urbaines et des infrastructures connexes telles que les routes, est à l'origine de la dégradation et de la réduction des milieux naturels, notamment des espaces boisés. Ces aménagements ont globalement des répercutions négatives sur les populations d'amphibiens (Wells 2007). En Suisse, la présence de la Rainette arboricole est influencée négativement par les proportions importantes d'éléments urbains dans un rayon de 100 à 1 000 mètres (Pellet *et al.,* 2004).

5/ La stabilité paysagère

La détérioration et la destruction des habitats sont à l'origine de la fragmentation et du déclin de nombreuses populations d'amphibiens dans de nombreuses régions du monde, notamment en Europe (Temple et Cox 2009). Rarement prise en considération et évaluée, la stabilité du paysage permet l'accomplissement des cycles chez les amphibiens et garantit la viabilité des populations sur du long terme. Nos résultats montrent que la présence de la Salamandre tachetée est particulièrement influencée par la stabilité du linéaire de haie entre 1959 et 2002. Les abondances chez cette même espèce sont également influencées par ce paramètre mais de façon moins nette. Pour Boyer et Dohogne (2008) : *« Sa densité dans le bocage est probablement dépendante des secteurs anciens, à maillage resserré et les mieux conservés. […] La présence de cette espèce et l'abondance de ses populations pourraient alors servir d'indicateur de l'ancienneté d'un massif forestier ou d'une zone de bocage […] »*. Ces observations sont confortées par nos résultats. Il en est de même chez le complexe de grenouille verte (*Pelophylax sp.)* où leur présence est influencée négativement par les paysages ayant connu de fortes transformations dans la taille moyenne du parcellaire entre 1959 et 2002. Ces résultats sont particulièrement intéressants et peuvent expliquer avec d'autres facteurs, la rareté et les faibles patrons de densités de certaines espèces dans certains paysages. Il aurait été intéressant de disposer de données amphibiens en 1959 sur ces mêmes mares en ayant utilisé le même protocole d'échantillonnage pour conforter ces résultats. Nos résultats mettent en évidence les impacts à long terme d'opérations de remembrement et de dégradation du paysage sur certaines espèces d'amphibiens.

6/ La complémentarité des échelles d'analyse : implication pour la conservation

Echelles d'analyse :

Il aurait été plus pertinent de disposer de données relatives au paysage fin pour l'ensemble des buffers d'analyses (25 à 3 000 mètres). Cependant, les données de terrain sont longues à récolter et nécessites d'importants coûts. Par ailleurs, les échelles d'analyses utilisées sont complémentaires par l'information apportée. En l'absence de données de terrain, la base de données Corine Land Cover®, la BD Carto® et la BD Carthage® permettent de fournir des informations pouvant être utilisées pour étudier les peuplements d'amphibiens. Cependant, les données du paysage fin permettent d'affiner les résultats et de proposer des mesures concrètes en vue d'opérations d'aménagement à l'échelle de l'exploitation agricole. Les réponses sont globalement proches mais moins précises (matrice paysagère).

La complémentarité des échelles :

La complémentarité des analyses menées à l'échelle du biotope de reproduction et du paysage environnant est la clef d'une compréhension correcte de la distribution des amphibiens des paysages agraires, notamment en

zone de bocage (Semlitsch et Bodie 2003). Les actions de conservation des amphibiens sont souvent concentrées sur la protection ou la restauration des milieux aquatiques de reproduction (eg. Beebee 1996). Cette approche est nécessaire et importante comme nos résultats le montrent. Néanmoins, la présence de biotope de reproduction de qualité ne suffit pas pour assurer la survie des populations d'amphibiens si l'habitat terrestre manque. La conservation des espèces semi-aquatiques doit englober les paramètres paysagers nécessaires à l'accomplissement de cycle entier (Cushman 2006 ; Denoël et Ficetola 2007a). La compréhension des paramètres qui agissent à de multiples échelles spatiales est importante et permet de mieux appréhender les exigences écologiques des espèces semi-aquatiques (Ficetola *et al.,* 2004 ; Gagné et Fahrig 2007). Les actions de conservation durables pour ces espèces ne peuvent donc être faites sans intégrer le niveau paysage (Cushman 2006).

Les analyses conduites avec les disques concentriques mettent en évidence des effets distances qui pourront servir de base dans le cadre d'aménagement des territoires agricoles et pour orienter les agriculteurs désirant assurer le maintien d'éléments favorables aux populations d'amphibiens sur leur exploitation agricole (haie, prairie, mare, étang et bois). Les moyennes récoltées avec les données fines (échelle de la parcelle : paysage fin) sont à privilégier. Semlitsch et Bodie (2003) ont évalué dans leur revue de la littérature que l'habitat terrestre des amphibiens s'étend en moyenne dans un rayon de 159 et 290 mètres du site de reproduction. Nos résultats montrent des réponses très proches en compilant l'ensemble des variables agissant sur les espèces avec les données du paysage fin (tableau n°22).

Tableau n°22 : Réponses moyennes des amphibiens aux variables paysagères avec une analyse par disques concentriques[43].

	Nb. buffer « fin »	Moy. « fin »	Nb. buffer « matrice »	Moy. matrice
Urodèles	14	188 m.	11	806 m.
Anoures	15	303 m.	23	1609 m.
Anoures + Urodèles	29	**247 m.**	34	**1383 m.**

7/ Les espèces non observées

Le Crapaud calamite, la Grenouille rousse ainsi que le Pélodyte ponctué n'ont pas été observés durant cette étude, cependant ces espèces sont connues pour utiliser le milieu bocager dans cette zone géographique (Poitou-Charentes Nature 2002 ; Thirion *et al.,* 2002). L'absence d'observation de ces espèces peut s'expliquer par leur exigence particulière pour leur biotope de reproduction et leur rareté dans cette micro-région.

Avant 1997, le Crapaud calamite est connu dans 5 stations dans le département des Deux-Sèvres et semble très localisé sur l'ensemble de la région Poitou-Charentes. En Poitou-Charentes l'espèce affectionne particulièrement les zones dégagées tels que les sablières abandonnées, les landes ouvertes et se reproduit le plus souvent dans des habitats très temporaires, telles que des mares, des ornières, des fossés et des rivières temporaires (Dieuleveut 1998 ; Jourde 2002 ; Thirion *et al.,* 2002).

[43] Tableau réalisé à partir des données présenté dans les résultats et synthétisées dans le tableau n°21.

En France, la Grenouille rousse est rare ou absente dans le sud-ouest, le centre, le midi ainsi que dans les zones de cultures du bassin parisien alors qu'elle est largement présente en zone montagneuse (Guyétant 1989 ; ACEMAV coll. *et al.,* 2003). En Poitou-Charentes, l'espèce est présente dans l'ensemble des quatre départements de manière très localisée (Thirion *et al.,* 2002). En Gâtine, plusieurs stations sont connues. L'espèce est essentiellement inféodée aux paysages où dominent de petits boisements interconnectés par de nombreuses prairies. La Grenouille rousse y utilise principalement les dépressions prairials, les ruisselets plus ou moins ombragés, les chênaies fraîches et les flaques ou ornières des chemins forestiers pour se reproduire. Cependant en Charente, des mares ouvertes et fermées peuvent être ponctuellement utilisées par cette espèce (Grillet *et al.,* 2003). Des mares étudiées situées à moins de 500 mètres de stations connues n'ont pas été utilisé par cette espèce durant cette étude.

Bien qu'occupant l'ensemble de la façade atlantique du Poitou-Charentes, le Pélodyte ponctué présente sur le reste de cette région une distribution lacunaire. Présent sur l'ensemble du département des Deux-Sèvres, notamment en Gâtine, l'espèce semble rechercher plus particulièrement les zones inondables des vallées alluviales où il peut présenter de fortes concentrations. L'espèce utilise essentiellement des prairies alluviales pour sa reproduction dans ce département. En Vienne, elle utilise également des mares situées dans des prairies pâturées (Thirion *et al.,* 2002 ; Cavallin 2002).

Les points clefs

- 12 espèces sur 15 utilisent les mares bocagères pour se reproduire en Gâtine ;
- La richesse spécifique naïve moyenne par mare est de 5,15 espèces ;
- La diversité spécifique (H') moyenne en amphibien est de 1,7 espèces communes ;
- La complémentarité des techniques d'échantillonnage permet d'augmenter la probabilité de détection des espèces ;
- La richesse spécifique, la diversité, les présences et les abondances des différentes espèces d'amphibiens dans les mares bocagères sont influencées par plusieurs facteurs et à différentes échelles. Il n'y a donc pas de réponse unique du peuplement et des espèces aux paramètres liés au biotope de reproduction et/ou aux paysages de bocage ;
- Au niveau du biotope de reproduction, la végétation aquatique est le paramètre le plus important ;
- Au niveau du paysage, un important linéaire de haies, une importante part de prairies, de boisements et de fortes densités de point d'eau (mare et étang) doivent être présents ;
- La conservation des amphibiens du bocage ne peut se faire sans intégrer ces 2 niveaux : biotopes de reproduction et paysage environnant ;
- L'échelle de réponse moyenne de 247 mètres obtenues à partir des données fines permettra d'orienter les futurs aménagements et mesures de conservation pour ces espèces sur ce territoire.

CONCLUSION GENERALE ET PROSPECTIVES

CONCLUSION GENERALE ET PROSPECTIVES

Depuis cinq décennies, les transformations de l'agriculture européenne ont profondément marqué les espaces et les paysages ruraux. Les mutations rapides des paysages, le risque de leur banalisation, les atteintes à la qualité de l'environnement sont autant de problèmes qui soulèvent de nouvelles attentes de la société vis-à-vis de l'agriculture. Des attentes qui posent, avec de plus en plus de prégnance, la question de la recomposition des rôles sociaux et territoriaux des activités agricoles, animant ainsi les débats concernant le développement d'un modèle agricole " durable ", plus respectueux des paysages et de l'environnement : *« tant il est vrai que tout usage agraire est, avant tout, l'expression d'un état d'esprit. »* (Bloch 1999 cité par Watteaux 2005).

Depuis quelques années, on assiste à une prise de conscience des pouvoirs publics de l'importance de la structure bocagère, mais les mesures de protection tardent à être mise en œuvre. Si à l'échelle départementale, des actions de valorisation, de replantation de haies ont été prises, au niveau national et international, la législation est encore trop faible et difficile à faire respecter pour assurer un maintien de ces paysages à long terme. Les mesures liées au bocage, se concentrent également le plus souvent sur des opérations liées à la haie, alors que d'autres éléments tels que les prairies, les mares et les chemins creux concourent à l'identification du bocage en tant qu'écocomplexe.

I. Le rôle des paysages bocagers dans la conservation de la biodiversité et des amphibiens

1.1. L'importance du niveau paysage

« Les bocages peuvent jouer un rôle important dans le maintien et la gestion de la biodiversité à condition que cette gestion soit pensée et menée au niveau du paysage » (extrait de Baudry et Jouin 2003). Le paysage « bocager » est le niveau d'organisation de la biodiversité. Ce niveau de perception est à l'origine de variations des peuplements qui ne sont pas expliquées à des échelles plus fines et parce que c'est bien le paysage dans son ensemble, mosaïque des parcelles, réseau de haies, milieux aquatiques, qui forme un ensemble fonctionnel (Baudry et Jouin 2003).

Comme le soulignent Petit et Burel (1999), l'intégration du niveau paysage dans les études portant sur la biodiversité en milieu agricole se révèle nécessaire pour plusieurs raisons. Dans un premier temps, le niveau paysage est un paramètre essentiel dans la compréhension des mécanismes qui peuvent être à l'origine de la dynamique de certaines espèces. Ce niveau englobe également les rapports qu'entretient l'homme avec son environnement. La préservation de la biodiversité et plus particulièrement des amphibiens des paysages agraires

de bocage doit se faire à des échelles pertinentes de conservation en englobant les paramètres essentiels à l'accomplissement de leurs cycles vitaux. Pour les amphibiens, il est primordial **d'intégrer les biotopes de reproduction et surtout le paysage environnant dans une démarche d'étude et de conservation.** Ces éléments sont complémentaires et indissociables pour les amphibiens. Nos résultats vont dans ce sens.

1.2. Changement d'usage des terres et impacts sur les amphibiens

Les travaux de Le Roux *et al.* (2008) montrent que l'agriculture a des effets divers sur la biodiversité. Les effets négatifs à l'échelle de la parcelle se traduisent par une intensification et une simplification des pratiques qui modifient les conditions du milieu et se traduisent par des perturbations fréquentes et intenses (traitements pesticides, travail du sol, drainage, fertilisation…). Au niveau du paysage, les effets négatifs relèvent de l'homogénéisation de celui-ci, liée à une réduction des milieux semi-naturels que représentent les haies, mares, zones boisées, prairies permanentes et qui sont à l'interface des espaces agricoles. L'homogénéisation des pratiques est également négative en réduisant la diversification des cultures dans l'espace ainsi que la synchronisation des dates de récolte.

Nous avons pu mettre en évidence que plusieurs espèces d'amphibiens sont particulièrement touchées par ces transformations à différentes échelles spatiales et temporelles (stabilité paysagère pour *Salamandra salamandra* et le complexe du genre *Pelophylax sp.*).

Dans les paysages de bocage, la dominance de culture dans les systèmes d'exploitation n'est pas favorable aux populations d'amphibiens. Nous avons pu montrer l'absence de relation entre la distribution des mares et étangs avec les secteurs paysagers dominés par les cultures. En ce sens, ces systèmes de production ne favorisent pas l'accomplissement du cycle de vie chez les amphibiens n'ayant pas ou plus de biotope de reproduction. D'autre part, cette spécialisation pour les cultures, ne favorise pas le maintien des éléments qui structurent les paysages bocagers (haies, prairies et petits boisements). Nous pouvons également supposer que ces systèmes de production sont particulièrement néfastes aux espèces d'amphibiens peu mobiles, notamment aux Urodèles, entraînant ainsi à long terme une banalisation des cortèges voire la disparition de certaines espèces (Schoorl et Zuiderwijk 1981 ; Tourneur et Marchandeau 1996b).

Nous pouvons considérer que les paysages agricoles spécialisés exclusivement dans la céréaliculture intensive sont incompatibles avec le cycle de vie des amphibiens et leur conservation sur du long terme. La réduction du linéaire et l'évolution de la taille moyenne du parcellaire agricole traduisent les effets négatifs des remembrements sur plusieurs espèces d'amphibiens, la richesse et la diversité spécifique.

II Perspectives d'orientation de l'agriculture en faveur du maintien des paysages bocagers et des peuplements d'amphibiens

2.1 Quelle agriculture ?

Selon la Banque Mondiale, il faudra mettre en culture 3 milliards d'hectares de terre d'ici 2050 pour assurer l'alimentation de la population mondiale (en maintenant des rendements égaux à ceux d'aujourd'hui) (Wicherek 1999). Ces estimations montrent la fragilité des paysages bocagers face aux besoins futurs. Les exploitations agricoles orientées sur la production céréalière intensive ont peu d'intérêt à maintenir les éléments paysagers qui freinent la rentabilité de l'exploitation, à savoir : un petit parcellaire, les prairies, les haies, les bosquets, les mares…

Les relations entre l'agriculture et la biodiversité peuvent s'appréhender selon trois logiques. La première privilégie la protection des milieux à haute valeur écologique en y excluant en partie l'agriculture. Cette conception est difficilement applicable au système bocager et sous entend un antagonisme entre biodiversité et agriculture. La seconde, vise à conserver la biodiversité remarquable et ordinaire dans les espaces agricoles en maintenant des pratiques agricoles qui limitent les impacts sur la biodiversité tout en étant acceptable pour les agriculteurs. La troisième, s'oriente vers une meilleure intégration de la biodiversité dans les processus de production agricole. Il s'agit de limiter les impacts de l'agriculture sur la biodiversité mais aussi de mieux utiliser la biodiversité pour les activités productives. Cette troisième approche, associe une vision de protection à une vision « utilitaire » de la biodiversité (Le Roux *et al.,* 2008).

Bien que le cahier des charges de l'agriculture biologique ne fasse pas spécialement référence à la préservation de la biodiversité, on peut considérer qu'un mode de production qui exclu les pesticides et les fertilisants de synthèse soit un atout pour la biodiversité, en particulier pour les amphibiens qui y sont extrêmement sensibles. Les surfaces en Agriculture Biologique en France restent encore minoritaires puisqu'elles ne représentent que 2 % de la Surface Agricole Utilisée (SAU). Néanmoins, quel que soit le mode de production (Agriculture Biologique, conventionnelle…), il reste primordial de maintenir des systèmes d'exploitation qui valorisent encore les mares abreuvoirs, les petites parcelles avec un réseau de haies important, des petits boisements, de fortes proportions de prairie ainsi que des rotations longues.

2.2 Vers un maintien de la polyculture élevage

Les bocages sont traditionnellement des zones de polyculture élevage, associant des zones de prairie permanente et de cultures fourragères, céréalières ou sarclées. Ce type d'exploitation agricole valorise un système de production en rotation, avec des prairies temporaires, des cultures et des systèmes d'assolement « stable » que représentent les prairies permanentes. La présence de pâtures entretenues par le bétail peut jouer un rôle important dans le maintien de la diversité en espèces dans les espaces agricoles. Ces espaces permettent de maintenir une hydrologie optimale pour certaines espèces d'amphibiens (Marty 2005).

La polyculture élevage favorise également la présence de biotopes de reproduction par le maintien de points d'eau nécessaires à l'abreuvement du bétail. Les haies sont également maintenues pour assurer une clôture

naturelle entre les parcelles et éviter la divagation du bétail. Elles procurent également de l'ombre pour les animaux.

2.3 L'importance de la mosaïque et de l'hétérogénéité du paysage dans l'espace agricole

La complexité du paysage joue un rôle essentiel dans la préservation de la biodiversité des espaces agricoles, en atténuant, voire en compensant les effets négatifs des modes de productions intensifs. Historiquement, l'effet positif de l'agriculture sur la biodiversité en Europe a été lié à la diversification des paysages, notamment la création et le maintien d'espaces ouverts abritant une grande biodiversité (Le Roux *et al.,* 2008). L'hétérogénéité des paysages agricoles augmente la richesse spécifique de la majorité des groupes d'animaux et des plantes, et concourt à l'augmentation de l'abondance de la plupart d'entre eux (Le Roux *et al.,* 2008). Les transformations récentes des paysages dans les régions d'agriculture intensive, en favorisant les monocultures et les grandes parcelles souvent aux dépens des éléments semi-naturels, ont entraîné une baisse de la biodiversité. Les groupes taxonomiques ont des échelles de réponse variables à l'hétérogénéité du paysage, notamment en fonction de leur capacité de déplacement et de leur besoin en types de milieux différents. En règle générale l'hétérogénéité du paysage est un facteur important pour expliquer la richesse en espèces pour les groupes "mobiles", l'effet étant plus fort dans les parcelles cultivées que dans les prairies permanentes (Le Roux et al. 2008). Les espèces semi-aquatiques sont particulièrement touchées par l'organisation spatiale et l'hétérogénéité du paysage dans l'accomplissement de leur cycle vital. Nos résultats montrent que le peuplement d'amphibiens des paysages bocagers est globalement sensible à cette hétérogénéité. Les haies, les prairies et les boisements contribuent à l'hétérogénéité de l'espace agricole. Ces éléments sont indissociables et permettent d'assurer la viabilité du peuplement d'amphibiens de Gâtine.

La théorie des métapopulations prédit qu'une population soumise à un risque d'extinction par stochasticité démographique peut se maintenir à long terme à la condition que des individus migrants puissent contrebalancer les extinctions locales (*rescue effect*) (Hanski et Gilpin 1997). L'hétérogénéité du paysage et sont agencement permet de répondre à cette théorie en fournissant dans l'espace des couloirs perméable à la dispersion (exemple des prairies).

III Maintien et valorisation des éléments non productifs

Nous avons pu mettre en évidence au cours de cette étude l'importance de conserver les mares, les points d'eau, les espaces boisés ainsi que les haies pour certaines espèces d'amphibiens dans l'espace agricole. Ces éléments sont souvent délaissés par l'agriculteur en raison de leur coût d'entretien. Le maintien de ces éléments ne pourra se faire durablement sans une revalorisation et un accompagnement économique favorable pour l'agriculteur.

3.1 Vers une revalorisation des mares de Gâtine

Le maintien des populations d'amphibiens nécessite une gestion proactive incluant la conservation des milieux humides et de leur connexité et l'intégration de ces derniers dans l'aménagement du territoire. Nous avons pu observer que la mare est un élément prépondérant des paysages bocagers. Elle reflète le lien étroit qu'entretient l'homme avec l'élevage sur ce territoire. Au même titre que la haie, elle concourt à l'identification d'un territoire voué à la polyculture élevage. Cette étude montre que les mares restent encore largement distribuées dans les secteurs où les espaces prairiaux occupent une place importante. A contrario, les secteurs spécialisés dans la production de cultures céréalières intensives présentent de faibles densités en points d'eau et parfois leur absence.

Maintenir l'existant – À l'échelle de l'exploitation agricole, il est important de maintenir un réseau de mares suffisamment conséquent pour assurer le maintien des populations qui fonctionnent en métapopulation (Hanski et Gilpin 1997; Joly *et al*., 2001; Hitching et Beebee 1998). La conservation d'un réseau important de petits milieux humides, que représentent les mares, même en l'absence de corridors proprement dits, constitue de véritables « relais biologiques » qui diminuent la probabilité d'extinction locale des espèces et favorise la persistance par son effet direct sur la dispersion des juvéniles (Ouellet et Leheurteux 2007). Nos résultats ont montré l'importance de conserver un réseau de mares et de points d'eau pour plusieurs espèces d'amphibiens. Les densités de points d'eau requis varient en fonction des espèces. Sur la base des résultats obtenus pour le Triton crêté, nous pouvons proposer la conservation d'un réseau d'au moins 9 mares dans un rayon de 500 mètres. La conservation de ces milieux est d'autant plus complexe du fait des enjeux économiques marqués qui gravitent autour de ces espaces, notamment à l'échelle de la parcelle. Les mares peuvent être perçues comme une nuisance par les agriculteurs en compliquant les opérations agricoles et en diminuant l'espace cultivable (Beja et Alcazar 2003). Considérées par de nombreux agriculteurs comme « improductives », elles sont comblées ou non entretenues. L'absence d'outil réglementaire pour assurer la pérennité de ces éléments est un réel manque. Sur le plan législatif, l'arrêté ministériel du 19 novembre 2007[44] fixe la liste des amphibiens protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection. Cet arrêté stipule dans son article 2-II :
« Sont interdites sur les parties du territoire métropolitain où l'espèce est présente ainsi que dans l'aire de déplacement naturel des noyaux de populations existants, la destruction, l'altération ou la dégradation des sites de reproduction et des aires de repos des animaux. Ces interdictions s'appliquent aux éléments physiques ou biologiques réputés nécessaires à la reproduction ou au repos de l'espèce considérée, aussi longtemps qu'ils sont effectivement utilisés ou utilisables au cours des cycles successifs de reproduction ou de repos de cette espèce et pour autant que la destruction, l'altération ou la dégradation remette en cause le bon accomplissement de ces cycles biologiques ». En d'autres termes, la destruction des mares qui sont des habitats de reproduction d'amphibiens est interdite. Cependant, cet arrêté reste difficilement applicable. En l'absence d'autorisation

[44] Source : Arrêté du 19 novembre 2007 fixant les listes des amphibiens et des reptiles protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection (JORF n°0293 du 18 décembre 2007 page 20363)

d'accès à la mare du propriétaire (droit de propriété), il reste difficile d'obtenir des informations sur les espèces présentes.

Nos résultats montre qu'il est primordial, d'associer le paysage environnant proche à la mare. Pour Semlitsch (2003c), une bande de protection doit être mise en place autour des biotopes de reproduction afin d'assurer la viabilité du site pour les amphibiens. Cette bande doit être divisée en trois zones :

- La première comporte, une zone terrestre immédiatement adjacente à l'habitat aquatique et qui protége ce dernier (*aquatic buffer*) ;
- La seconde, inclut la première zone ainsi que l'habitat terrestre proprement dit qui est utilisé par une espèce (*core habitat*) ;
- La troisème, est une zone tampon protégeant l'habitat terrestre des impacts des activités humaines environnantes (*terrestrial buffer*).

Créer – La création de points d'eau permet de renforcer la connectivité entre le réseau de mares présent sur l'exploitation agricole. Les espèces répondent rapidement à ces créations, notamment les amphibiens. C'est particulièrement le cas d'espèces pionnières comme le Crapaud commun, le Pélodyte ponctué, le Crapaud calamite ou encore les grenouilles vertes et de celles qui ont des capacités de locomotion plus importantes (Baker et Halliday 1999) (annexe n°7). La construction de nouvelles mares permet d'augmenter très fortement la probabilité de survie des populations d'amphibiens, en créant des connexions entre les populations isolées. Ainsi, la création de mares est à l'origine de l'expansion de plusieurs populations d'amphibiens localement menacées en France (ACEMAV coll. *et al*., 2003). La création de mares de substitution à proximité d'anciennes mares est un excellent moyen de faciliter la régénération des milieux et permet de limiter les perturbations engendrés par des travaux de restauration (eg. Curage).

Entretenir – Les points d'eau lentique évoluent spontanément dans le sens d'un comblement progressif inéluctable et d'une disparition à long terme (boisement). Il est essentiel de les entretenir tous les 5 à 10 ans afin de limiter leur comblement naturel. En l'absence d'entretien, une mare se voit disparaître au bout de 50 ans (Monot 2003).

Gérer – Le bétail provoque fréquemment une déstabilisation des berges, dénaturant ces dernières de leur végétation et contribuant à rendre turbides les eaux de la mare. Plusieurs solutions permettent de conserver le rôle d'abreuvoir de la mare tout en limitant ces impacts. Ainsi, il est possible de mettre en place un système de pompe abreuvoir et de clôturer toute la mare. Cette opération est particulièrement intéressante pour les mares de petite superficie. En présence de mares de grande taille, la canalisation du bétail sur une partie est réalisée tout en protégeant le reste de la mare par une clôture. Sur la partie abreuvoir, la clôture est disposée à 1 à 2 mètres du bord de l'eau.

Nous avons pu montrer l'importance de maintenir un recouvrement en végétation aquatique supérieur à 95 % pour de nombreuses espèces d'amphibiens ainsi que pour la richesse et la diversité en espèce. La végétation de

type complexe (herbiers aquatiques) est à privilégier. Cependant, un équilibre doit être trouvé pour que la végétation aquatique ne nuise pas à la fonction d'abreuvoir de la mare en entravant l'accès à l'eau par le bétail.

Lorsque la vase s'est accumulée en grande quantité dans une mare, il convient de procéder à un curage. Autrefois, les curages étaient effectués quand les mares étaient à sec. Ces chantiers pouvaient mobiliser plusieurs dizaines de personnes en fonction de la taille de la mare. Les mares étaient alors curées manuellement à l'aide de pelles. Le piétinement des hommes et des chevaux recompactait par la même occasion la couche imperméable. Aujourd'hui, les curages manuels sont peu réalisés et s'appliquent essentiellement à des mares de petite superficie. Ils ont été remplacés par les pelles mécaniques. Les curages doivent avoir lieu à l'automne lorsque le nombre d'individus à l'eau est faible.

Le profilage des berges en pente douce permet d'augmenter l'accessibilité des mares pour les amphibiens et l'installation d'une végétation aquatique variée. Le produit du curage est laissé pendant un temps à proximité de la mare pour permettre notamment aux larves d'invertébrés de rejoindre l'eau.

Nos résultats mettent en évidence l'aspect négatif d'une importante végétation ligneuse autour de la mare. Celle-ci entrave l'accès au site pour les amphibiens, contribue au comblement de la mare par l'accumulation de matière morte et ne favorise pas le développement de la végétation aquatique en limitant la pénétration de la lumière. Il convient ainsi d'élaguer régulièrement la végétation ligneuse et d'abattre les arbres qui posent le plus de problème.

Proscrire l'empoissonnement – Exposé en introduction de ce mémoire, les poissons sont reconnus pour être un facteur de déclin majeur pour bon nombre d'espèces d'amphibiens (Wells 2007). L'introduction de poissons dans les points d'eau stagnants conduit à la disparition de nombreuses espèces et à une diminution de la biodiversité. La présence de poissons agit négativement sur la richesse en espèces (Ficetola *et al*., 2004). Les poissons introduits consomment directement les amphibiens, les œufs et les têtards (Gamradt et Kats 1996 ; Monello et Wright 2001). Ils sont également à l'origine de modifications dans l'équilibre des points d'eau en diminuant la diversité en invertébrés et en végétaux (Schabetsberger *et al*., 1995). Certaines espèces d'amphibiens cohabitent néanmoins avec des poissons. C'est particulièrement le cas des espèces présentant une fertilité élevée et celles qui ont des œufs et des têtards toxiques pour les poissons (ACEMAV coll. *et al.,* 2003). Il s'agit principalement du Crapaud commun et dans une moindre mesure du complexe des Grenouilles "vertes". L'Alyte accoucheur, ne déposant ses oeufs à l'eau qu'au moment de l'éclosion, les protège également d'une prédation, du moins jusqu'au stade têtard (Denoël 2004). Dans certaines régions françaises (eg. Dombes et Larzac), l'introduction de poissons dans les mares abreuvoirs est qualifié de catastrophique et ne cesse d'augmenter (Joly *et al.,* 2001 ; Denoël *et al.,* 2005). En Gâtine, les espèces de poissons les plus couramment observées dans les mares destinées à la pêche de loisir sont la carpe, la tanche, le gardon, le brochet et la perche soleil (observation personnelle). Les petites mares abreuvoirs de Gâtine semblent peu touchées par l'empoissonnement. Néanmoins les mares de grandes superficies et celles situées à proximité d'habitations présentent dans de nombreux cas des populations de poissons (observations personnelles). L'assèchement de la mare permet de limiter cet impact. Cependant, quand celui-ci est précoce il est également néfaste pour les

peuplements d'amphibiens. Les larves et têtards des espèces ayant une reproduction tardive n'ont pas le temps de se développer.

Au regard des impacts négatifs causés par les poissons, il est d'usage de proscrire toute introduction de poissons dans les mares en vu d'un maintien du peuplement d'amphibiens. En Gâtine, il est donc nécessaire de limiter l'empoissonnement, essentiellement aux étangs de loisir, et de surveiller et contrôler ce facteur dans les années à venir.

Interdire et surveiller les espèces exotiques – L'introduction d'espèces exotiques est un facteur de déclin avéré pour de nombreuses espèces d'amphibiens en Europe (Temple et Cox 2009). En introduction de ce mémoire nous avons souligné les impacts de différentes espèces exotiques sur les peuplements indigènes d'amphibiens. Le Xénope lisse est une menace qui pèse sur le peuplement d'amphibiens de Gâtine. Actuellement absent du pays de Gâtine, les mares les plus proches fréquentées par l'espèce se situent à moins de 10 kilomètres de cette micro-région (communication personnelle Pierre Grillet). La progression rapide de l'espèce et ses impacts avérés sur les populations d'amphibiens poseront de sérieux problèmes dans un avenir proche si l'extension de l'espèce n'est pas contrôlée. Un plan d'éradication est actuellement en cours de réalisation par le biais de nasses.

3.2 Vers une revalorisation des haies et des petits boisements

« Les haies, les talus installés, supprimés ou réimplantés par les agriculteurs ont façonné le paysage rural. Leur densité mais aussi leur diversité et leurs relations dans l'espace, entretenues par la diversité des pratiques agricoles, contribuent à la biodiversité » (Jacques Baudry 22/02/2005[45]). En effet, la haie est l'élément structurant le plus largement reconnu et qui forge le caractère paysager des bocages. Nous avons pu montrer la nécessité de conserver un linéaire de haies important et des boisements pour plusieurs espèces d'amphibiens dans les exploitations agricoles. Ces milieux sont utilisés par les amphibiens principalement comme habitat de substitution pendant l'hiver et l'été. Le maintien de ces habitats est également favorable à plusieurs autres groupes d'espèces, notamment pour l'avifaune et les reptiles. L'effet réseau fourni par les haies permet à certaines espèces de se déplacer dans le paysage.

3.3 Exemple d'une structure paysagère favorable …

Sur la base des résultats obtenus dans le chapitre IV, à la lecture de la figure n°108, on retrouve une structure paysagère favorable à la conservation des amphibiens de Gâtine. Dans cette représentation, le réseau de mares (points bleus) et d'étangs (points roses) est dense et interconnecté. La distance moyenne entre les points d'eau est inférieur à 300 mètres et s'adapte aux capacités de dispersion des espèces présentes en Gâtine (annexe n°7). Sur la base de nos résultats, la dominance de prairies permet d'assurer les échanges entre les noyaux populationnels par la dispersion d'individus. Un linéaire de haies et de nombreux boisement à proximité

[45] Source : *http://www.inra.fr/les_recherches/exemples_de_recherche/gestion_du_paysage_par_l_agriculteur_et_biodiversite*

immédiate des mares, servent d'habitats de substitution (estive et hivernage). Les mares de ce territoire sont composées d'un recouvrement en végétation aquatique important (>95 %). L'absence d'ombrage par les arbres est marquée par un entretien régulier de la part de l'agriculteur. Les mares sont insérées dans des prairies. L'association de ces paramètres va conditionner une richesse et une diversité spécifique importante en amphibien. Par exemple, la mare illustrée dans la figure n° 108 présente une richesse spécifique naïve de 8 et une diversité (H') de 2,4.

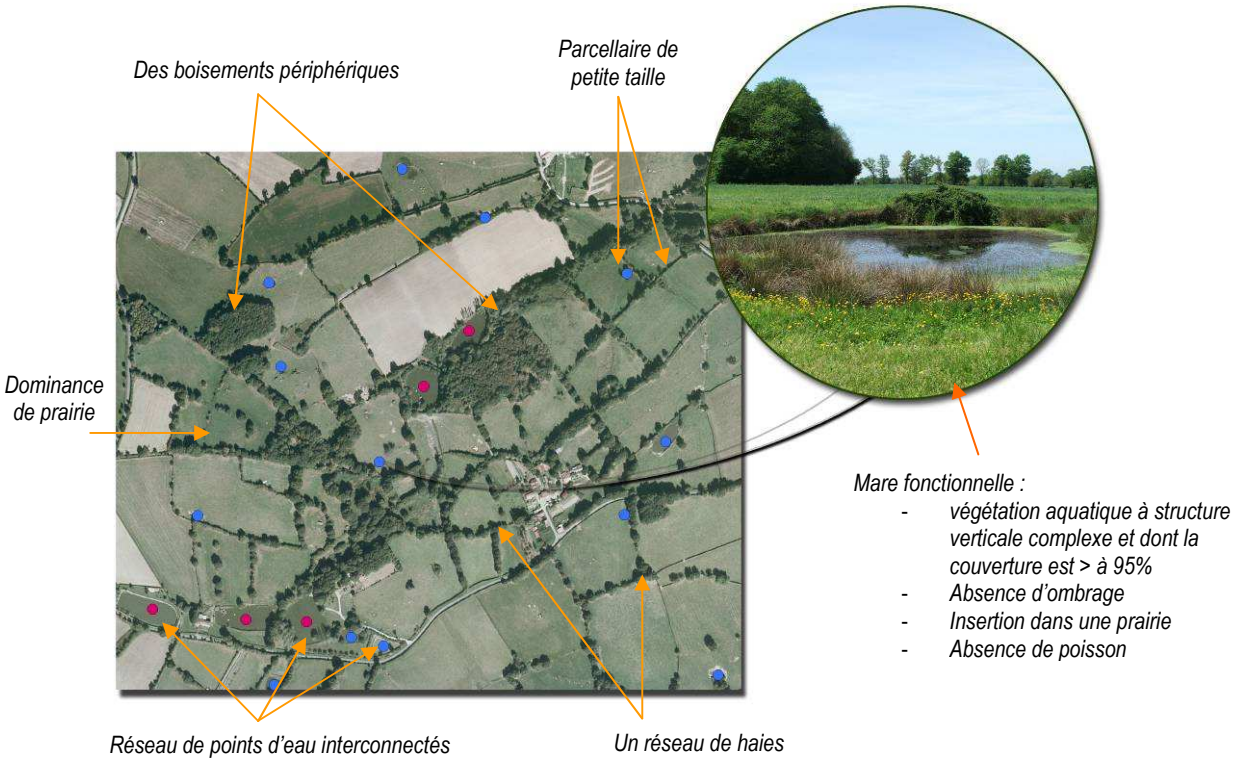


Figure n°108 : Représentation schématique d'une structure paysagère favorable à la conservation des amphibiens de Gâtine. Commune de Secondigny, Deux-Sèvres. Les points rouges indiquent les étangs et les points bleus, les mares.

IV. Construire des éléments d'évaluation et de suivis temporels

4.1 Apport de la modélisation de la distribution potentielle

L'approche paysagère est sans nul doute la plus pertinente en vue d'une gestion conservatoire à long terme des populations d'amphibiens d'un territoire. Fournir une méthode d'évaluation des enjeux « amphibiens » à l'échelle du pays de Gâtine en vue d'orienter les mesures de conservation future est séduisante. Pour cela il est possible de construire des cartes de distribution potentielle des espèces sur la base des données de présence/absence récoltées sur les biotopes de reproduction des amphibiens. Pour obtenir ces cartes, les techniques les plus couramment utilisées s'appuient sur des données d'observation des espèces et sur des variables éco-géographiques (occupation du sol, température, altitude…) de la région considérée (Anderson *et al.,* 2003 ; Phillips *et al.,* 2006). La puissance des Systèmes d'Information Géographiques couplée à des logiciels de traitement statistiques permettent de traiter ces données et d'identifier les zones présentant les caractéristiques

requises pour accueillir l'espèce en question et celles qui lui sont défavorables (Engler *et al.,* 2004). En outre, il est possible de déterminer les zones les moins favorables à l'espèce et de proposer des mesures de gestion permettant de les améliorer (Helfer et Métral 2000). Les *hot spot* « amphibiens » peuvent ensuite être confrontés avec les mesures de conservation mis en place sur le territoire afin de mettre en évidence les lacunes de conservation, d'orienter les futurs révisions et créations d'espaces protégés ou d'intervenir auprès de porteurs de projet qui pourraient porter préjudice à la viabilité de ces espaces (eg. mise en place d'autoroutes, infrastructures, opérations de remembrement…). Il serait également possible de réaliser des modélisations prédictives des enjeux « amphibiens » en incluant des paramètres théoriques d'évolution du territoire (eg. perte du linéaire de haies, comblement des mares, mise en culture de prairies….). Néanmoins, nos résultats montrent l'importance d'intégrer des variables liées à la structure du biotope de reproduction dans des travaux portant sur la distribution des espèces en fonction du paysage. Cependant ces variables restent difficilement applicables dans des travaux de modélisation de distribution potentielle d'espèces à grande échelle, l'information sur de vastes territoires étant le plus souvent non disponible. D'autre part, les variables paysagères peuvent être plus importantes pour développer des modèles de distribution à grande échelle (Resetarits 2005).

Une première analyse des enjeux « amphibiens » sur la base d'un indice de patrimonialité a été réalisée en utilisant les données de présences/absences pour les 10 espèces étudiées sur les 79 mares de Gâtine (figure n°108). Le manque de données pour certaines espèces ainsi que le référentiel utilisé pour cette analyse ne nous permettent pas d'obtenir de résultats suffisamment précis pour y consacrer un chapitre. Cependant, la méthodologie mise en place est fonctionnelle et pourra être reproduite lorsque les données seront suffisamment importantes afin d'obtenir de meilleurs résultats (annexe n°11).

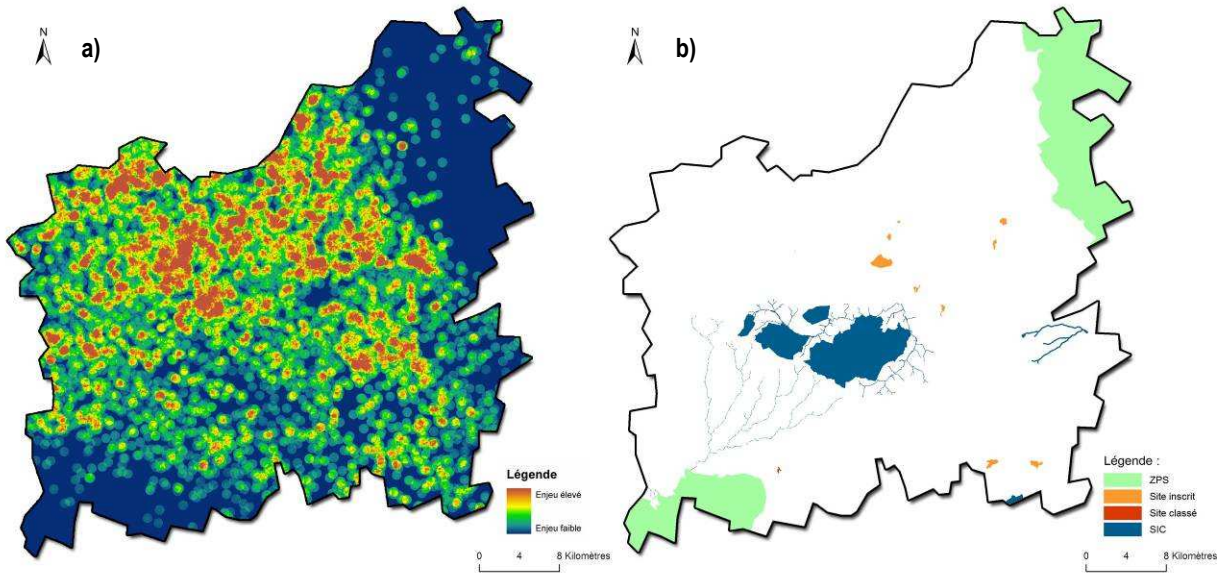


Figure n°109: **a)** Modélisation des enjeux « amphibiens » par Modèle Adiditif Généralisé (GAM) dans le pays de Gâtine sur la base d'un indice de patrimonialité obtenue par confrontation de la distribution potentielle de 10 espèces d'amphibiens (annexe n°11). **b)** Mesures de protection mise en place dans le pays de Gâtine. Modélisation réalisée avec le logiciel R.2.7.2.

La multiplication des atlas internationaux (Gasc *et al.,*1997), nationaux (Castanet et Guyetant 1989) et régionaux (Geniez et Cheylan 1987 ; Poitou-Charentes Nature 2002 ; Jacob *et al.,* 2007 ; Renner et Vitzthum 2007 ; Boyer et Dohogne 2008 ; Pottier et coll., 2008) constitue de véritables outils de connaissance sur la distribution et le statut des espèces d'amphibiens. La compilation de l'ensemble de ces données permettrait de réaliser des cartes de distributions potentielles à différentes échelles afin d'obtenir une cartographie des enjeux *hot spot* « amphibiens » en France. Cette approche par modélisation permettrait d'orienter et de proposer des mesures adaptées à des échelles pertinentes de conservation. En ce sens, elle constituerait un excellent outil d'aide à la décision en estimant les conséquences écologiques de scénarios relatifs à l'aménagement du paysage et ces éventuels impacts.

4.2 Suivre l'évolution des populations d'amphibiens et de la distribution des points d'eau en Gâtine.

Cette étude a permis de récolter plus de 1 250 données sur les différentes espèces d'amphibiens fréquentant les mares de Gâtine. Ces données pourront être valorisées dans le cadre d'une réactualisation de l'atlas régional des amphibiens et reptiles du Poitou-Charentes. Etendues à d'autres mares du pays de Gâtine, en suivant le même protocole, il sera possible d'obtenir une cartographie des enjeux amphibiens dans cette micro-région par modélisation. Cependant, il reste primordial d'intégrer ces données dans des programmes de suivi temporel afin de mieux comprendre les paramètres qui influencent ces espèces. Ces données pourront ensuite être comparées avec les résultats de cette étude.

Le développement du programme MARE (Milieux où les Amphibiens se Reproduisent Effectivement) par le Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN) a pour objectif de suivre la dynamique des espèces d'amphibiens à travers l'évolution temporelle du nombre de colonies reproductrices sur un territoire donné. Les données de présence/absence des individus reproducteurs, récoltées sur plusieurs années, permettront d'obtenir une vision globale des variations d'occupation des lieux de ponte au niveau national (Morère 2006). Les mares suivies durant cette étude pourront être intégrées dans ce programme.

L'inventaire des objets mare et étang exposé dans le chapitre II de ce mémoire fait actuellement figure d'état des lieux de la ressource en biotopes de reproduction potentiels pour les amphibiens à l'échelle du pays de Gâtine. Au même titre que le suivi des populations d'amphibiens, il est également primordial de suivre l'évolution spatio-temporelle de ces biotopes. La BD Ortho® IGN étant mise à jour tous les cinq ans, il serra aisé de suivre l'évolution des points d'eau sur ce territoire en confrontant les éléments visibles (mares et étangs) d'une session de mise à jour du référentiel à une autre. Ce suivi permettra de mettre en évidence les tendances d'évolution des petits points d'eau sur ce territoire, d'orienter de futurs projets de création de mares (mise en connexion) et d'alerter en conséquence les politiques.

V. De nouvelles questions et perspectives de recherches…

Nos résultats montrent les effets négatifs à différentes échelles des parts importantes de cultures sur plusieurs espèces d'amphibiens. Il serait intéressant d'affiner cette thématique en obtenant des informations sur les types de cultures totalement infranchissables et en fonction du calendrier de semis et de récolte. Nous pouvons notamment nous poser les questions suivantes : Est-ce que toutes les surfaces cultivées présentent le même degré de vulnérabilité pour les espèces ? Est-ce qu'un type de culture est infranchissable toute l'année ? Est-ce l'absence de couverture du sol qui fait q'une culture est infranchissable ? Les différents types de cultures posent ils plus de problèmes durant la période de reproduction, les phases de dispersion des jeunes…?
Peu d'études ont porté sur l'utilisation des haies par les amphibiens dans l'espace agricole (Davies et Pullin 2007). Il serait intéressant d'étudier le rôle des structures linéaires que représentent les haies dans la viabilité des populations d'amphibiens. Les haies peuvent-elles constituer des barrières à la migration lorsqu'elles sont trop larges et/ou en trop forte densité sur un territoire ? A quelle période de l'année sont elles plus utilisées ? Quelles structures doivent elles présenter pour être utilisées par les amphibiens pour l'hivernation et l'estivation (présence de terriers de rongeurs, haies sur talus…) ? Autant de questions, qui rehaussent les perspectives de recherches sur les peuplements d'amphibiens des paysages agricoles et notamment dans les bocages.

VI. Ils ont les clefs en main : témoignages d'agriculteurs

Plusieurs agriculteurs ont accepté d'exprimer leur point de vue sur l'agriculture, le bocage et la biodiversité qui en découle, au travers de trois questions :
- Quelle place accordez vous à la qualité des éléments qui forgent l'identité paysagère des bocages (haies, prairies, mares…) et de la biodiversité associée dans votre exploitation agricole ?
- Comment voyez vous l'avenir de l'agriculture dans les paysages bocagers ?
- Quelles orientations doit prendre l'agriculture pour concilier activité économique et maintien de la biodiversité dans les paysages de bocage ?

▪ ***Louis Marie Pasquier (55 ans, Polyculture élevage bovin viande –gibier, La Petite Boissière) :***

1/ Pour moi, les éléments qui façonnent le bocage dans lequel se trouve mon exploitation sont essentiels et cela à plusieurs titres. Tout d'abord d'un point de vue économique, je ne peux pas concevoir l'élevage de bovin de mon exploitation sans les prairies et les haies qui les bordent. On sait très bien que l'aliment le plus équilibré et le moins coûteux est l'herbe directement pâturée par les animaux. En ce qui concerne les haies, leurs rôles d'abri, de coupe vent pour les animaux sont primordiaux. Pour les cultures, en plus de la protection du vent (moins d'assèchement, moins de verse), les haies sont un réservoir indispensable aux auxiliaires des cultures. Les mares sont intéressantes pour l'abreuvement des animaux. D'un point de vue paysager, ces éléments font partie

du patrimoine « bocage » avec toute la biodiversité qui en découle. Je suis très attaché à cette notion de terroir et de sa biodiversité. Aussi je consacre beaucoup de temps à leur entretien avec les précautions nécessaires pour préserver, voire améliorer leurs différents intérêts.

2/ L'avenir de l'agriculture par rapport aux paysages bocagers est surtout lié à l'économie même de l'agriculture. Si le soutien économique aux productions d'élevage aujourd'hui les plus en difficulté n'est pas suffisant, alors les exploitations polyculture-élevage disparaîtront au profit d'exploitations plus grandes avec une orientation plus céréalière. Ceci provoque presque toujours un réaménagement du foncier avec arrachage de haies, bouchage des mares, drainage et forcément beaucoup moins de prairies.

3/ L'orientation que doit prendre l'agriculture et surtout les agriculteurs, ne dépend pas que d'eux. Le rôle des différentes politiques agricoles (PAC) est prépondérant dans cette orientation. D'un point de vue économique, leurs effets n'ont pas été tellement favorables à l'élevage et à leurs milieux. Sans doute qu'aujourd'hui, la conditionnalité évite quelques effets pervers de l'agriculture actuelle, mais qui ne bloque en rien le processus d'orientation de productions plus céréalières, un peu contraire au maintien en l'état de nos bocages. Je pense que la mise en place des CTE (année 2000) était une très bonne chose même s'il aurait fallu les simplifier. Ce contrat était une vrai reconnaissance et valorisation du travail que doit fournir l'agriculteur pour que ce paysage bocager et sa biodiversité existe et persiste.

▪ ***Hélène et Jean Claude Braconnier (48 et 55 ans, élevage ovin et caprin, Soudan) :***

1/ Nous avons toujours apprécié les paysages bocagers et c'est ce qui nous a fait choisir une ferme comme Chausseray. Suivre l'évolution de la nature environnante au fil des mois et des saisons est une perpétuelle source d'émerveillement et d'enrichissement. Depuis que nos enfants approfondissent leurs connaissances naturalistes en les partageant avec nous, nous sommes encore plus attachés à tout ce qui nous entoure. Haies, mares, prairies et bosquets offrent une telle biodiversité, une telle richesse que nous redoublons nos efforts pour ne pas perturber ce bel équilibre par nos pratiques culturales. Maintenir ce paysage bocager est pour nous plus que jamais une priorité.

2/ Les paysans de la Gâtine ont pour l'instant maintenu un maillage important de haies, de mares et de bosquets car il était évidant que ces éléments étaient bénéfiques aux animaux qui broutent dans les prairies. Cela les protégeait par exemple du soleil et du vent même si l'entretien des haies demande un matériel coûteux en temps et en achat. Mais, l'élevage devient très ingrat. Les contraintes du travail, des prophylaxies, des mises aux normes sont de plus en plus pesantes tandis que le revenu est de plus en plus aléatoire. La tentation de faire des céréales est de plus en plus importante rendant la présence des éléments bocagers gênant. La surface des exploitations augmente et bien souvent les haies sont sacrifiées sur l'hôtel de la rentabilité, de l'efficacité et de la productivité. Pourtant dans la plaine de Pamproux toute proche, un programme très coûteux de replantation de haie est en train de se mettre en place ce qui n'empêche pas la Gâtine voisine de continuer à arracher ses haies.

Comme la mort des derniers soldats juste avant l'armistice est encore politique ; la destruction des éléments du bocage de Gâtine est dramatique car nous en connaissons les avantages et nous pourrions espérer leur maintien. Qui peut dire quand les hommes retrouveront la raison ? Pour l'instant, ils sont emballés dans un système qui les broie subissant le même sort que les haies.

3/ Pour maintenir la biodiversité des paysages, il faut maintenir les petites et moyennes exploitations et surtout les élevages qui pratiquent le pâturage. Les aides financières sur les surfaces céréalières sont importantes, elles devraient être mieux redistribuées sur les surfaces en herbes. Certaines mesures ont été prises en ce sens, mais, seront-elles appliquées ? Les cours des ventes sur les produits animaux est en baisse dans presque toutes catégories ce qui n'incite pas à l'optimisme. Favoriser l'extensification n'est pas encore d'actualité. Le plus efficace serait de faire émerger des produits de qualité avec une bonne plus value. Associer toute une biodiversité à un produit en valorisant les pratiques agricoles respectueuses du milieu. Mettre en valeur les espèces « emblématiques » protégées par des pratiques culturales adaptées et s'en servir pour la promotion des produits agricoles en les liant au terroir. Le paysan a tout à gagner car il retrouverait une reconnaissance de son travail. Mais ce n'est peut être qu'un mirage, n'est il pas déjà trop tard ?

A notre connaissance actuelle, il n'existe pas d'étude comparative dans d'autres régions bocagères françaises intégrant les différents niveaux d'analyse abordés pour les amphibiens. Compilée aux autres études menées sur d'autres groupes fauniques, floristiques, cette étude permettra d'orienter et de conseiller les propriétaires en vue d'un maintien de la biodiversité de ces paysages. Le réel challenge est cependant de pouvoir concilier biodiversité et maintien d'une activité économique rentable et durable. Cette dernière étant la réelle clef de la réussite.

Bien qu'en premier lieu, l'agriculture et quelques autres activités humaines aient favorisé les populations d'amphibiens en créant une grande variété de paysages (dont les bocages) et de points d'eau, une conséquence directe de l'augmentation de la spécialisation en cultures intensives des systèmes d'exploitation agricole dans les paysages bocagers résulte aujourd'hui en une dégradation et une réduction des milieux aquatiques et de la biodiversité associée, en l'occurrence des amphibiens…A plus grande échelle, nous assistons également à une perte d'identité territoriale. En effet, cette identité construite autour de ces paysages, ayant donné des appellations à des collectivités locales (pays de Gâtine, pays du Bocage Bressuirais), des noms de rues, a sur certaines communes de ce territoire de moins en moins de sens. Le paysage ressemble de plus en plus à un système d'openfield qu'à du bocage !

L'agriculteur et l'agriculture sont les garants de la conservation des paysages bocagers et de la biodiversité associée…Ils ont les clefs en main, aidons les à ouvrir les bonnes portes…

L'individualisme caractérise et même induit les bocages (Watteaux 2005)...

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

— A —

ACEMAV coll., Duguet R., et Melki F., (eds) 2003 – Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France).

Agger P. et Brandt J., 1988 – Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, **1**. Pages 227 – 240.

Agreste, 2007 – Recensement Général de l'Agriculture 1989 à 2006. Accessible sur www.agreste.gouv.fr

Albinet S., 2001 – Amphibiens et paysage : méthodologie d'étude de la répartition spatiale des populations d'amphibiens dans le paysage. Diplôme d'Etudes Approfondis Environnement et Paysage. Université Toulouse-Le-Mirail, Département de Géographie et Aménagement, GEODE UMR-5602-CNRS. 132 pages.

Alford R.A. et Richards S.J., 1999 – Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**. Pages 133 – 165.

Adamczyk A., 2007 - Etude de la répartition des communautés d'amphibiens au sein de leurs habitats de reproduction sur la Réserve Naturelle du Marais d'Yves. Master 1ère année Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques. Université de Pau et des Pays de l'Adour. 42 pages.

Anderson R.P., Lew D. et Townsend P., 2003 – Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, **162**. Pages 211 – 232.

Angelibert S., 2004 – Etude des mares du Parc Naturel Régional des Causses du Quercy : fonctionnement, biodiversité et connectivité inter-mares. Propositions pour l'entretien et la sauvegarde. Thèse en Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, Université de Toulouse III – Paul Sabatier UFR Sciences de la Vie. 127 pages + annexes.

Anonyme, 2004 – Global Amphibian Assessment. Conservation International, International Union for Conservation of Nature, NatureServe. 4 pages.

Anonyme., 2005 – Inventaire et préservation du patrimoine des mares de l'Astarac. Nature Midi-Pyrénées / Association Départementale pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles du Gers. 95 pages + annexes.

Antoine A., Marguerie D., Marchand J.P., Baudry J. et Burel F., 2007 – Trente ans après…Pages 9 à 21. In Antoine A. et Marguerie D. – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Renne 2, 29, 30 septembre et 1er octobre 2004. Espace et Territoires. Presses Universitaires de Rennes.

Arnold G.W., 1983 – The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology,* **20**. Pages 731 – 751.

Arntzen J.W. et Wallis G., 1991 – Restricted gene flow in a moving hybrid zone of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) in western France. *Evolution*, **45**. Pages 805 – 826.

Ashley E.P. et Robinson J.T., 1996 – Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, **110**. Pages 403 – 412.

Aubineau J. et Boutin J.M., 1998 – L'impact des modalités de gestion du maillage bocager sur les colombidés (Columbidae) nicheurs dans l'ouest de la France. *Gibier faune sauvage,* **15**. Pages 55 – 63.

Aubineau J., 2002a – Importance patrimoniale et exigences biologiques du pigeon ramier et du lapin de garenne en bocage armoricain. Pages 59 à 64. In Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage., 2002 – Journée d'études Européennes sur les bocages. Ruralité, faune sauvage et développement durable. Le bocage, enjeux de territoire pour demain. Actes du colloque Cerizay (79), 16 et 17 octobre 2002. ONCFS, Pays du Bocage Bressuirais, Bocage Pays Branché et Ville de Cerizay. 124 pages.

Aubineau J., 2002b – Origine et histoire de nos bocages. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Non publié. 2 pages.

Aubineau M., 2008 – Valorisation des mares en Pays Mauléonais. Rapport de Master 1 en Ecologie et Biologie des Populations, Université de Poitiers. 61 pages.

Aviron S., Burel F., Baudry J. et Schermann N., 2005 – Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **108**. Pages 205 – 217.

— B —

Baillie J.M., Hilton-Taylor C. et Stuart S.N., (eds) 2004 – IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Baillot S., 1976 - Emergences de Diptères dans le site bocager de Réguiny. Pages 353 à 358. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Baillot S., Brunel E. et Trehen P., 1976 - Diptères produits et capturés dans une parcelle bocagère. Pages 359 à 366. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Baker J.M.R. et Halliday T.R., 1999 – Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, **9**. Pages 55 – 63.

Barbault R., (ed.) 1992 – Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution. Masson, Paris.

Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., 2004 – Biodiversité et crise de croissance des sociétés humaines : l'horizon 2010. Pages 8 – 23. In Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds) – Biodiversité et changements globaux, enjeux de société et défis pour la recherche. Adf, Ministère des Affaires étrangères.

Barinaga M., 1990 – Where have all the froggies gone ? *Science*, **247**. Pages 1033 – 1034.

Barnaud G., Le Bloch F. et Lombardi A., 1996 – Entre terre et eau, agir pour les zones humides. Dossier d'information. Ministère de l'Environnement, Muséum National d'Histoire Naturelle et la Société Nationale de Protection de la Nature. 72 pages.

Baudry J. et Jouin A., (eds) 2003 – De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. INRA éditions, Paris.

Baudry J. et Périchon S., 2007 – Les haies et les bocages dans le monde : éléments de comparaison. Pages 23 – 32. In Antoine A. et Marguerie D. – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Renne 2, 29, 30 septembre et 1er octobre 2004. Espace et Territoires. Presses Universitaires de Rennes.

Baudry J., Bunce R.G. H. et Burel F., 2000 – Hedgerows : An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, **60**. Pages 7 – 22.

Bazin P. et Schmutz T., 1994 – La mise en place de nos bocages en Europe et leur déclin. *Revue forestière française*, **46**. Pages 115 – 118.

Beebee T.J.C., 1995 – Amphibian breeding and climate. *Nature*, **374**. Pages 219 – 220.

Beebee T.J.C., (ed) 1996 – Ecology and Conservation of Amphibians. London, Chapman & Hall.

Beebee T.J.C. et Griffiths R.A., 2005 – The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology ? *Biological Conservation*, **125**. Pages 271 – 285.

Beignet A. et Dommanget J.L., 1997 – Un habitat privilégié pour les libellules. Pages 28 – 29. In Gallois M. et Lombardi A. – Spécal MARES. *Le Courrier de la Nature,* **161**. Edité par la Société nationale de protection de la nature.

Beja P. et Alcazar R., 2003 – Conservation of Mediterranean tempory ponds under agricultural intensification : an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, **114**. Pages 317 – 326.

Belden L.K. et Blaustein A.R., 2002 – Exposure of red-legged frog embryos to ambient UV-B radiation in the field negatively affects larval growth and development. *Oecologia*, **130**. Pages 551 – 554.

Berger A., 2006 – Les impacts du réseau routier sur l'environnement. Le 4 pages. *Institut Français de l'Environnement*, **114**. 4 pages.

Berger L., 1966 – Biometrical studies on the population of green frogs from the environs of Pozna'n. *Annals Zoologici, Polska Akademia Nauk*, **23**. Pages 303 – 324.

Biber O. et Biber J.P., 1980 – L'avifaune des haies sur le plateau de la Diesse (Jura). *Nos Oiseaux*, **35**. Pages 269 – 284.

Bigot J.F. 2006 – Enquête structure 2005 sur les exploitations agricoles. Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt. *Agreste Poitou-Charentes*, **15**. 2 pages.

Billy B., 2008 – Ces plantations qui cachent la forêt des… arrachages. Page 8. In Anonyme (ed) – Chasseur en Poitou-Charentes. N°65. Edition Sarl Chasser en Poitou-Charentes.

Blab J., (ed) 1986 – Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien (Biology, ecology and protection of amphibians). Schriftenreihe für Landschaftsplege und Naturschutz. Heft 18. Kilda Verlag, Bonn.

Blandin P. et Lamotte M., 1988 – Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages: la notion d' écocomplexe. *Bulletin d'écologie*, **19**. Pages 547 – 555.

Blaustein A.R. et Wake D.B., 1990 – Declining amphibian populations: a global phenomenon ? *Trends in Ecology and Evolution*, **5**. Pages 203 – 204.

Blaustein A.R. et Kiesecker J.M., 2002 – Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, **5**. Pages 597 – 608.

Blaustein A.R., Wake D.B. et Sousa W.P., 1994 – Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, **8**. Pages 60 – 71.

Blaustein A.R., Romansic J.M., Kiesecker J.M. et Hatch A.C., 2003 – Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, **9**. Pages 123 – 140.

Bloch M., (ed) 1999 – Les caractères originaux de l'histoire rurale française. Armand Collin, Paris, France.

Boatman N.D., Blake K.A., Aebischer N.J. et Sotherton N.W., 1994 – Factors affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its values as wildlife habitat. Pages 33 – 46. In Watt T.A. et Buckley G.P., (eds) – Hedgerow management and nature conservation. Ashford, Kent, Wye College Press.

Bonesi L. et Palazon S., 2007 – The American mink in Europe : Status, impacts and control. *Biological Conservation*, **134**. Pages 470 – 483.

Bonin J., Desgranges J.L., Rodrigue J. et Ouellet M., 1997 – Anuran species richness in agricultural landscapes of Québec : foreseeing long-term results of road call surveys. Pages 141 – 148. In Green D.M., (ed) – Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem. Herpetological Conservation, Vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri.

Bonnet X., Naulleau G. et Shine R., 1999 – The dangers of leaving home: dispersal and mortality snakes. *Biological Conservation*, **89**. Pages 39 – 50.

Bonnin M., 2008 – Les corridors écologiques, vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ? Collection Droit du patrimoine culturel et naturel. L'Harmattan. 270 pages.

Boone G.C. et Tinklin R., 1988 – Importance of hedgerow structure in determining the occurrence and density of small mammals. *Aspects of Applied Biology*, **16**. Pages 73 – 78.

Boone M.D. et Semlitsch R.D., 2001 – Interactions of an insecticides with larval density and predation

in experimental amphibian communities. *Conservation Biology*, **15**. Pages 228 – 238.

Bordin P., 2002 – SIG, concepts, outils et données. Paris, Hermès Science Publications. 259 pages.

Bosch J., Martínez-Solano I. et García-Prís 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. *Biological Conservation*, **97**. Pages 331 – 337.

Bouthillier L. et Léveillé M., 2004 – Procédure pour la protection et le suivi des habitats de la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*) dont la disparition est appréhendée. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie. 30 pages + 4 annexes.

Bowne D.R. et Bowers M.A., 2004 – Interpatch movements in spatially structured populations: a litterature review. *Landscape Ecology*, **19**. Pages 1 – 20.

Boyer P. et Dohogne R., (eds) 2008 – Atlas de répartition des reptiles et amphibiens de l'Indre. Indre Nature.

Brunet P., 1976 – Physionomie et signification des haies. I-Géographie. Pages 37 – 42. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Brunet P., 1992 – L'atlas des paysages ruraux de France. De Monza, Paris.

Buffault P., (ed) 1942 – Histoire des dunes de la Gascogne. Editions Delmas, Bordeaux.

Burel F. et Baudry J., (eds) 1999 – Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. Editions Tec & Doc, Paris.

Burel F. et Baudry J., 1995 – Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning*, **33**. Pages 327 – 340.

Burel F., 1989 – Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in Western France. *Landscape Ecology*, **2**. Pages 215 – 226.

Burel F., 1991 – Ecological consequences of land abandonment on carabid beetles distribution in two contrasyed grassland areas. *Options Méditerranéennes - Série Séminaires*, **15**. Pages 111 – 119.

Burel F., 1992a – Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, **6**. Pages 161 – 174.

Burel F., 1992b – Effect of landscape structure and dynamics on carabids biodiversity in Brittany, France. *Landscape Ecology*, **6.** Pages 161 – 194.

Burel F., Butet A., Delettre Y.R. et Millàn de la Peña N., 2004 – Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning*, **67**. Pages 195 – 204.

Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Cœur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G., Petit S., Thenail C., Brunel E. et Lefeuvre J.C., 1998 – Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, **19**. Pages 47 – 60.

Burgio G. et Sommaggio D., 2007 – Syrphids as landscape bioindicators in Italian agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **120**. Pages 416 – 422.

Burnham K.P. et Anderson D.R., 1998 – Model Selection and Inference: A Practical Information Theoretic Approach. Second edition. New York: Springer Verlag.

Butet A., Burel F., Michel N. et Delettre Y., 2007 - Bocages et biodiversité. Evolution des assemblages d'espèces sous l'effet de l'intensification de l'agriculture. Pages 231 – 238. In Antoine A. et Marguerie D. (eds) – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Rennes 2, 29, 30 Septembre et 1er octobre 2004. Collection « Espace et territoires ». Presse Universitaires de Rennes.

— C —

Cameron R.A.D., Down K. et Pannett D.J., 1980 – Historical and environmental influences on hedgerow snail faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, **13**. Pages 75 – 87.

Camuzard J.P., 1979 – Lecture de paysage en Gâtine. INRAP, Dijon. Pages 25 – 32.

Capitaine M., Dewitte T., Decocq O. et Melbeck D., 1999 – Gérer une mare. Ce qu'il faut savoir pour entretenir et gérer une mare. Dossier de la Gazette des Terriers, le Journal des clubs CPN. Fédération des Clubs CPN. 74 pages.

Carey C. et Alexander M.A., 2003 – Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, **9**. Pages 111 – 121.

Carlson A. et Edenhamn P., 2000 – Extinction dynamics and the regional persistence of a tree frog metapopulation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **267**. Pages 1311 – 1313.

Carrier J.A. et Beebee T.J.C., 2003 – Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. *Biological Conservation*,**111**. Pages 395 – 399.

Carrière M., 1999 – Contribution à l'étude des Grenouilles vertes de Poitou-Charentes et Vendée. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **92**. Pages 29 – 44.

Castanet J. et Guyetant R., (eds) 1989 – Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France. Société Herpétologique de France, Paris.

Caubel V., 2001 – Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes. 155 pages.

Caublot G., 2007 – Mise en place du programme MARE en Alsace : Modélisation de la probabilité de detection et de l'occurrence de 6 espèces d'Amphibiens. Cas de *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Hyla arborea*, *Rana kl. esculenta* et *Lissotriton vulgaris*. Rapport de stage de Master 2 Professionnel Gestion de la Biodiversité, promotion 2006/07. Université Paul Sabatier, Toulouse III. 42 pages + annexes.

Cavallin P. 2002 – Le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* (Daudin 1803). Pages 42 – 43. In Poitou Charentes Nature 2002 – Cahiers techniques : Amphibiens et Reptiles du Poitou-Charentes. Atlas préliminaire. Poitou Charentes Nature.

Chaïb J., 1997 – Les mares entre culture et nature. Pages 8 – 13. In Gallois M. et Lombardi A. – Spécial MARES. *Le Courrier de la Nature*, **161**. Edité par la Société nationale de protection de la nature.

Chaïb J., 1998 – Nos mares, hier, aujourd'hui et demain. Agence régionale de l'Environnement de Haute-Normandie. 4 pages.

Chaïb J., Manneville O. et Ponséro A., 1997 – Les plantes des mares. Pages 16 – 21. In Gallois M. et Lombardi A. – Spécial MARES. *Le Courrier de la Nature*, **161**. Edité par la Société nationale de protection de la nature.

Changeux T., 2003 – Evolution de la répartition des écrevisses en France métropolitaine selon les enquêtes nationales menées par le Conseil Supérieur de la Pêche de 1977 à 2001. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*, **370/371**. Pages 5 – 41.

Chanson J., Stuart S., Cos N., Young B. et Hoffmann M., 2008 – Chapter 3. The Global Amphibian Assessment (GAA) : history, objectives and methodology. Pages 33 – 44. In Stuart S. N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P. et Young B.E. (eds) – Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.

Charente Nature, Deux-Sèvres Nature Environnement, Vienne Nature et Nature Environnement 17., 2003 – Les Mares du Poitou-Charentes. 10 fiches.

Charrier S., Petit S. et Burel F., 1997 - Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracing study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **61**. Pages 133 – 144.

Cheylan M., 2000 – Evaluation patrimoniale des espèces et des espaces : quels critères adopter ? Module d'enseignement « Biologie de la conservation ». Florac 6 – 10 Novembre 2000. Ecole Pratique des Hautes Etudes. 31 pages.

Claunsnitzer C. et Claunsnitzer H.J., 1984 – First results of a repopulation of the tree frog *Hyla arborea* in the district of Celle, Lower Saxony, West Germany. *Salamandra*, **20**. Pages 50 – 55.

Collette J., 1973 – Dénombrement de passereaux nicheurs dans le bocage Normand. I. Etude avant remembrement. *Le Cormoran*, **9**. Pages 77 – 91.

Collette J., 1975 – Dénombrement de passereaux nicheurs dans le bocage Normand. II. Réactions spécifiques à un état transitoire du remembrement. *Le Cormoran*, **13/14**. Pages 31 – 49.

Collette J., 1978 – Dénombrement de passereaux nicheurs dans le bocage Normand. III. Effets immédiats du remembrement. *Le Cormoran*, **19/20**. Pages 44 – 53.

Collette J., 1983 – Quelques effets du remembrement sur les passereaux du bocage Normand. *Le Cormoran*, **25**. Pages 44 – 49.

Collette J., 1994 – Avifaune et terroirs du bocage. *Le Cormoran*, **41**. Pages 45 – 54.

Collins J.P. et Storfer A., 2003 – Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, **9**. Pages 89 – 98.

Colson F., Almandoz I. et Stenger A., 1996 – La participation des agriculteurs à l'amélioration du paysage, résultat d'une enquête auprès des agriculteurs en Loire-Atlantique. Le *Courrier de l'Environnement*, **28**. Pages 19 – 26.

Comité Français UICN., 2005 – La France et la biodiversité, Enjeux et responsabilités. Karibu Editions (2e édition).

Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes. Inventaire des paysages de Poitou-Charentes., 1999 – Cabinet Outside – C.AUBEL, C. BIGOT, M. COLLIN, paysagistes dplg – JP. MINIER, paysagiste dplg au Conservatoire d'espaces naturels de Poitou-Charentes.

Constant P. et Eybert M.C., 1994 – L'avifaune et la haie. *Penn Ar Bed*. **153/154**. Pages 85 – 93.

Constant P., Eybert M.C. et Maheo R., 1976a – Avifaune reproductrice du bocage de l'ouest. Pages 327 à 332. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Constant P., Richard M.A. et Boivineau R., 1976b – Les micromammifères du bocage de l'ouest de la France. Pages 333 à 338. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Cooke A.S., 1973 – The effects of DDT, when used as a mosquito larvicide, on tadpoles of the frog, *Rana temporaria*. *Environmental Pollution*, **5**. Pages 259 – 273.

Crochet P.A., Chaline O., Cheylan M. et Guillaume C.P., 2004 – No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological Conservation*, **119**. Pages 297 – 304.

Cushman S.A., 2006 – Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, **128**. Pages 231 – 240.

— D —

Daszak P., Berger L., Cunningham A.A., Hyatt D.A., Green E.D. et Speare R., 1999 – Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. *Emergence Infectious Diseases*, **5**. 14 pages. Téléchargeable : http://www.cdc.gov/ncidod/eid/vol5no6/daszak.htm

Daszak P., Strieby A., Cunningham A.A., Longcore J.E., Brown C.C. et Porter D., 2004 – Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. *Herpetological Journal*, **14**. Pages 201 – 207.

Davies Z.G. et Pullin A.S., 2007 – Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, **22**. Pages 333 – 351.

De Angeli C., 2004 – La préservation des mares prairiales en Avesnois. Enjeux et programme d'actions. Actes du colloque. Maroilles. 7 Mai 2004. 12 pages.

De Wavrin H. et Graitson E., 2007 – L'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768). Pages 104 – 115. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

De Wavrin H. et Graitson E., 2007 – La Salamandre tachetée *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). Pages 52 – 61. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

De Wavrin H., 2003 – Habitats préférentiels des tritons en Moyenne-Belgique. *Les Naturalistes Belges*, **84**. Pages 1 – 14.

De Wijer P., Watt P.J. et Oldham R.S., 2003 – Amphibian decline and aquatic pollution: Effects of nitrogenous fertiliser on survival and development of larvae of the frog *Rana temporary*. *Applied Herpetology*, **1**. Pages 3 – 12.

Dedryver C.A. et Rabasse J.M., 1976 - Répartition spatiale et développement du puceron noir de la fève en zone bocagère et arasée. Incidence des Entomophthora. Pages 367 à 376. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Dejean T., Miaud C. et Ouellet M., 2007 – Proposition d'un protocole d'hygiène pour réduire les risques de dissémination d'agents infectieux et parasitaires chez les amphibiens lors d'intervention sur le terrain. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **112**. Pages 40 – 48.

Delacoste M., Baran P., Lascaux J.M., Abad N. et Besson P.J., 1997 – Bilan des introductions de salmonidés dans les lacs et les ruisseaux d'altitude des Hautes-Pyrénées. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **344/345**. Pages 205 – 219.

Denoël M., 1996 – Phénologie et domaine vital de la salamandre terrestre *Salamandra salamandra terrestris* (Amphibia – Caudata) dans un bois du Pays de Herve (Belgique). *Cahier d'Ethologie*, **16**. Pages 291 – 306.

Denoël M., 2004 – Répartition, habitat et conservation des amphibiens du Pays de Herve (Belgique). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **111/112**. Pages 49 – 77.

Denoël M., 2007 – Le Triton palmé *Triturus helveticus* (Razoumowski, 1789). Pages 86 – 95. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Denoël M. et Lehmann A., 2006 – Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*, **130**. Pages 495 – 504.

Denoël M. et Ficetola G.F., 2007a – Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems,* ***17***. Pages 714 – 728.

Denoël M. et Ficetola G.F., 2007b – Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications*, **17**. Pages 302 – 309.

Denoël M., Dzukic G. et Kalezic L.M., 2005 – Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. *Conservation Biology*, **19**. Pages 162 – 170.

Denoël M., Ficetola G.F., Cirovic R., Radovic D., Dzukic G., Kalezic M.L. et Vukov T.D., 2009 – A multi-scale approach to facultative paedomorphosis of European newts (Salamandridae) in the Montenegrun karst: Distribution pattern, environmental variables, and conservation. *Biological Conservation*, **142**. Pages 509 – 517.

Derex J.M., 2001 – Pour une histoire des zones humides en France (XVIIe – XIXe siècle), des paysages oubliés, une histoire à écrire. *Histoire et Société Rurales*, **15**. Page 11 – 36.

Desfossez P. et Lefèvre B., 1998 – Les mares : origines et utilisations. Connaissances des milieux. *Revue Garde*, **36**. Fiche 3.18

Desmarais C., 2002 – Projet canadien "PRIMEVERT", intérêt des brises vent sur la réduction des odeurs des bâtiments d'élevage porcin. Pages 20 – 23 In Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage – Journées d'études Européennes sur les Bocages - Ruralité, faune sauvage et développement durable. Le bocage, enjeux de territoire pour

demain. Actes du colloque, Cerizay (79), 16 et 17 Octobre 2002.

Détaint M. et Coïc C., 2003 – La Grenouille taureau : *Rana catesbeiana* Shaw, 1802. Pages 154 – 156. In Pascal M., Lorvelec O., Vigne D.J., Keith P. et Clergeau P. (eds) – Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages).

Deux Sèvres Nature Environnement., 2008 – Les étangs de Gâtine, un réservoir pour la biodiversité. In CPIE de Gâtine Poitevine – Les étangs en Gâtine. impacts et préconisation de gestion. Plaquette.

Deveaux D., 1976 – Répartition et diversité des peuplements en carabiques en zone bocagère et arasée. Pages 377 à 384. Pages 21 – 30. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Diego-Rasilla F.J. et Luengo R.M., 2002 – Celestial orientation in the marbled newt (*Triturus marmoratus*). *Journal of Ethology*, **20**. Pages 137 – 141.

Diego-Rasilla F.J. et Luengo R.M., 2004 – Heterospecific call recognition and phonotaxis in the orientation behavior of the marbled newt, *Triturus marmoratus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **55**. Pages 556 – 560.

Dieuleveut T. 1998 – Crapaud calamite Bufo calamita en Deux-Sèvres. *Zamenis, revue herpétologique du réseau Atlas des Amphibiens et Reptiles de Poitou-Charentes Nature*, **1**. Pages 10 – 11.

Dodd C.K.JR. et Smith L.L., 2003 – Habitat destruction and alteration - Historical Trends and Future Prospects for Amphibians. Pages 94 – 112. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Dorst J., 1959 – Animaux et végétaux rares de la région méditerranéenne. *IUCN, 7th Techn. Meeting, Athènes*, **5**. Pages 3 – 8.

Dover J., 1997 - Conservation headlands: effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **63**. Pages 31 – 49.

Dover J. et Sparks T., 2000 – A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of Environmental Management,* **60**. Pages 51 – 63.

Dover J., Sparks T., Clarke S. Gobbett K. et Glossop S., 2000 – Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **80**. Pages 227 – 242.

Dowdeswell W.H., (ed) 1987 – Hedegrows and verges. London, Allen et Unwin.

Dubs F., 1997 – Avifaune nicheuse des paysages de bocage : échelles d'analyse et échelles de réponses. Thèse de Doctorat. Université de Rennes 1, Rennes, France. 198 pages.

Ducrot D., 2005 – Méthodes d'analyse et d'interprétation d'images de télédétection multi-sources. Extraction de caractéristiques du paysage. Habilitation à diriger des recherches, INP Toulouse. 210 pages.

Duellman W. et Trueb L., (eds) 1994 – Biology of Amphibians. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

Dupoux E., 2006 – Diagnostic et suivi du bocage en Boischaut Sud. Mise en place d'une méthode de travail, résultats et prescriptions de conservation. Mémoire de stage Indre Nature, MST Aménagement et Mise en Valeur Durable des Régions, Université de Rennes 1. 54 pages.

Duriez O., 2002 – Modalités d'entretien du bocage, le cas de la bécasse des bois, des turdidés et les colombidés. Pages 55 à 58. In Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage – Journées d'études Européennes sur les Bocages - Ruralité, faune sauvage et développement durable. Le bocage, enjeux de territoire pour demain. Actes du colloque, Cerizay (79), 16 et 17 Octobre 2002.

Dusoulier F. et Gouret L., 2000 – Le complexe des grenouilles vertes : casse-tête systématique et biogéographique. *Zamenis, Revue Herpétologique du réseau Atlas Amphibiens et Reptiles de Poitou-Charentes Nature*, **5**. Pages 3 – 9.

— E —

Edgard P. et Bird D.R., 2006 – Action Plan for the Conservation of the Crested Newt Triturus cristatus Species Complex in Europe. Convention on the conservation of Europena wildkife and natural habitats. Standing Committee 26th meeting Strasbourg, 27-30 November 2006. Council of Europe. 33 pages.

Ehanno B., 1976 – Faune entomologique du bocage breton : punaise Miridae des végétaux des talus. Pages 385 à 390. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Eisenberg J.E., 1981 – The mammalian radiations. Chicago: University of Chicago Press.

El Abdellaoui J.E. et Ozer A., 2007 – Etude diachronique et historique de l'évolution du trait de côte de la baie de Tanger (Maroc). *Revue Télédétection*, **7**. Pages 157 – 171.

Elkie P., Rempel R. et Carr A., 1999 – Patch Analyst User's Manual, A Tool for Quantifying Landscape Structure. Ontario Ministry of Natural Resources. Northwest Science &Technology. Thunder Bay, Ont. TM–002. 16 pages + annexes.

Engel E. et Joly P., 2003 – Régression, menaces et réglementation. Pages 152 – 170. In ACEMAV coll., Duguet R., et Melki F., (eds) – Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France).

Engler R., Guisan A. et Rechsteiner L., 2004 – An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, **41**. Pages 263 – 274.

English Nature, 2001 - Great crested newt mitigation guidelines. working today for nature tomorrow. First version. English Nature. 75 pages.

European Pond Conservation Network., 2008 – The pond manifesto. EPCN/RAMSAR Convention on wetlands / MAVA Fondation pour la nature. 20 pages.

— F —

Fahrig L., 2003 – Effects of habitat fragmentation on biodiverssity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **34**. Pages 487 – 515.

Fahrig L., Pedlar J.H., Pope S.E., Taylor P.D. et Wegner J.F., 1995 – Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, **73**. Pages 177 – 182.

Farina A., 2006 - Principles and Methods in Landscape Ecology: Toward a Science of Landscape. Springer. 412 pages.

Fauvel G. et Cotton D., 1976 – Etude de la faune dans l'environnement d'un verger, en écosystème bocager. Pages 391 à 396. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

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

Ficetola F.G., Thuiller W. et Miaud C., 2007 – Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distribution*, **13**. Pages 476 – 485.

Ficetola G. F., Padao-Schioppa E., De Bernardi F., 2009 – Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conservation Biology*, **23**. Pages 114 – 123.

Findlay C.S. et Houlahan J., 1997 – Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, **11**. Pages 1000 – 1009.

Fisher M.C. et Garner T.W.J., 2007 – The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. *Fungal Biology Reviews*, **21**. Pages 2 – 9.

Flatres P., 1976 – Rapport de synthèse. I. Géographie. Pages 21 – 30. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde

Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Fog K., 1993 – Migration in the tree frog *Hyla arborea*. Pages 55 – 64. In Stumpel A.H.P. et Tester U., (eds) – Ecology and conservation of the European tree frog. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, The Netherlands.

Forman R.T.T. et Baudry J., 1984 – Hedgerows and Hedgerow Networks in Landscape Ecology. *Environmental Management*, **8**. Pages 495 – 510.

Forson D.D. et Storfer A., 2006 – Atrazine increases Ranavirus susceptibility in the Tiger Salamander, *Ambystoma Tigrinum*. *Ecological Applications*, **16**. Pages 2325 – 2332.

Foucher J.M., 2005 – L'inventaire qualitatif, un outil d'analyse et de diagnostic d'un réseau de mare. Mémoire de Licence Professionnelle Protection de l'Environnement. Université Catholique de l'Ouest. 36 pages.

Fuller R.J, Chamberlain D.E., Burton N.H.K. et Gough S.J., 2001 – Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **84**. Pages 79 – 92.

— G —

Gagné S.A. et Fahrig L., 2007 – Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology*, **22**. Pages 205 – 215.

Gamache N., 2006 – Paysage et espace rural : nouveaux sens des territories. Essai d'études comparée à partir des mutations agraires et des recompositions socio-démographiques entre la Gâtine Poitevine (France) et le Haut Saint-Laurent (Québec). Thèse de doctorat. Université de Poitiers, UFR de géographie et Université de Montréal, Faculté de l'aménagement. 348 pages.

Gamache N., Domon G. et Jean Y., 2007 – La recomposition des sociétés bocagères : redéfinition d'espaces ruraux au Québec et en France. Pages 277 – 298. In Antoine A. et Marguerie D. – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Renne 2, 29, 30 septembre et 1er octobre 2004. Espace et Territoires. Presses Universitaires de Rennes.

Gamradt S.C. et Kats L.B., 1996 – Effect of introduced Crayfish and Mosquitofish on California Newts. *Conservation Biology*, **10**. Pages 1155 – 1162.

Gamradt S.C., Kats L.B. et Anzalone C.B., 1997 – Aggression by non-native crayfish deters breeding in California newts. *Conservation Biology*, **11**. Pages 793 – 796.

Garner T.W.J., Perkins M.W., Govindarajulu P., Seglie D., Walker S., Cunningham A.A. et Fisher M.C., 2006 – The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biology Letters*, **2**. Pages 455 – 459.

Garner T.W.J., Walker S., Bosch J., Hyatt A.D., Cunningham A.A. et Fisher M.C., 2005 – Chytrid fungus in Europe. *Emerging Infectious Diseases*, **11**. Pages 1639 – 1641.

Gasc J.P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M.E., Sofianidou T.S., Veith M. et Zuiderwijk A., (eds) 1997 – Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Paris, SPN / IEGB / MNHN.

Gascon C., Collins, J.P., Moore R.D., Church D.R., McKay J.E. et Mendelson J.R.III., (eds) 2007 – Amphibian Conservation Action Plan. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Gebhardt A., Marguerie D., Visset L., Bernard V. et Gaudin L., 2007 – Des premiers agriculteurs aux bocages armoricains, les données des disciplines paléo-environnementales. Pages 51 – 62. In Antoine A. et Marguerie D. – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Renne 2, 29, 30 septembre et 1er octobre 2004. Espace et Territoires. Presses Universitaires de Rennes.

Gelling M., Macdonald D.W. et Mathews F., 2007 – Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*, **22**. Pages 1019 – 1032.

Gendre T. et Rufray X., 2005 – Confirmation de la présence d'une population de Tritons crêtés

Triturus cristatus à la Capelle-et-Masmolène (Gard). *Bulletin Meridionalis*, **7**. Pages 64 – 71.

Gendron A.D., Marcogliese D.J., Barbeau S., Christin M.S., Brousseau P., Ruby S., Cyr P., Fournier M., 2003 – Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm Rhabdias ranae. *Oecologia*, **135**. Pages 469 – 476.

Geniez P. et Cheylan M., (eds) 1987 – Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc – Roussillon. EPHE/GRIVE.

Geniez P. et Cheylan M., 2005 – Reptiles et batraciens de France. Educagri éditions / CEP / EPHE / CEBA / Loke film. CD Rom.

Genty C., 2007 – L'évolution des zones humides d'importance majeure entre 1990 et 2000. Le 4 pages. *Institut Français de l'Environnement*, **122**. 4 pages.

Gherardi F., Renai B. et Corti C., 2001 – Crayfish predation on tadpoles : a comparison between a native (*Austropotamus pallipes*) and a alien species (*Procambarus clarkii*). *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*, **3**. Pages 659 – 668.

Gibbs J.P. et Shriver G., 2002 – Estimating the Effects of Road Mortality on Turtle Populations. *Conservation Biology*, **16**. Pages 1647 – 1652.

GIEC., 2007 – Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger, A. (publié sous la direction de)]. GIEC, Genève, Suisse, …, 103 pages.

Glos J., Grafe T.U., Rödel M.O. et Linsenmair K.E., 2003 – Geographic Variation in pH Tolerance of Two Populations of the European Common Frog, *Rana temporaria*. *Copeia*, **3**. Pages 650 – 656.

Golet F.C. et Larson J.S., 1974 – Classification of Freshwater in the Glaciated Northeast. Ressource Publication 116, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 56 pages.

Grafeuille D., Labidoire G., Nore T. et Vilks A., 1981/1982 – Etude de l'avifaune nicheuse de deux secteurs de la Basse-Marche. *Ornithologie en Limousin*, **11**. Pages 32 – 73.

Graitson E. et Denoël M., 2007 – Le Crapaud calamite Bufo calamita Laurenti, 1768. Pages 142 – 151. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Graitson E., 2008 – Eco-éthologie d'une population de vipères péliades (*Vipera b. berus* L.) dans une région de bocage du sud-ouest de la Belgique. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **128**. Pages 3 – 19.

Grajetzky B., 1993 – Feeding ecology of adult Robins (*Erithacus rubecola*) in a hedgerow habitat of Schleswig-Holstein. *Journal fur Ornithologie*, **134**. Pages 13 – 22.

Gray M.J., Smith L.M. et Leyva R.I., 2004 – Influence of agricultural landscape structure on a Southern High Plains, USA, amphibian assemblage. *Landscape Ecology*, **19**. Pages 719 – 729.

Green, R.E., Osborne, P.E. et Sears, E.J., 1994 – The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, **31**. Pages 677 – 692.

Grégoire I. et Meuleneire P., 2004 – Saisie de plus de 600 Dendrobates (grenouilles venimeuses) cachées dans des rouleaux de films photos (2004-10-26). Presscenter.org.

Griffiths R.A., (ed) 1996 – Newts and salamanders of Europe. T & AD Poyser Ltd, London, UK.

Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N. et Perennou C., 2004 – Les mares temporaires méditerranéennes. Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion. Station Biologique de la Tour du Valat. Arles. 121 pages.

Grillet P., Thirion J.M. et Beau F., 2003 – Paysage et biotopes de reproduction de la Grenouille rousse *Rana* (Rana) *temporaria temporaria* Linné, 1758 en Deux-Sèvres et en Charente-Maritime. *Zamenis, revue herpétologique du réseau Atlas des Amphibiens et Reptiles de Poitou-Charentes Nature*, **10**. Pages 14 – 21.

Grosselet O., Thirion J.M., Grillet P., et Fouquet A., 2005 – Etude sur les invasions biologiques : cas du Xénope commun ou Xénope du Cap, *Xenopus laevis* (Daudin, 1802). Conseil Général des Deux-Sèvres (Niort) et Agence de l'Eau Loire-Bretagne (Poitiers). 58 pages.

Guiller G. et Legentilhomme J., 2006 – Impact des pratiques agricoles sur une population de *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) (Ophidia, Viperidae) en Loire Atlantique. *Bulletin de la Société des sciences naturelles de l'Ouest de la France*, **28**. Pages 73 – 82.

Guisan A., Edwards T.C. et Hastie T., 2002 – Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling,* **157**. Pages 89 – 100.

Gustafson D.H., Pettersson C.J. et Malmgren J.C., 2006 – Great crested newts (*Triturus cristatus*) as indicators of aquatic plant diversity. *Herpetological Journal*, **16**. Pages 347 – 352.

— H —

Haapanen A., 1974 – Site tenacity of the common toad, *Bufo bufo* (L). *Annales Zoologici Fennici*, **11**. Pages 251 – 252.

Haines-Young R. et Chopping M., 1996 – Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes, *Progress in Physical Geography*, **20**. Pages 418 – 445.

Halliday T., 2006 – Amphibians. Pages 278 – 296. In Sutherland W.J., (ed) – Ecological census techniques. A handbook. Second Edition. Cambridge University Press.

Hamer A.J., Makings J.A., Lane S.J. et Mahony M.J., 2004 – Amphibian decline and fertilizers used on agricultural land in south-eastern Australia. *Agriculture Ecosystems and Environment*,**102**. Pages 299 – 305.

Hanselmann R., Rodriguez A., Lampo M., Fajardo-Ramos L., Aguirre A.A., Kilpatrick M.A., Rodriguez J.P. et Daszak P., 2004 – Presence of an emerging pathogen of amphibians in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. *Biological Conservation*, **120**. Pages 115 – 119.

Hanski I. et Gilpin M.E., (eds) 1991 – Metapopulation Dynamics. Academic Press, London.

Hanski I. et Gilpin M.E., (eds) 1997 – Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution. Academic Press, London.

Hanski I., 2005 – Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response - The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. *EMBO reports*, **6**. Pages 388 – 392.

Harestad A.S. et Bunneli F.L., 1979 – Home range and body size, a reevaluation. *Ecology*, **60**. Pages 389 – 402.

Harouet M., 1991 – Note sur l'influence du remembrement sur les populations de chiroptères en Loire Atlantique. *Bulletin Erminea,* **13**. Pages 10 – 14.

Hayes T., Haston K., Tsui M., Hoang A., Haston C. et Vonk A., 2002 – Feminization of male frogs in the wild, Water-borne herbicide threatens amphibian populations in parts of the United States. *Nature*, **419**. Pages 895 – 896.

Hayes T.B., Case P., Chui S., Chung D., Haefflele C., Haston K., Lee M., Mai V.P., Marjuoa Y.M., Parker J. et Tsui M., 2006 – Pesticide Mixtures, Endocrine Disruption, and Amphibian Declines: Are We Underestimating the Impact? *Environmental Health Perspectives*, **14**. Pages 40 – 50.

Hecnar S.J., 1995 – Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology Chemistry*, **14**. Pages 2131 – 2137.

Helfer V. et Metral F., 2000 – Comparaison et évaluation de l'ENFA et du GLM à l'aide d'une espèce virtuelle : le marsupilami. Travail de certificat – Module d'Ecologie. Institut de Zoologie et d'Ecologie Animale. Université de Lausanne. 27 pages.

Herzog F., 2000 – L'importance des arbres pérennes pour l'équilibre des paysages agricoles d'Europe du Nord. *Unasylva,* **51**. Pages 42 – 48.

Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005 – Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **108**. Pages 189 – 204.

Heusser H., 1961 – Die Bedeutung der äusseren Situation im Verhalten einiger

Amphibienarten. *Revues Suisse Zoologie*, **68**. Pages 1 – 39.

Heusser H., 1969 – Die lebensweise der erdkrote (*Bufo bufo* L.). Das orientierungsproblem. *Revue* Suisse de Zoologie, 76. Pages 444 – 517.

Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.A. et Foster M.S., (eds) 1994 – Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Hines J.E., 2006 – PRESENCE2 – Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/presence.html.

Hinsley S. A. et Bellamy P. E., 2000 – The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, **60**. Pages 33 – 49.

Hitchings S.P. et Beebee T.J.C., 1998 – Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolution Biology*, **11**. *Pages 269 –283.*

Hoffmann M., Church D., Collins J.P., Cox N., Gascon C., Mendelson J.H., Moore R.D., Stuart S.N. et Zippel K.C., 2008 – Chapter 11. Amphibian conservation – responding to the global decline of amphibians. Pages In Stuart S. N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P. et Young B.E. (eds) – Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.

Holenweg Peter A.K. et Reyer H.U., 2000 – Hibernation behavior of *Rana lessonae* and *R. esculenta* in their natural habitat. *Oecologia,* **123**. Pages 41 – 47.

Holenweg Peter A.K., 2001 – Dispersal rates and distances in adult water frogs, *Rana lessonae, R. ridibunda* and their hybridogenetic associate, *R. esculenta*. *Herpetologica*, **57**. Pages 449 – 460.

Houlahan J.E. et Findlay C.S., 2003 – The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, **60**. Pages 1078 – 1094.

Houlahan J.E., Findlay C.E., Schmidt B.R., Meyer A.H. et Kuzmink S.L., 2000 – Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, **404**. Pages 752 – 755.

Hull A., 1997 – The pond life project: a model for conservation and sustainability. Pages 101 – 109. In Boothby J., (ed) – British Pond Landscape. Proceedings from the UK Conference of the Pond Life Project. Pond Life Project, Liverpool.

Hussy, H. 1991 – Atlas du bassin genevois et de la région lémanique. Encyclopédie de Genève. ed. Université de Genève - Département de Géographie. 143 pages.

Husté A., Clobert J. et Miaud C., 2006 – The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia – Reptilia*, **21**. Pages 357 – 369.

— I —

IGN., 2004 – BD ORTHO® version 2. Descriptif du contenu et de livraison. Révisé le : Février 2007. Institut Géographique National. 18 pages.

IGN., 2006 – SCAN 25® version 2. Descriptif du contenu et de livraison. Edition 1.1. Institut Géographique National. 25 pages.

Imboden C., 1976 – Eaux vivantes – Initiation à la biologie des zones humides. Bâles : Ligue Suisse pour la Protection de la Nature. 240 pages.

Inglis I.R., Wright E. et Lill J., 1994 – The impact of hedges and farm woodlands on woodpigeon (*Columba palumbus*) nest densities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **48**. Pages 257 – 262.

Institut Français de l'Environnement., 2005 – L'utilisation de Corine land cover 2000. Département des méthodes données et synthèses. Unité Administration et traitement des données. 15 pages.

Institut Français de l'Environnement., 2006 – L'environnement en France. Les synthèses. Institut Français de l'Environnement. 500 pages.

— J —

Jacob J.P., 2007a – Evolution du peuplement. Pages 317 – 330. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Jacob J.P., 2007b – La Rainette arboricole *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). Pages 152 à 163. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Jacob J.P. et Denoël M., 2007 – Le Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). Pages 72 – 85. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Jacob J.P. et Kinet T., 2007 – La Grenouille rousse Rana temporaria (Linnaeus, 1758). Pages 180 – 193. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A., (eds) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin H., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscsy N. et Remacle A., (eds) 2007 – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur. 384 pages.

Jammes D., 1997 – Définir la mare, un puzzle en trente six morceaux. Pages 77 – 116. In Tessier-Ensminger A. et Sajaloli B. (eds) – Radioscopie des mares. L'Harmattan, Collection Environnement, Paris, France.

Jehle R., 2000 – The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). *Herpetological Journal*, **10**. Pages 137 – 142.

Jehle R. et Arntzen J.W., 2000 – Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and T. *marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology*, **251**. Pages 297 – 306.

Jensen J.B. et Camp C.D., 2003 – Human exploitation of amphibians, direct and indirect impacts. Pages 199 – 213. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Jobin B., Choinière L. et Bélanger L., 2001 – Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **84**. Pages 131 – 143.

Johansson M., Primmer C.R., Sahlsten J. et Merilä J., 2005 – The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Global Change Biology*, **11**. Pages 1164 – 1179.

Joly J., 1968 – Ecologie et cylces sexuels de *Salamandra salamandra* (L.). Thèse de Doctorat, Université de Paris. 269 pages.

Joly P. et Deheuvels O., 1997 – Méthodes d'inventaire des communautés et des populations d'Amphibiens. Université Claude Bernard Lyon 1, Laboratoire Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. 17 pages.

Joly P. et Miaud C., 1993 – How does a newt find its pond ? The role of chemical cues in migrating newts (*Triturus alpestris*). *Ethology, Ecology and Evolution*, **5**. Pages 447 – 455.

Joly P., Morand P. et Cohas A., 2003 – Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendue Biologies*, **326**. S132 – S139.

Joly P., Miaud C., Lehmann A. et Grolet O., 2001 – Habitat matrix effects on ponds occupancy in newts. *Conservation Biology*, **15**. Pages 239 – 248.

Jourde P. 2002 – Crapaud calamite *Bufo calamita* Laurenti, 1768. Pages 46 – 47. In Poitou Charentes Nature, (ed) 2002 – Cahiers

techniques : Amphibiens et Reptiles du Poitou-Charentes. Atlas préliminaire. Poitou Charentes Nature.

— K —

Kalezic M.L. et Dzukic G., 2001 – Amphibian status in Serbia and Montenegro (F.R. Yugoslavia). *Froglog*, **45**. Pages 2 – 3.

Karg J., 1976 - Influence des haies sur la distribution et la mortalité des Doryphores. Pages 397 à 400. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Kats L.B. et Ferrer R.P., 2003 – Alien predators and Amphibian declines : review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distribution*, **9**. Pages 99 – 110.

Keith P., 2003 – La Gambusie : *Gambusia holbrooki* Girard, 1859. Pages 137. In Pascal M., Lorvelec O., Vigne D.J., Keith P. et Clergeau P. (eds) – Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages).

Kiesecker J.M., 2003 – Invasive species as a global problem. Toward understanding the worldwide decline of amphibians. Pages 113 – 126. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Kiesecker J.M. et Blaustein A.R., 1995 – Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **92**. Pages 11049 – 11052.

Kiesecker J.M., Blaustein A.R. et Belden L.K., 2001 – Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, **410**. Pages 681 – 684.

Kindlmann P., Aviron S., Burel F. et Ouin A., 2004 - Can the assumption of a non-random search improve our prediction of butterfly fluxes between resource patches? *Ecological Entomology*, **29**. Pages 447 – 456.

Kinne O., 2006 – Successful re-introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. *Endangered Species Research*, **1**. Pages 25 – 40.

Knoepffler L.P., 1967 – Contribution à l'étude des Amphibiens et des Reptiles de Provence. IV. Les Amphibiens Urodèles (2ème Note) (1). *Vie et Milieu*, **18**. Pages 215 – 220.

Knutson M.G., Richardson W.B., Reineke D.M., Gray B.R., Parmelee J.R. et Weick S.E., 2004 – Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications*, **14**. Pages 669 – 684.

Knutson M.G., Sauer J.R., Olsen D.A., Mossman M.J., Hemesath L.M. et Lannoo M.J., 1999 – Effects of Landscape Composition and Wetland Fragmentation on Frog and Toad Abundance and Species Richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, **13**. Pages 1437 – 1446.

Kotzageorgis G.C. et Mason C.F., 1996 – Range use, determined by telemetry, of yellow-necked mice (*Apodemus flavicollis*) in hedgerows. *Journal of Zoology*, **240**. Pages 773 – 777.

Kotzageorgis G.C. et Mason C.F., 1997 – Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape. *Journal of Zoology*, **242**. Pages 425 – 434.

Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B. et Siriwardena G.M., 1999 – The second silent spring. *Nature*, **400**. Pages 611 – 612.

Kuhn J., 1987 – Straßentod der Erdkröte (*Bufo bufo* L.): Verlustquoten und Verkehrsaufkommen, Verhalten auf der Staße. *Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württember,* **41**. Pages 175 – 186.

Kupfer A. et Kneitz S., 2000 – Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape : Dynamics, pond fidelity and dispersal. *The Herpetological Journal*, **10**. Pages 165 – 171.

Kupfer A., 1998 – Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. Zeitschrift für Feld Herpetologie., **5**. Pages 238 – 242.

— L —

Lambert L., 2006 – Etude des influences historiques et socio-culturelles sur l'évolution des mares d'une zone échantillon du Baugeois. Rapport

de stage Master 1. Environnement et Ecologie. Université d'Angers. Faculté des Sciences. 24 pages + annexes.

Lang B., 1979 – Etude de l'avifaune de deux communes du Pré-bocage avant remembrement. *Le Cormoran*, **21**. Pages 95 – 100.

Lang S., 2006 – Etude de l'inter-connectivité des mares en Maine et Loire. Mémoire de Master 1. Université d'Angers, UFR Sciences, Département de Géographie. 57 pages.

Le Bihan J. et Font M., 2008 – Synthèses sur les zones humides françaises, à destination des gestionnaires, élus et acteurs de terrain - Les étangs. Minsitères de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables / Plan d'action pour les Zones Humides. 62 pages.

Le Duc J.P., 1976 - Rapaces nocturnes et densité de bocage. Pages 339 à 342. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Le Jacques D. et Lodé T., 1994 - L'alimentation de la Genette d'Europe, *Genetta genetta* L., 1758, dans un bocage de l'ouest de la France. *Mammalia*, **58**. Pages 383 – 389.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P. et Trommetter M., (eds) 2008 – Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).

Lebboroni M. et Corti C., 2006 – Road killing of lizards and traffic density in central Italy. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica. Pages 81 – 82.

Lecorre M., 1987 - La chouette chevêche (*Athene noctua*) dans le bocage herbignaçais (Loire - Atlantique). Premiers résultats, 1986. *Bulletin du GOLA*, **7**. Pages 58 – 64.

Lee A. et Slak M.F., 2007 - Les paysages français changent entre 1992 et 2002 : artificialisation et fermeture des paysages aux dépens du mitage ou de la déprise des zones agricoles. *Agreste, cahier n°3*. Pages 19 – 40.

Lefeuvre J.C., Missonnier J. et Robet Y., 1976 – Rapport de synthèse. IV – Caractérisation zoologique – Ecologie animale. Pages 315 – 326. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Léger F., 2003 – Le Vison d'Amérique : Mustela vison Schreber, 1777. Pages 284 – 286. In Pascal M., Lorvelec O., Vigne D.J., Keith P. et Clergeau P. (eds) – Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages).

Lesbarrères D. et Lodé T., 2002 – Influence de facteurs environnementaux sur la reproduction de *Rana dalmatina* (Anura, Ranidae) : implications pour sa conservation. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **104**. Pages 62 – 71.

Lesbarrères D., Pagano A. et Lodé T., 2003 – Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendues Biologies*, **326**. S68 – S72.

Lesbarrères D., Lodé T. et Merillä J., 2004 – What type of road underpass could potentially reduce amphibian road kills ? *Onyx*, **38**. Pages 1 – 4.

Lesbarrères D., Primmer C.R., Lodé T. et Merilä J., 2006 – The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, **13**. Pages 531 – 538.

Lodé T., 2000 – Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *Ambio*, **29**. Pages 163 – 166.

Lombardi A., 1997 – Animaux des mares. Pages 22 – 27. In Gallois M. et Lombardi A. – Spécial MARES. *Le Courrier de la Nature*, **161**. Edité par la Société nationale de protection de la nature.

Longcore, J., Pessier, A.P., Nichols, D.K., 1999 – *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia*, **91**. Pages 219 – 227.

Lovaty F., 1999 – La cicatrisation du bocage par enfrichement et ses conséquences sur l'avifaune nicheuse dans la région de Mende. *Le Grand Duc*, **54**. Pages 2 – 12.

— M —

MacLeod A., 1999 - Attraction and retention of *Episyrphus balteatus* DeGeer (Diptera: Syrphidae) at an arable field margin with rich and poor floral resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **73**. Pages 237 – 244.

Marco A., Quilchano C. et Blaustein A.R., 1999 – Sensitivity to Nitrate and Nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**. Pages 2836 – 2839.

Márquez R., Olmo J.L. et Baggett M., 1995 – Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes ostetricans* in a lake in the pyrenean mountains. *Herpetological Journal*, **5**. Pages 287 – 289.

Marsh D.M., 2001 – Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, **101**. Pages 327 – 335.

Marty J.T., 2005 – Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology*, **19**. Pages 1626 – 1632.

Marty P., Angélibert S., Giani N. et Joly P., Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (Triturus marmoratus): implications for buffer zone management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* **15**. Pages 215 – 225.

Maudsley M.J., 2000 – A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management*, **60**. Pages 65 – 76.

Maudsley M.J, Seeley B. et Lewis O., 2002 – Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **89**. Pages 77 – 89.

Mauremooto J.R., Wratten S.D., Worner S.P. et Fry G.L.A., 1995 – Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **52**. Pages 141 – 148.

Maurette J., 1997 – Les mares, outils pédagogiques. Pages 34 – 35. In Gallois M. et Lombardi A. – Spécial MARES. Le Courrier de la Nature, 161. Edité par la Société nationale de protection de la nature.

Mazerolle M.J. et Desrochers A., 2005 – Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology*, **83**. Pages 455 – 464.

Mazerolle M. J., Desrochers A. et Rochefort L., 2005 – Landscape characteristics influence pond occupancy by frog after accounting for detectability. *Ecological Applications*, **15**. Pages 824 – 834.

Mazurek H. et Dayre P., 1988 – Analyse de l'utilisation du sol par la méthode du carroyage : le District Urbain de Montpellier. *Mappe Monde*, **88/3**. Pages 27 – 29.

McGarigal K., et Marks B.J., 1995 – FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.

Merle L., 1957 – Une explication : origines et évolution d'un bocage, la Gâtine poitevine. *Annales*, **12**. Pages 613 – 618.

Mérot P. et Bridet-Guillaume F., 2007 – Evolution des thèmes de recherche sur les bocages depuis les années 1960. Pages 33 – 48. In Antoine A. et Marguerie D. – Bocages et Sociétés. Actes du colloque organisé à l'université Renne 2, 29, 30 septembre et 1er octobre 2004. Espace et Territoires. Presses Universitaires de Rennes.

Mesquida J., 1976 – Développement et rendement des populations d'abeilles dans deux localités, l'une bocagère, l'autre arasée. Pages 401 à 404. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Meynier A., 1958 – Les paysages agraires. Paris, Armand Colin.

Meynier A., 1976 – Typologie et chronologie du bocage. I – Géographie. Pages 65 – 66. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des

régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Miaud C., 1990 – La dynamique des populations subdivisées: étude comparative chez trois Amphibiens Urodèles (*Triturus alpestris*, *T. helveticus* et *T. cristatus*). Thèse de doctorat. Université de Lyon. 205 pages.

Miaud C., 1993 – Predation on newt eggs (*Triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of oviposition behaviour. *Journal of Zoology*, **231**. Pages 575 – 582.

Miaud C., 1994 – Role of wrapping behaviour on egg survival in three species of Triturus (Amphibia : Urodela). *Copeia*, **1994**. Pages 535 – 537.

Miaud C., Sanuy D. et Avrillier J.N., 2000 – Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. *Amphibia –Reptilia*, **21**. Pages 357 – 369.

Michelot J.L., 2005 – Caractérisation des zones humides. Cahier thématique. Programme National de Recherche sur les Zones Humides. 70 pages.

Millán de la Peña N., Butet A., Delettre Y., Morant P. et Burel F., 2003 – Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* **94**. Pages 59 – 72.

Monello R.J. et Wright R.G., 2001 – Predation by goldfish (*Carassius auratus*) on eggs and larvae of the eastern long-toed salamander (*Ambystoma macrodactylum columbianum*). *Journal of Herpetology,* **35**. Pages 350 – 353.

Monguillon A., 2006 – Les variations des communautés d'Amphibiens en fonction du réseau hydraulique de la Loire en Maine-et-Loire. Rapport de stage de Master 1, Ecologie et Biologie des Populations. Université d'Angers. 35 pages.

Monot A.. 2003 - Mares et étangs : pourquoi donc ne pas les assécher ? Débat avec Bertrand Sajaloli, géographe. Centre de Biogéographie - Ecologie. *Café Géographie*, **72**. Consulté le 8/01/ 2009 http://www.cafe-geo.net/article.php3?id_article=72

Montfort D., 2002 – Sauvegarde des bocages et du patrimoine batrachologique de l'ouest atlantique : urgences et convergences. Pages 40 – 43. In Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage – Journées d'études Européennes sur les Bocages - Ruralité, faune sauvage et développement durable. Le bocage, enjeux de territoire pour demain. Actes du colloque, Cerizay (79), 16 et 17 Octobre 2002.

Moore H.J., 1954 – Some observations on the migration of the toad, (*Bufo b. bufo*). British Journal of Herpetology, 1. Pages 194 – 224.

Moore N.W., Hooper M.D. et Davis B.N.K., 1967 – Hedges I : Introduction and reconnaissance studies. Journal of Applied Ecology. 4. Pages 201 – 220

Moreau A.. 2006 – Etude et analyse des actions menées par le Groupe Mare 49 pour améliorer les connaissances et comprendre les processus de dégradation et de disparition des mares en Maine et Loire. Mémoire de Master 1. Université Blaise Pascal. Clermont Ferrand. 66 pages.

Morère J.J., 2006 – Programme MARE v.4. ONBAF, MNHN,UMR 5173.

Morvan N., Delettre Y.R., Trehen P., Burel F. et Baudry J., 1994 – The distribution of Empididae (Diptera) in hedgerow network landscapes. Field margins integrating agriculture and conservation. *British Crop Protection Council Monograph*, **58**. Pages 123 – 127.

Muratet J., (ed) 2008 – Identifier les Amphibiens de France métropolitaine. Association ECODIV.

— N —

Naulleau G., 2002 – Bocage et dynamique des populations de Reptiles. Pages 32 – 39. In Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage – Journées d'études Européennes sur les Bocages - Ruralité, faune sauvage et développement durable. Le bocage, enjeux de territoire pour demain. Actes du colloque, Cerizay (79), 16 et 17 Octobre 2002.

Netting J., 2000 – Pesticides implicated in declining frog numbers. *Nature*, **408**. Pages 760.

Neveu A., 1989 – *Rana ridibunda* (Pallas, 1771). Grenouille rieuse. Pages 62 – 63. In Castanet J. et Guyétant R., (eds) – Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France. Société Herpétologique de France. Paris.

Neveu A., 2004 – La raniculture est-elle une alternative à la récolte? Etat actuel en France. *INRA Productions Animales*, **17**. Pages 167 – 175.

Nöllert A. et Nöllert C., (eds) 2003 – Guide des amphibiens d'Europe. Biologie, identification, répartition. Les guides du naturaliste. Editions Delaschaux et Niestlé + guide sonore sur CD.

Notteghem P., 1987 – Incidences de la structure d'un bocage sur l'avifaune au cours d'un cycle annuel. *Revue d'Ecologie*, **4**. Pages 97 – 105.

Nyström P., Hansson J., Mansson J., Sundstedt M., Reslow C. et Broström A., 2007 – A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for species recovery. *Biological Conservation*, **138**. Pages 399 – 411.

— O —

Oertli B., Auderset Joye D., Castella E., Juge R. et Lachavanne J.P., 2000 – Diversité biologique et typologique écologique des étangs et petits lacs Suisse. Université de Genève Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique / BUWAL. OFEFP. UFAFP. SAEFL / Office Fédéral de l'Environnement. des Forêts et du Paysage. 341 pages + annexes.

Oertli B., Joye D.A., Castella E., Juge R., Cambin D. et Lachavanne J.B., 2002 – Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation*, **104**. Pages 59 – 70.

Oertli B.. Biggs J.. Céréghino R.. Grillas P. Jolly P. et Lachavanne J.B.. 2005 – Conservation and monitoring of pond biodiversity : introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**. Pages 535 – 540.

Oldham R.S., Latham D.M., Hilton-Brown D., Towns M., Cooke A.S. et Burn A., 1997 - The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **61**. Pages 69 – 74.

Opdam P., 1991 – Metapopulation theory and habitat fragmentation a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, **5**. Pages 93 – 106.

Osborne P., 1984 - Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology*, **21**. Pages 63 – 82.

Ouellet M. et Leheurteux C., 2007 – Principes de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens : revue de la littérature et recommandations suggérées pour la rainette faux-grillon de l'Ouest (Pseudacris triseriata). Amphibia-Nature et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. 52 pages.

Ouin A. et Burel F., 2002 – Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **93**. Pages 45 – 53.

Ouin A., Paillat G., Butet A. et Burel F., 2000 – Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **78**. Pages 159 – 165.

Oxbrough A.G., Gittings T., O'Halloran J., Giller P.S., Kelly T.C., 2007 – Biodiversity of the ground-dwelling spider fauna of afforestation habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **120**. Pages 433 – 441.

— P —

Pagano A. et Joly P., 1999 – Limits of the morphometric method for field identification of water frogs, *Alytes*, **16**. Pages 130 – 138.

Pagano A., Crochet P.A., Graf J.D. et Joly P., 2001 – Distribution and habitat use of water frog hybrid complexes in France. *Global Ecology et Biogeography*, **10**. Pages 433 – 441.

Pagano A., Dubois A., Lesbarrères D. et Lodé T., 2003 – Frog alien species : a way for genetic invasion? *Comptes Rendus Biologies*, **326**. Pages 85 – 92.

Pallier G., 1979-1980 – Dénombrement d'oiseaux nicheurs d'une zone bocagère du N-E de la Haute-Vienne. *Ornithologie en Limousin*, **9/10**. Pages 39 – 56.

Parent H.G., (ed) 1983 – Animaux menacés en Wallonie. Protégeons nos Batraciens et nos Reptiles. Duculot – Région Wallonne, Gembloux, Belgique.

Parish T., Lakhani K.H. et Sparks T.H., 1994 – Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter. *Journal of Applied Ecology*, **31**. Pages 764 – 775.

Parker A.G. et Gittins S.P., 1979 – A note on home range in the common toad in mid-Wales and a method for tracking toads for behavioural observation. *British Journal of Herpetology*, **6**. Pages 7 – 8.

Pascal M., Clergeau P. et Lorvelec O., 2000 – Invasions biologiques et biologie de la conservation : essai de synthèse. Courrier de l'Environnement INRA. 2000 Jun [Cited 2007 Dec 20];40:[about 9 p.]. Available from : http://www.inra.fr/dpenv/pascac40.htm

Pasmans F., Frank Mutschmann F. et Halliday T., 2006 – Amphibian decline: The urgent need for amphibian research in Europe. *The Veterinary Journal*, **171**. Pages 18 – 19.

Pechmann J.H.K., Scott D.E., Semlitsch R.D., Caldwell J.P., Vitt L.J. et Gibbons W., 1991 – Declining amphibian population : the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, **253**. Pages 892 – 895.

Pellet J. et Neet C., 2001 – La Rainette verte (Hyla arborea; Anura) dans le canton de Vaud: un état des lieux. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, **87**. Pages 287 – 303.

Pellet J. et Schmidt B.R., 2005 – Monitoring distribution using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, **123**. Pages 27 – 35.

Pellet J., Guisan A. et Perrin N., 2004 – A concentric analysis of the impact of urbanization on the treatened european tree frog in agricultural landscape. *Conservation Biology*, 18. Pages 1599 – 1606.

Pellet J., Helfer V. et Glenn Y., 2007 – Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia – Reptilia*, **28**. Pages 287 – 294.

Perron B., 2007 – Les Deux-Sèvres : premier département caprin. Agreste Poitou-Charentes. Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt. 2 pages.

Perscy C. et Perscy N., 1994 – A propos des migrations de batraciens. *Cahiers des Réserves Naturelles*, **7**. Pages 109 – 114.

Perscy C. et Perscy N., 2007 – Le groupe des « grenouilles vertes » Rana (*Pelophylax*) (Fitzenger, 1843). Pages 164 – 169. In Jacob J.P., Perscy C., de Wavrin C., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Perscy N., et Remacle A. – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raînne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats » n°2, Namur.

Petit S. et Burel F., 1998a – Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Compte Rendues Académie Sciences*. **321**. Pages 55 – 61.

Petit S. et Burel F., 1998b – Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **69**. Pages 243 – 252.

Petit S. et Burel F., 1999 – Biodiversité en milieu agricole : la pertinence du niveau paysage. Pages 119 – 127. In Wicherek S. (ed) – Paysages agraires et Environnement. Principes écologiques de gestion en Europe et au Canada. CNRS éditions, Paris.

Petit S. et Usher M.B., 1998 – Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and Conservation*, **7**. Pages 1549 – 1561.

Phillips S.J., Anderson R.P. et Schapire R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling*, **190**. Pages 231 – 259.

Piorr H.P., 2003 – Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **98**. Pages 17 – 33.

Plötner J., Ohst T., Böhme W. et Schreiber R., 2001 – Divergence in mitochondrial DNA of Near Eastern water frogs with special reference to the systematic status of Cypriote and Antolian populations (Anura, Ranidae). *Amphibia – Reptilia*, **22**. Pages 397 – 412.

Pointereau P., 2002 – Les haies, évolution du linéaire en France depuis 40 ans. *Le Courrier de l'Environnement,* **46**.Pages 69 – 73.

Poiret, M., 2005 – Evolution des cultures et impacts sur l'environnement. CEE. Consulté le 21 août 2005. Adresse URL : http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/ero_cu_fr.

Poirier N., 2006 – Des plans du terriers au cadastre ancien : mesurer l'évolution du sol grâce au SIG. *Le Médiéviste et l'ordinateur*, **44**. Téléchargeable : http://lemo.irht.cnrs.fr/44/plans-terriers.htm

Poitou Charentes Nature 2002 – Cahiers techniques : Amphibiens et Reptiles du Poitou-Charentes. Atlas préliminaire. Poitou Charentes Nature. 112 pages.

Pollard E., 1968 – Hedges : III. The effect of removal of the botom flora of a hawthorn hedgerow on the Carabidae of the hedge bottom. *Journal of Applied Ecology*, **5**. Pages 125 – 139.

Pollard E., Hooper M.D. et Moore N.W., 1974 – Hedges. London, W. Collins and Sons. 256 pages.

Ponsero A. et Joly P., 1998 – Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Archiv für Hydrobiologie*, **142**. Pages 343 – 352.

Pope S. E., Fahrig L. et Merriam H.G., 2000 – Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog population. *Ecology*, **81**. Pages 2498 – 2508.

Pottier G. et coll., 2008 – Atlas de répartition des reptiles et amphibiens de Midi-Pyrénées. Nature Midi-Pyrénées.

Pound J.A., Bustamante M.R., Coloma L.A., Consuegra J.A., Fogden M.P.L., Foster P.N., La Marca E., Masters K.L., Merino-Viteri A., Puschendorf R., Ron S.R., Sanchez-Azofeifa G.A., Still C.J. et Young B.E., 2006 – Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**. Pages 161 – 167.

Pourriot R. et Meybeck M., (eds) 1995 – Limnologie générale. Paris, Masson.

Prat B., Gaspar C. et Verstraeten C., 1976 – Influence de la structure des haies sur l'entomofaune ailée. Pages 405 à 410. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Price S.J., Marks D.R., Howe R.W., Hanowski J.M. et Niemi G., 2005 –The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. *Landscape Ecology*, **20**. Pages 441 – 454.

Puky M., 2005 – Amphibian Road Kills : A Global Perspective. Chapter 8, Herpetofauna. On the Road to Stewardship, Wildlife Impacts and Conservation Solutions. ICOET 2005 Proccedings. Pages 325 – 338.

Puschendorf R., Alford R.A. et Rowley J.J.L., 2008 – Climate change and Amphibian decline. Pages 50 – 51. In Stuart S. N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P. et Young B.E. (eds) – Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.

— Q —

Quillien P.J., (ed) 2002 – Les collectivités territoriales en 15 leçons. Concours administratifs, les mémentos. Ellipses Edition (Paris).

— R —

Ray N., 1999 – Etude de la migration des amphibiens et de la connectivité entre étangs à l'aide d'un Système d'Information Géographique. Mémoire de Diplôme d'Etudes Supérieures en Sciences Naturelles de l'Environnement : Université de Genève, Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique. 127 pages.

Ray N., Lehmann A. et Joly P., 2002 – Modeling spatial distribution of amphibian populations : a GIS approach based on habitat matrix permeablity. *Biodiversity and Conservation*, **11**. Pages 2143 – 2165.

Reading C.J., Loman J. et Madsen T., 1991 – Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. *Journal of the Zoological Society of London*, **225**. Pages 201 – 211.

Rebelo R. et Leclair M.H., 2003 – Site tenacity in the terrestrial salamandrid *Salamandra salamandra*. *Journal of Herpetology*, **37**. Pages 440 – 445.

Reh W. et Seitz A., 1990 – The influence of land use on the genetic structure of populations of the

common frog (*Rana temporaria*). *Biological Conservation*, **54**. Pages 239 – 249.

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

Relyea R.A., 2008 – The effects of pesticides on Amphibians. Pages 48 – 49. In Stuart S. N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P. et Young B.E. (eds) – Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.

Relyea R.A., Schoeppner N.M. et Hoverman J., 2005 – Pesticides and Amphibians: The importance of community context. *Ecological Applications*, **15**. Pages 1125 – 1134.

Renner M. et Vitzthum S., (eds) 2007 – Amphibiens et Reptiles de Lorraine. Les observer, les identifier, les protéger. Editions Serpenoise.

Resetarits W.J., 2005 – Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecology Letters*, **8**. Pages 480 – 486.

Ricou G. et Lecomte V., 1976 - Influence de la structure bocagère sur l'entomofaune. Pages 411 à 418. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Rieux R., Simon S. et Defrance H., 1999 – Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **73**. Pages 119 – 127.

Robert Y., 1976 - Distribution des pucerons de la pomme de terre en zone bocagère arasée. Pages 419 à 426. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Robert Y., Brunel E., Malet Ph. et Bautrais P., 1976 – Distribution spatiale de pucerons ailés et de diptères dans une parcelle de bocage. Pages 427 à 435. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Robinson R.A et Sutherland W.J., 2002 – Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, **39**. Pages 157 – 176.

Roché B. et Mattei J., 1997 – Les espèces animales introduites dans les eaux douces de Corse. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **344/345**. Pages 233 – 241.

Rosen P.C. et Lowe C.H., 1994 – Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation*, **68**. Pages 143 – 148.

Rothermel B.B., 2004 – Migratory success of juveniles: a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. *Ecological Applications*, **14**. Pages 1535 – 1546.

Rouse J.D., Bishop C.A. et Struger J., 1999 – Nitrogen Pollution: An Assessment of Its Threat to Amphibian Survival. *Environmental Health Perspectives*, **107**. Pages 799 – 803.

Roy D., 2002 – Amphibians as environmental sentinels. *Journal of Biosciences*, **27**. Pages 187 – 188.

Rozier F., Rozie A., Chaptal J.A.C. et Thouin A., (eds) 1787– Cours complet d'agriculture. Théorique, pratique, économique et de médecine rurale et vétérinaire. Suivi d'une méthode pour étudier l'agriculture par principes : ou Dictionnaire universel d'Agriculture. Tome sixième. Publié par Chez les libraires associés. Tome sixième.

Rubbo M. J. et Kiesecker J. M., 2005 – Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, **19**. Pages 504 – 511.

— S —

Saber E., Rhazi M., Rhazi L. et Ballais J.L., 2008 – Inventaire des mares temporaires du Maroc occidental par télédétection : une première en Afrique du Nord. *Au fil des mares…,* **6/7**. Page 11.

Saint Girons H., 1981 – Quelques observations sur la dispersion des nouveau-nés chez Vipera berus et Vipera aspis dans le bocage atlantique (Reptilia: Viperidae). Amphibia – Reptilia, 2. Pages 269 – 272.

Saint Girons H., 1996 – Structure et évolution d'une petite population de Vipera aspis (L.) dans une région de bocage de l'ouest de la France. Revue d'Ecologie, 51. Pages 223 – 241.

Saint Girons H. et Duguy R., 1976 – Les reptiles du bocage. Pages 347 à 349. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Saint Girons M.C., 1976 – Les petits mammifères dans l'écosystème du bocage. Pages 343 – 346. In CNRS, INRA, ENSA, Université de Rennes (eds) – Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde Aspects physiques biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées et humides, 5-7 juillet 1976.

Sajaloli B. et Limoges O., 2004 – Plaidoyer pour les mares. Le journal d'information du Pôle – Relais Mares et Mouillères de France. Mares, 01. 8 pages.

Sajaloli B., Limoges O., Dutilleul C. et Thulie A., 2001 – Contribution des mares à la qualité biologique et sociale des territoires. Exemple pris dans le bassin parisien. Rapport d'étude du PNRZH « Les mares, des potentialités environnementales à revaloriser ». Centre de Biogéographie – Ecologie de l'ENS-LSH. 22 pages.

Sanzo D. et Hecnar S.J., 2006 – Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (Rana salvatica). *Environmental Pollution*, **140**. Pages 247 – 256.

Schabetsberger R., Jersabek C.D. et Brozek S., 1995 – The impact of Alpine newts (*Triturus alpestris*) and minnows (*Phoxinus phonixus*) on the microcrustacean communities of two high altitude karst lakes. *Alytes*, **12**. Pages 183 – 189.

Schabetsberger R., Jehle R., Maletzky A., Pesta J. et Sztatecsny M., 2004 – Delineation of terrestrial reserves for amphibians: post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. *Biological Conservation*, **117**. Pages 95 – 104.

Schmeller S.D., Pagano A., Plénet S. et Veith M., 2007 – Introducing water frogs - Is there a risk for indigenous species in France? *Comptes Rendus Biologies*, **330**. Pages 684 – 690.

Schmidt B., 2007 – La chytridiomycose: une redoutable mycose touchant les amphibiens. Koordinationsstelle für Amphibien und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch). 6 pages.
Téléchargeable :
http://www.karch.ch/karch/f/ath/chytri/media/Chytridiomykose_PDF_Fr.pdf

Schoener T.W., 1968 – Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, **43**. Pages 113 – 141.

Schrool J. et Zuiderwijk A., 1981 – Ecological isolation in *Triturus cristatus* and *Triturus marmoratus* (Amphibia: Salamandridae). *Amphibia – Reptilia*, **1**. Pages 235 – 252.

Schulte U., Küsters D. et Steinfartz S., 2007 – A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat. *Amphibia – Reptilia*, **00**. Pages 1 – 6.

Scribner K.T.J., Arntzen J.W., Cruddace N., Oldham R.S. et Burke T., 2001 – Environmental correlates of toad abundance and population genetic diversity. *Biological Conservation*, **98**. Pages 201 – 210.

Seitz A., Doepner U.F. et Reh W., 1992 – Radio-tracking of the common frog, *Rana temporaria.* Pages 484 – 489. In Priede I.G. et Swift S.M. (eds) – Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood.

Semlitsch R.D., 1998 – Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding Salamanders. *Conservation Biology*, **12**. Pages 1113 – 1119.

Semlitsch R.D., (ed) 2003a – Amphibian conservation. Smithsonian, London.

Semlicth R.D., 2003b – Introduction, general threats to Amphibians. Pages 1 – 7. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Semlitsch R.D., 2003c – Conservation of pond-breeding amphibians. Pages 8 – 23. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Semlitsch R.D., 2008 – Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, **72**. Pages 260 – 267.

Semlitsch R.D. et Bodie J.R., 2003 – Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, **17**. Pages 1219 – 1228.

Semlitsch R.D. et Rothermel B.B., 2003 – A Foudation for conservation and management of amphibians. Pages 242 – 259. In Semlictch R.D. (ed) – Amphibian Conservation. Smithsonian, London.

Service technique de l'Office Nationale de la Chasse., 1983 – Rôle de la haie à l'égard de la faune. Propositions d'entretien et de reconstitution des réseaux de haies en faveur du gibier. Notes techniques, Fiche 12. *Bulletin Mensuel ONC*, **71**. 8 pages

Simberloff D., 2005 – Non-native species do threaten the natural environment ! *Journal of Agricultural Environmental Ethics*, **00**. Pages 1 – 13.

Sinsch U., 1988a – Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad*, Bufo calamita*. *Oecologia*, **76**. Pages 399 – 407.

Sinsch U., 1988b – Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo* : direction and magnitude of movements. *Oecologia*, **76**. Pages 390 – 398.

Sinsch U., 1989 – Migratory behaviour of the common toad Bufo bufo and the natterjack toad *Bufo calamita*. Pages 113 – 125. In Langton T.E.S. (ed.) – Amphibians and roads, proceedings of the toad tunnel conference. ACO Polymer Products, Bedford-shire, U.K..

Sinsch U., 1990 – Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution*, **2**. Pages 65 – 79.

Sinsch U., 1992 – Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, **90**. Pages 489 – 499.

Sinsch U., 1997 – Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia*, **112**. Pages 42 – 47.

Sjögren Gulve P., 1988 – Metapopulation biology of *Rana lessonae* Camerano on the northern periphery of its range. Ph. D. thesis, Uppsala Univ. no 35.

Sjögren-Gulve P., 1994 – Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology*, **75**. Pages 1357 – 1367.

Smith M. A. et Green D. M., 2005 – Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, **28**. Pages 110 – 128.

Smith G.R., Vaala D.A., Dingfelder H.A. et Temple K.G., 2004 – Effects of Nitrite on Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Tadpoles from Central Ohio, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **72**. Pages 1012 – 1016.

Solla S.R., Shirose L. J., Fernie K. J., Barrett G. C., Brousseau C. S. et Bishop C. A., 2005 – Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs. *Biological Conservation*, **121**. Pages 585 – 594.

Soumagne J., 2000 – L'économie des Deux-Sèvres dans la première moitié du XXème siècle. 28 pages. [Textes parus dans Le XXe siècle en Deux-Sèvres, ouvrage collectif, 2000, Niort-Chauray, Geste Editions]. http://carta.in2p3.fr/image/TC2001/Soumagne%20Eco.doc Consulté le 15 Mars 2009.

Sparks T.H, Parish T. et Hinsley S.A., 1996 – Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **60**. Pages 1 – 8.

Sparreboom M. et Teunis B., 1990 – The courtship display of the marbled newt, *Triturus m. marmoratus*. *Amphibia – Reptilia*, **11**. Pages 351 – 361.

Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., De Snoo G.R. et Eden P., 2001 – Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**. Pages 337 – 365.

Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A., Young B.E., Rodrigues A.S.L., Fischman D.L. et Wallers R.W., 2004 – Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, **306**. Pages 1783 – 1786.

Stuart S. N., Hoffmann M., Chanson J.S., Cox N.A., Berridge R.J., Ramani P. et Young B.E., (eds) 2008 – Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.

Stumpel A.H.P. et Hanekamp G., 1986 – Habitat and ecology of *Hyla arborea* in The Netherlands. Pages 409 – 412. In Rocek Z. (ed.) – Studies in Herpetology. Charles Univ.

Stumpel A.H.P. et Van Der Voet H., 1998 – Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia – Reptilia*, **19**. Pages 125 – 142.

Sztatecsny M., Jehle R., Schmidt B.R. et Arntzen J.W., 2004 – The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*) as a function of habitat determinants : an a priori model selection approach. *Herpetological Journal*, **14**. Pages 89 – 97.

— T —

Tattersall F.H., Macdonald D.W., Hart B.J., Johnson P., Manley W. et Feber R., 2002 – Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology*, **39**. Pages 643 – 652.

Temple H.J. et Cox N.A., 2009 – European Red List of Amphibians. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities. 32 pages.

Tessier A.H., Fougeroux de Bondaroy A-D., Thouin A., Bosc L.A.G. et Baudrillant J.J., (eds) 1791 – Encyclopédie méthodique : agriculture. Publié chez Panckoucke. Tome deuxième.

Tessier A.H., Fougeroux de Bondaroy A-D., Thouin A., Bosc L.A.G. et Baudrillant J.J., (eds) 1796 – Encyclopédie méthodique : agriculture. Publié chez Panckoucke. Tome quatrième.

Tessier A.H., Tessier A., Thouin A., Fougeroux de Bondaroy A-D. et Bosc L.A.G., (eds) 1816 – Encyclopédie méthodique : agriculture. Publié chez Panckoucke. Tome cinquième.

Tessier-Ensminger A. et Sajaloli B. (eds) 1997a – Radioscopie des mares. L'Harmattan, Collection Environnement, Paris, France.

Tessier-Ensminger A. et Sajaloli B., 1997b – La mare, objet géographique insaisissable ? L'exemple de la commune de Thimert en Eure-et-Loir. Pages 27 – 38. In Tessier-Ensminger A. et Sajaloli B. (eds) – Radioscopie des mares. L'Harmattan, Collection Environnement, Paris, France.

Teyssèdre A., 2004 – Vers une sixième grande crise d'extinctions ? Pages 24 – 49. In Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds) – Biodiversité et changements globaux, enjeux de société et défis pour la recherche. Adf, Ministère des Affaires étrangères.

Thirion J.M., 2008 – Écrevisse de Louisiane et biodiversité, ou les impacts d'une espèce invasive dans un milieu isolé du Pays-Bas Charentais. In: Anonyme. Actes du séminaire du 7 Décembre 2007 : Espèces invasives et communication. Ménigoute. In press 2008.

Thirion J.M. et Fouquet A., 2003 – Le Xénope lisse : *Xenopus laevis* (Daudin, 1802). Pages 148 – 150. In Pascal M., Lorvelec O., Vigne D.J., Keith P. et Clergeau P. (eds) – Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages).

Thirion J.M., Grillet P. et Geniez P., (eds) 2002 – Les Amphibiens et les Reptiles du Centre-Ouest de la France, région Poitou-Charentes et départements limitrophes. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France).

Thomas C.F.G. et Marshall E.J.P., 1999 – Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **72**. Pages 131 – 144.

Thompson D., 2002 – Effets d'agents d'agression multiples sur les amphibiens indigènes. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grand Lacs. *Nouvelles Express*, **30**. 2 pages.

Thouin., Parmentier., Tessier., Huzard., Silvestre., Bosc., Chassiron., Chaptal., Lacroix., De Perthuis., Yvart., Decandolle., Du Tour., 1809 – Nouveau cours complet d'agriculture théorique et pratique contenant la grande et la petite culture, l'économie rurale et domestique, la médecine vétérinaire etc ; ou Dictionnaire raisonné et universel d'agriculture : ouvrage rédigé sur le plan de celui de feu l'abbé Rozier duquel on a conservé tous les articles dont la bonté a été prouvée par l'expérience. Publié par Deterville. Tome huitième.

Thulie A. et Pirot F., 2004 – Modélisation d'un réseau de mares et evaluation de la connectivité selon la Théorie de Graphes. SIG 2004, Conférence Francophone ESRI. 6 et 7 Octobre à Issy-les-Moulineaux.

Tilman D., 1998 – The greening of the green revolution. *Nature*, **396**. Pages 211 – 212.

Timsit O. et Clergeau P., 1998 – Densité de corvidés (Corvidae) et prédation de nids artificiels en relation avec la structure du paysage. *Gibier faune sauvage*, **15**. Pages 151 – 166.

Titeux N., 2000 – Ecologie comportementale du Crapaud calamite (*Bufo calamita* Laurenti) et caractérisation démographique d'une population isolée en Brabant Wallon. Mémoire de licence, Année académique 1999-2000, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve. 166 pages.

Todd B.D. et Winne C.T., 2006 – Ontogenetic and interspecific variation in timing of movement and responses to climatic factors during migrations by pond-breeding amphibians. *Canadian Journal of Zoology*, **84**. Pages 715 – 722.

Togroi R., 1992 – Agriculture intensive et environnement en Poitou-Charentes (Quelques données). Poitou-Charentes Nature. 84 pages.

Tourneur J.C. et Marchandeau S., 1996a – Milieux bocager et biodiversité. Les vertébrés typiques du grands-ouest. Eujeux de conservation de cet agroécosystème. 1ère partie : faune et bocage. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, **207**. Pages 22 – 33.

Tourneur J.C. et Marchandeau S., 1996b – Milieux bocager. Les vertébrés typiques du grand-ouest. Enjeux de la préservation de cet agroécosystème. 2ème partie : statut, répartition des espèces bocagères et enjeux de la préservation des bocages. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, **208**. Pages 24 – 41.

Tunner H.T., 1992 – Locomotion behaviour in water frogs from Neusiedlersee. Pages 449 – 452. In Koros Z. et Kiss I., (eds) 1992 – Proceeding of the sixth ordinary general meeting of the Society for European Herpetologists. Hungarian Natural History Museum.

Turner F.B., Jennrich R.I. et Weintraub J.D., 1969 – Home ranges and the body sizes of lizards. *Ecology*, **50**. Pages 1076 – 1081.

— U —

UICN et MNHN., 2008 – Une espèce de reptiles et d'amphibiens sur cinq risquent de disparaître de France métropolitaine selon la Liste rouge des espèces menacées. Communiqué de presse du 26 mars 2008. Muséum national d'Histoire naturelle, Comité français de l'UICN et la Société Herpétologique de France. 7 pages.

— V —

Van Buskirk J., 2005 – Local and Landscape influence on Amphibian Occurrence. *Ecology*, **86**. Pages 1936 – 1947.

Vanhinsbergh D., Gough S., Fuller R.J. et Brierley E.D.R., 2002 – Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **92**. Pages 123 – 136.

Varchola J.M. et Dunn J.P., 2001 – Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **83**. Pages 153 – 163.

Vos C., 1999 – Quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Thèse de doctorat, IBN Scientific Contribution 18, Wageningen. 144 pages.

Vos C.C. et Stumpel A.H.P., 1996 – Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology*, **11**. Pages 203 – 214.

Vos C.C. et Chardon J.P., 1998 – Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology*, **35**. Pages 44 – 56.

Vos C.C. et Ter Braak J.F., Nieuwenhuizen W., 2000 – Incidence function modelling and conservation of the Tree frog *Hyla arborea* in the Netherlands. *Ecological Bulletins*, **48**. Pages 165 – 180.

— W —

Wake D.B., 1991 – Declining amphibian populations. *Science*, **253**. Page 860.

Watteaux M., 2005 – Sous le bocage, le parcellaire… *Études rurales*, **175/176**. Pages 53 – 80.

Weldon C., Du Preez L.H., Hyatt A.D., Muller R. et Speare R., 2004 – Origin of the amphibian

chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases*, **10**. Pages 2100 – 2105.

Wells K.D., (ed.) 2007 – The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago.

Werner E.E. et Glennemeier K.S., 1999 – Influence of forest canopy cover on the breeding pond distribution of several amphibian species. *Copeia*, **1**. Pages 1 – 12.

Weyrauch S.L. et Grubb T.C.J., 2004 – Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information theoretic approach. *Biological Conservation*, **115**. Pages 443 – 450.

Wicherek S., (ed.) 1999 – Paysages agraires et Environnement. Principes écologiques de gestion en Europe et au Canada. CNRS éditions, Paris.

Willis K.J., Whittaker R.J., 2002 – Species diversity - Scale matters. *Science*, **295**. Pages 1245 – 1246.

Willson J.D. et Dorcas M. E., 2003 – Effects of habitat disturbance on stream salamanders : implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology*, **17**. Pages 763 – 771.

Wilson J.D., Morris A.J., Arroyo B.E., Clark S.C. et Bradbury R.B., 1999 – A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **75**. Pages 13 – 30.

Wood P.J., Greenwood M.T. et Agnew M.D., 2003 – Pond diversity and habitat loss in the UK. *Area*, **35** Pages 206 – 216.

Wycherley J., Doran S. et Trevor B., 2002 – Male advertisement call characters as phylogeographical indicators in European water frogs. *Biological Journal of the Linnean Society*, **77**. Pages 355 – 365.

— Y —

Young E.B., Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A. et Boucher T.M., 2004 – Disappearing Jewels, The Status of New World Amphibians. NatureServe, Arlington, Virginia. 53 pages.

Ysnel F., Eybert M.C., Lambert E., Canard A., Geslin T. et Marc P., 1998 – Bordures bocagères et biodiversité des jachères environnement et faune sauvage. *Gibier Faune Sauvage*, **15**. Pages 15 – 32.

— Z —

Zadora-Rio E., 1998 – De la haie au bocage : quelques remarques sur l'Anjou. Pages 671 – 682 In Feller L., Mane P. et Piponnier F., (eds) 1998 – Le village médiéval et son environnement. Etudes offertes à Jean-Marie Pesza. Paris, Publications de la Sorbonne.

Zanini F., Klingemann A., Schlaepfer R. et Schmidt B.R., 2008 – Landscape effects on anuran pond occupancy in an agricultural countryside : barrier-based buffers predict distributions better than circular buffers. *Canadian Journal of Zoology*, **86**. Pages 692 – 699.

Zanini F., 2006 – Amphibian conservation in human shaped environments : landscape dynamics, habitat modelling and metapopulation analyses. Thèse de docorat N° 3635. Ecole PolytechniqueFédéral de Lausanne.
180 pages.

ANNEXES

Annexe n°1

Facteurs influençant la dynamique de métapopulation (D'après Opdam 1991)

Annexe n° 1 : Facteurs influençant la dynamique de métapopulation (D'après Opdam 1991)

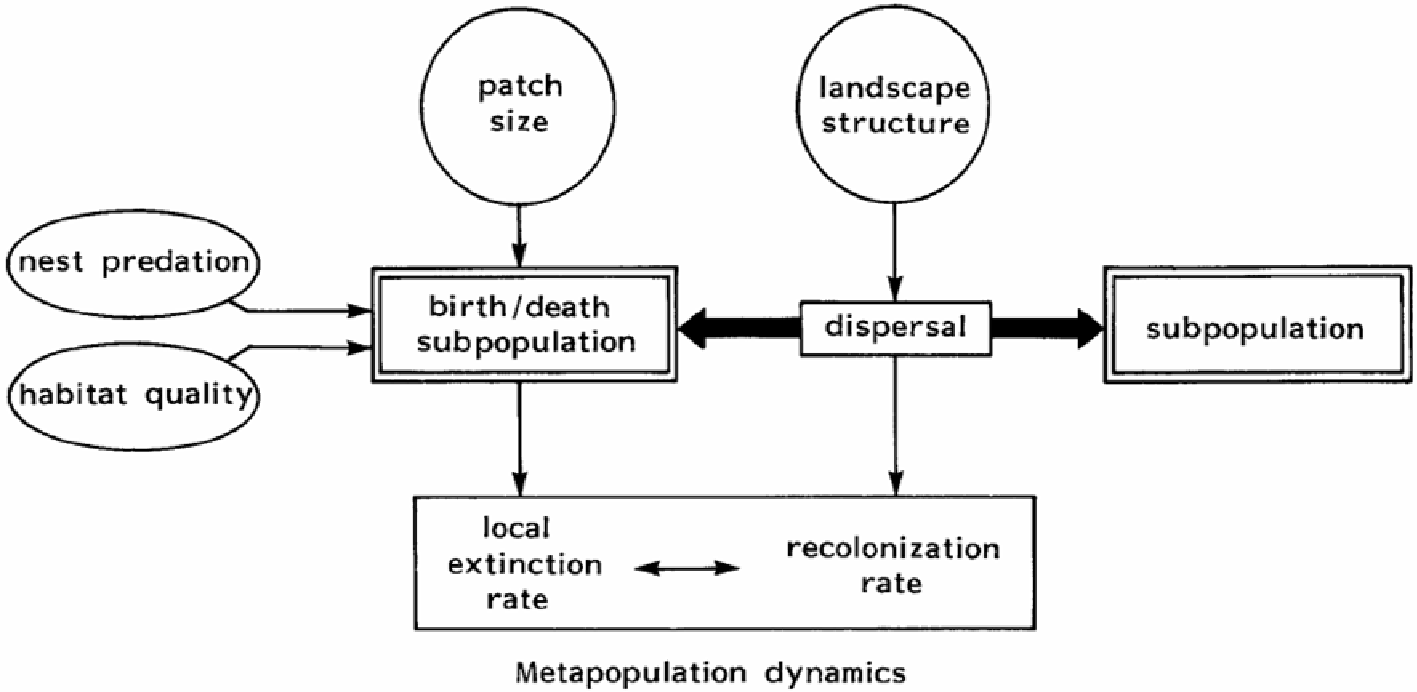


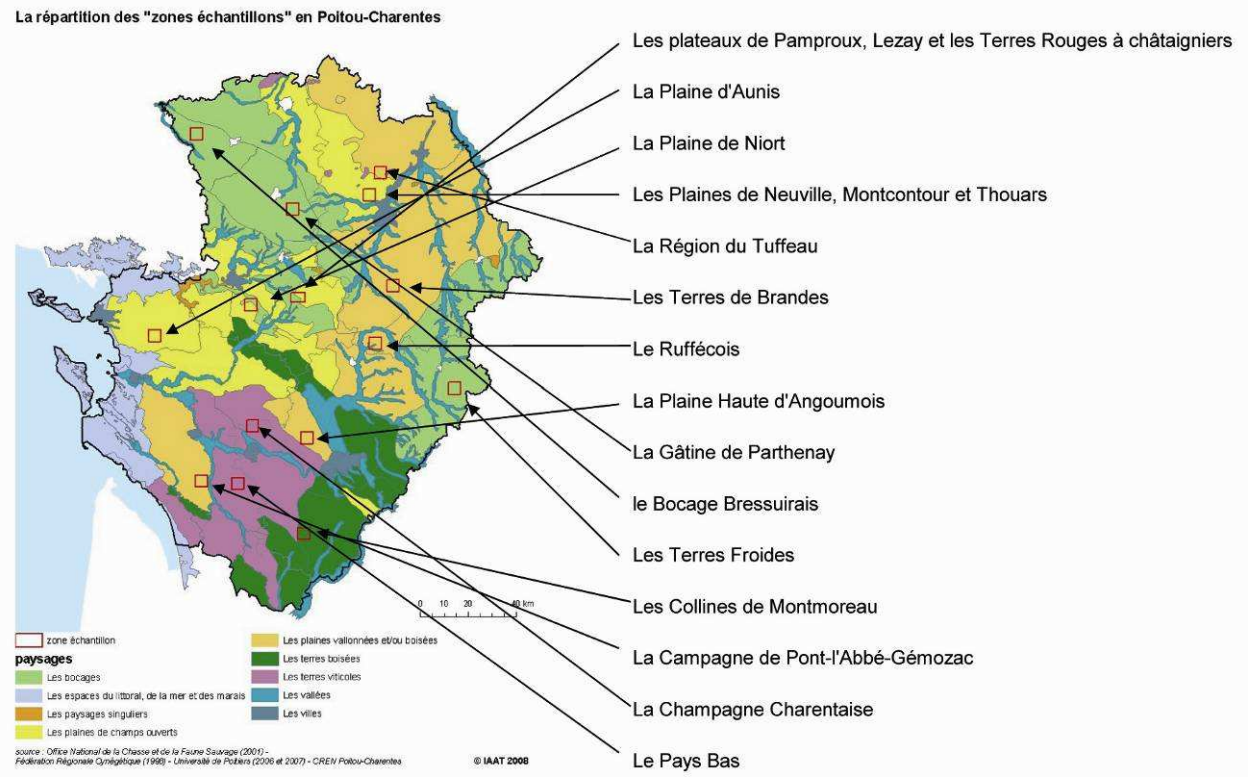
Fig. 1. Factors influencing metapopulation dynamics. The balance between local extinction and recolonization is determined by the local birth/death processes resp. the intensity of the dispersal flow between habitat patches. The local demography is affected by patch size, habitat quality (including heterogeneity) and nest predation (among other factors not discussed), the dispersal flow is related to the landscape structure.

Annexe n°2

Evolution du linéaire de haies entre 1960 et aujourd'hui en Poitou-Charentes. Etude de l'IAAT.

Annexe n° 2 : Evolution du linéaire de haies entre 1960 et aujourd'hui en Poitou-Charentes. Etude de l'IAAT.

		Évolution sur la zone de 25 km2		
Catégorie de paysage	**Paysage concerné ***	**km de haies dans les années 60**	**km de haies aujourd'hui**	**Évolution en pourcentage du linéaire depuis les années 60**
Les plaines de champs ouverts et bocages	Les plateaux de Pamproux et de Lezay et les Terres Rouges à châtaigniers	422	139	**-67**
Les plaines de champs ouverts	La Plaine de Niort	233	144	**-38**
	La Plaine d'Aunis	168	104	**-38**
	Les Plaines de Neuville, Montcontour et Thouars	11	11	**0**
Les plaines vallonnées-boisées	Les Terres de Brandes	176	116	**-34**
	Le Ruffécois	145	35	**-76**
	La Plaine Haute d'Angoumois	60	49	**-19**
	La Région du Tuffeau	42	46	**10**
	La Campagne de Pont-l'Abbé-Gémozac	40	21	**-48**
Les bocages	La Gâtine de Parthenay	329	285	**-13**
	Les Terres Froides	275	213	**-23**
	le Bocage Bressuirais	198	218	**10**
Les terres viticoles	Le Pays Bas	120	51	**-57**
	La Champagne Charentaise	54	25	**-53**
Les terres boisées	Les Collines de Montmoreau	42	36	**-14**



Source Internet : http://www.poitou-charentes.fr/environnement/paysages/haies (Consulté le 30 juin 2009)

Annexe n°3

Revue de presse sur le bocage en Deux-Sèvres.

Annexe n° 3 : Revue de presse sur le bocage en Deux-Sèvres.

Des haies et des arbres saccagés au nom du productivisme à Mazières

Depuis trois semaines, des terres de Mazières-en-Gâtine sont louées à un GAEC de Saint-Pardoux. En trois semaines, les nouveaux locataires, sans en demander la permission, ont arraché haies et arbres, au grand dam des nus-propriétaires.

Samedi dernier, lors la manifestation de « Préservons la Gâtine », Gilbert Favreau, conseiller général de Parthenay et président du Pays de Gâtine, a lancé haut et clair qu'il est depuis toujours contre le saccage des haies de Gâtine. L'avocat Gilbert Favreau ne pourra qu'aller dans le sens du président de Pays puisque les propriétaires des terres concernées par ces saccages ont fait appel à lui pour plaider leur cause.

Par héritage de leur père, les trois sœurs Papet et leur frère possèdent des terres à Mazières-en-Gâtine, au pied du château d'eau. Ils n'en sont que nus-propriétaires, leur mère étant usufruitière. Ces terres étant restées incultes cinq ans durant, cette dernière a décidé de les donner en fermage au GAEC « Desnoues-Chaigne » de Saint-Pardoux, mais sans en informer ses trois filles, alors qu'elles envisageaient de les louer à d'autres agriculteurs « *plus connus pour respecter l'environnement* » note Michel Lucet, l'époux de Danielle, l'une des trois sœurs. Sans vouloir revenir sur ce bail, les trois sœurs s'élèvent contre le fait que les nouveaux locataires « *saccagent les haies et les arbres présents sur les terres* ».

Gilbert Favreau avocat

Les trois sœurs font alors appel à l'avocat Gilbert Favreau car force leur est de constater l'état dans lequel sont leurs terres après trois semaines. « *Les haies avaient besoin d'être taillées car cela n'avait pas été fait depuis longtemps* reconnaît Michel Lucet. *Je comprends que certaines branches d'arbres pouvaient gêner des machines agricoles. Il fallait les couper, mais c'est tout* ».

En réalité, des haies intérieures aux champs ont été coupées au ras de la terre. Des chênes plus que cinquantenaires ont été arrachés puis débités et évacués. Des branches des arbres limitrophes aux champs ont été cassées par un engin. Depuis la remarque des propriétaires, les plaies des arbres ont été en partie « *rafraîchies* » à la tronçonneuse. Un fossé de drainage a été creusé « *alors que le Conseil général* (NDLR : qui fait la déviation de Mazières toute proche) *a travaillé soigneusement, épargnant les arbres et aménageant très correctement le ruisseau d'écoulement* » déplorent les propriétaires. « *Avant d'entreprendre quelque arrachage que ce soit, les locataires doivent demander l'autorisation au propriétaire. Les arbres, le bois, appartiennent à ces derniers. Ces arbres, coupés bien avant qu'ils soient à plein rendement, ont disparu. Le bois est parti, volatilisé* ».

Jean Collon, représentant des Verts, et Michel Lucet ne peuvent que constater les dégâts

Une mare précieuse

Une très belle mare subsiste encore dans un coin. Michel et Danielle Lucet craignent le pire pour elle. « *Dans cette mare se déverse le trop-plein du château d'eau. Nous refusons qu'on y touche. Mais nous craignons le pire car c'est du maïs qu'ils veulent apparemment cultiver là* ».

Avant tous ces arrachages, les champs étaient déjà de dimension suffisante pour être mécaniquement exploités : 8 hectares en moyenne. « *Mais des haies en moins, c'est plus de surface primée par l'Europe* » déplore Michel Lucet. Au nom du productivisme, peut-on faire n'importe quoi et défigurer ainsi la Gâtine ? Malheureusement les exemples ne manquent pas du côté de Saint-Pardoux, Mazières, Vasles, ou Châtillon.

Pierre GROUSSARD

Courrier de l'Ouest : 6 Avril 2008

Des arbres et haies « massacrés » à Chiché : des pratiques inacceptables pour les Verts

Après Serge Merceron, élu du Conseil municipal de Chiché, qui s'était insurgé contre les arrachages de haies sur le site de la Renelière dans sa commune (CO du lundi 22 septembre), ce sont les Verts du Bocage et la Confédération paysanne qui disent leur colère.

L'enlèvement de ces haies et arbres a été effectué dès le début du mois de septembre, entre les moulins de la Guirère de Boismé et l'étang du Paradis, à Chiché. Les Verts et la Confédération paysanne parlent de « *pratiques inacceptables* ». Et d'ajouter : « *Les nouveaux propriétaires d'une cinquantaine d'hectares de terres agricoles viennent de procéder à l'arrachage de tout le maillage bocager interne au périmètre de cette exploitation : plusieurs centaines d'arbres et plusieurs kilomètres de haies gisent sur le sol, sont déjà brûlés ou en voie de combustion.* »

Plusieurs kilomètres de haies supprimées, selon les Verts

« Une très mauvaise image »

« *C'est un spectacle de désolation contraire aux pratiques agricoles respectueuses de leur environnement bocager comme le font, heureusement, de nombreux agriculteurs et éleveurs du Bressuirais. Car les haies, outre leur impact sur la biodiversité, servent de rétention des eaux, évitent l'érosion des terres, protègent des vents dominants tant pour les animaux que pour les plantes. Sans oublier les « mouillères » qui jouent un rôle d'épuration des eaux dans ce bassin versant du Thouaret.*

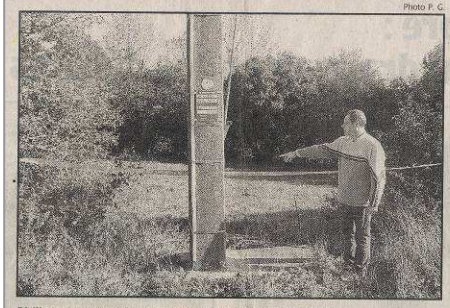
« *Ce saccage va à l'encontre des initiatives de développement durable des collectivités locales qui soutiennent les replantations d'arbres et de haies sur le territoire avec l'association Bocage Pays branché et ses militants. N'est-ce pas aussi une offense aux riverains et aux habitants qui aspirent à vivre dans un paysage riche de son maillage bocager ? Et c'est leur donner une très mauvaise image destructrice de l'agriculture et de ses agriculteurs. Dans cette période de valorisation et découverte du patrimoine, on ne peut que dénoncer ce scandale !* »

Courrier de l'Ouest : 23 Septembre 2008

ENVIRONNEMENT

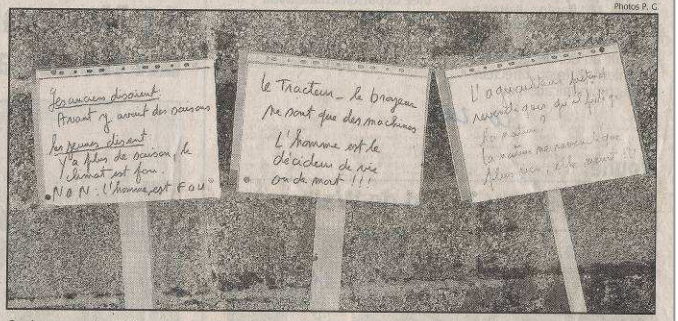
A Saint-Pardoux, Philippe Noirtault veut sauver les haies de Gâtine des traitements trop sévères

Photo P. G.



Philippe Noirtault fait remarquer l'action très puissante des débroussaillants utilisés au pied des poteaux électriques.

Photos P. G.



Quelques-uns des petits panneaux disposés à certains endroits où les haies sont menacées.

Philippe Noirtault réside à la Grivière de Saint-Pardoux. Sensible à la disparition et à la dégradation des haies de Gâtine, il essaie de faire en sorte que ses haies, le long des chemins publics, échappent aux mauvais traitements, notamment par les engins de broyage.

Décidément, la préservation de nos paysages et particulièrement des palisses (haies) de Gâtine, concerne énormément de personnes, qu'elles appartiennent à un milieu citadin ou franchement rural, paysan ou non. A la suite de notre article sur des massacres de haies (lire CO du 31 octobre 2006) perpétrés au nom d'une prétendue modernisation, mais surtout au nom de primes plus importantes, de nombreuses personnes se sont manifestées pour dire leur attachement à ces palisses qui font le charme des paysages de Gâtine et ont un réel rôle écologique (coupe vent, drainages et rétention d'eau, abri pour la flore et la faune, etc.).

Philippe Noirtault, qui réside à Saint-Pardoux, a tenu à témoigner.

« Une destruction brutale ou pernicieuse »

De parents agriculteurs à la Grivière, Philippe a toujours vécu là. Même si sa profession le conduit à Tours, il revient très souvent voir ses parents et a conservé des terres qu'il loue. Mais il tient à conserver son patrimoine en bon état écologique. Et là, c'est moins évident parfois. « *Au fil des années, j'ai vu l'état des haies se détériorer. Les dégâts sont faits par les agriculteurs, mais aussi par les communes. C'est une destruction brutale ou pernicieuse, c'est selon* », annonce-t-il. Il met en cause le broyage des haies qui a pour but de les tailler. Mais les broyeurs passent « *de plus en plus près* » et ne tiennent aucun compte des jeunes arbres qui essaient de lever.

Des haies tondues

Et d'ajouter : « *C'est la tonte des haies ! Ça fait peur… Il n'y a plus de haie en continu* ». En plus des arbustes qui ne peuvent émerger de la haie, il constate la disparition des épines noires (prunellier) et des épines blanches (aubépine) des haies de chez lui. « *Vous vous rendez compte, ici les cantonniers passent le broyeur trois fois par an. Même en pleine chaleur estivale !* »

Il stigmatise les débroussaillages chimiques réalisés pour « *bien dégager* » les poteaux électriques. « *Ça fait un énorme trou dans la haie* », montre-t-il.

Des affichettes

Pour sauvegarder ses haies des engins trop voraces, il dispose tout au long, et selon les besoins, des affichettes sous plastique portant différentes mentions. En voici quelques exemples : « *Cet arbre veut grandir* » contre un petit chêne ; « *Avant, l'homme se servait de la nature pour s'enrichir, maintenant il se ruine à la détruire* » ; « *Les anciens disaient : avant il y avait des saisons. Les jeunes disent : il n'y a plus de saisons, le climat est fou. Non ! L'homme est fou !* » ; « *Le tracteur, le broyeur ne sont que des machines. L'homme est le décideur de vie ou de mort* »… Et bien d'autres encore : « *Je les renouvellerai régulièrement* », annonce-t-il.

Les haies ne sont pas son seul souci. C'est l'état de la nature dans son ensemble qui le concerne et l'inquiète. A l'image d'une bande d'herbe d'un mètre passée au désherbant le long d'un ruisseau classé en zone Natura 2000, et donc protégé.

P. G.

Courrier de l'Ouest : 2008

Cerizay

Le Bocage a perdu près de la moitié des espèces d'oiseaux en vingt ans

Après avoir mené une étude sur le terrain, trois étudiants cerizéens ont animé un débat scientifique sur l'environnement (le rôle des haies, les mares…) devant une assistance composée d'une trentaine de personnes.

Ces trois étudiants (à gauche) ont animé la soirée débat

Cet exposé fut riche d'informations et les présents ont pu mesurer tout l'intérêt que représente la protection de l'environnement. Ainsi, sur les 40 espèces d'oiseaux qui étaient recensées dans les années quatre-vingt, seules 24 peuplent encore aujourd'hui les 16 secteurs du Haut Bocage, Vendéen et Bressuirais qui ont été étudiés. Cette enquête montre que l'écart se creuse entre les différents secteurs, et il serait souhaitable que les éleveurs bénéficient des avantages des céréaliers.

Le rôle de la haie

Les étudiants ont notamment souligné « *le rôle de la haie qui sert de brise-vent et de microclimat. Sa destruction cause l'érosion, l'effet de serre, et n'est pas sans conséquence sur la faune et la flore* ».

Des signes sont annonciateurs : la présence de la grive musicienne, oiseau emblématique des prairies permanentes, témoigne du bon état d'une haie ; l'alouette des champs révèle un habitat dégradé des terres de cultures céréalières ; le cortège de passereaux prouve une densité de végétation…

Le territoire est aussi différemment fréquenté par les espèces : le loriot d'Europe crèche dans un bocage naturel, au fond des vallées ; la tourterelle des bois vit dans le bocage ancien et l'alouette Lulu dans un bocage ensoleillé.

Enfin, les coléoptères, tels la Rosalie des Alpes vit sur le frêne ou encore le scarabée pique-prune du châtaignier (dont les larves se nourrissent pendant deux à trois ans du bois en décomposition) démontre la non-dangerosité de laissé les arbres morts.

Il existe une prise de conscience et les replantations de haies font aussi l'actualité dans le bocage qui se divise en parcelles boisées et en prairies. « *Dix ans sont nécessaires pour que les gens s'approprient la biodiversité* », terminent les étudiants.

Courrier de l'Ouest : 19 Octobre 2008

Des menaces pèsent sur nos chênes mais aussi sur nos palisses (haies)

Le réchauffement de la planète n'est pas une impression née dans quelques cerveaux un peu nuageux. Les indices ne manquent pas dans le monde pour l'affirmer. Parmi ceux qui, chaque jour, sont confrontés à cette dégradation du climat, les forestiers assistent à un dépérissement alarmant des massifs de chênes pédonculés et rouvres. Du coup, le chêne vert, hôte des forêts méditerranéennes, voit son aire s'agrandir vers le nord.
Par ailleurs, du fait de l'action directe de l'homme, des kilomètres et des kilomètres de haies sont arrachés au nom du modernisme de l'agriculture. Les menaces ne manquent pas sur ces réserves de bois consommatrices de gaz carbonique. Heureusement, pensant à l'avenir, certains boisent leur propriété.

Dessin Michel Fou

Seuls les roseaux de la fable peuvent faire un pied de nez aux chênes en train de disparaî

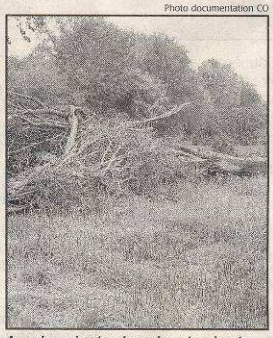
Photo Pierre Groussard

Dans cent ans, pourra-t-on encore voir un tel arbre dans nos forêts ?

La chaleur tue les chênes de nos régions

Les spécialistes de la forêt et de sa « culture » sont pessimistes quant à l'avenir des chênes pédonculés ou rouvres de nos régions.
Ces deux essences constituant l'essentiel de nos boisements de feuillus avec le châtaignier et le hêtre, souffrent des canicules et sécheresses à répétition. « *Dans cent ans, selon toutes les prévisions, le peuplement majoritaire se fera à base de chêne vert. Si la chaleur continue d'augmenter, on pourrait voir disparaître hêtres et chênes familiers de nos forêts* » déplore un spécialiste. Il préconise quelques gestes simples pour éviter trop de casse.

Photo documentation CO



Avec les arbustes, les arbres tombent sous la poussée des engins

Les haies aussi disparaissent

Au nom du modernisme agricole e surtout de la mécanisation, de nor breuses haies sont arrachées en G tine. On voit ainsi de plus en plus d champs gâtinais de 15 à 20 hectares, ce qui est une hérésie d'après de nombreux agronomes, botanistes, chasseurs et écologistes. Certains vont jusqu'à labourer au bord de la surface goudronnée. Même les arbres de certaines haie sont arrachés, en même temps qu les arbustes, sans souci d'au moins valoriser le bois : le bulldozer règn alors en maître et tant pis pour le respect du milieu, sans parler du paysage.

Première partie, Courrier de l'Ouest : 04 Juillet 2007

D'autres protègent les haies et replantent

Si certains arrachent à tout va, d'autres ont le souci de préserver leur paysage, mais aussi le biotope et la qualité de vie qu'ils ont toujours connus. Michel Reigné fait partie de ceux-là. A Châtillon-sur-Thouet, il était éleveur. A sa retraite, pour éviter qu'un successeur éventuel ne « casse » sur ses terres, il a décidé de garder ses terres et de les boiser entièrement. Sans aucune aide ni subvention, il a entrepris de planter champ par champ. Ses plants, il les produit lui-même. Il est même devenu expert dans l'art de faire ses semis, découvrant ainsi, par expérience personnelle, que pour le pin Douglas, il faut passer les graines six mois au frigo, sinon elles ne germent pas. De nombreuses personnes le contactent pour le soutenir, mais aussi lui demander des conseils pour en faire autant chez eux, ou tout simplement lui dire combien ils sont d'accord avec lui. Certains, soucieux du devenir des haies, tel Philippe Noirtault à Saint-Pardoux, protègent les existantes de tailles trop sévères par les fermiers ou les cantonniers.

Photo documentation

Michel Reigné a planté toute sa propriété lui-même : 12 000 pieds d'arbres dont il avait auparavant fait le semis ou la bouture. A Saint-Pardoux, Philippe Noirtault défend ses haies des tailles trop sévères en disposant des petites affiches (en médaillon).

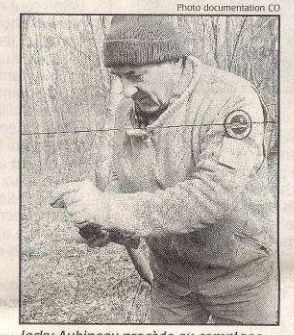
Photo documentation CO

Le Thouet en période d'étiage à la Trebesse.

La qualité de l'eau également menacée

Il n'y a pas que les haies qui sont menacées. La qualité de l'eau de nos rivières n'est pas satisfaisante, loin s'en faut. En cela, les haies jouent, outre leur rôle de drain, un certain rôle d'épuration et de régulation des cours. Des études seront menées sur le Thouet amont par Michel Perrinet, sur cinq ans.
Dès la première année, il donne un constat alarmant. A dose plus ou moins importante on trouve dans l'eau du Thouet amont, pas moins de 20 substances herbicides, huit insecticides, trois fongicides et un molluscicide. Agriculture, collectivités et particuliers sont en cause.

Photo documentation CO

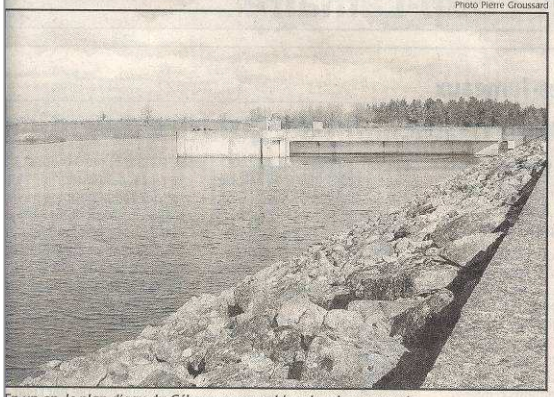


Jacky Aubineau procède au comptage d'oiseaux au Cébron.

Mieux cerner les populations d'oiseaux

Il n'y a guère d'hôtes de nos haies plus représentatifs que les oiseaux, même si celles-ci, par ailleurs, abritent et nourrissent une très nombreuse population d'insectes, de mammifères, et de reptiles qui contribuent à l'équilibre écologique. Les associations de protection de la nature et l'ONCFS (Office national de la chasse et de la faune sauvage), afin de connaître au mieux les différentes populations, procèdent à des comptages ou recensements.
Jacky Aubineau, de l'ONCFS, suit les populations aviaires sur les terrains autour du plan d'eau du Cébron en faisant des captures.

Photo Pierre Groussard



En un an, le plan d'eau du Cébron a connu bien des changements. L'année dernière, à cette époque, tout le monde se demandait comment la Gâtine pourrait s'approvisionner en eau tant le niveau du lac était dramatiquement bas.

Photo documentation

Afin de préserver la qualité de l'eau en ne rejetant plus de substances chimiques dans la nature, des entreprises d'entretien ont adopté le désherbage à l'eau chaude.

Deuxième partie, Courrier de l'Ouest : 04 Juillet 2007

Neuvy-Bouin

700 mètres de haie à l'image de la Gâtine

Jean-Paul Gobin, agriculteur au Grand Faix, entame un programme de plantation de 700 mètres de haies sur son exploitation.

Agriculteur au Grand Faix, Jean-Paul Gobin a mené avec l'aide du Pays de Gâtine, les conseils de Bocage Pays branché et de Prom'Haie, un projet de plantation de 700 mètres de haie sur son exploitation. Les plants et l'étude de faisabilité qui correspondent à 1600 €, sont subventionnés intégralement. Reste à la charge de l'exploitant la main-d'œuvre, pour la préparation du terrain et les plantations elles-mêmes. Jean-Paul Gobin d'expliquer : *« Les conseils et les subventions sont souvent le déclic qui nous conduit à franchir le pas… »*.

Essences locales et variées

Le but de l'opération est de préserver le paysage de Gâtine, de procurer à terme des espaces ombragés pour les animaux, de délimiter les parcelles de la voie publique agréable, préférable aux barbelés.

Les essences locales sont favorisées. Fusain, troène, prunellier, pommier, charme, néflier, sureau, noisetier, érable champêtre, cormier, alisier, frêne, merisier, houx et chêne sont ainsi plantés.

Jean-Paul Gobin a commencé la plantation.

Courrier de l'Ouest : 2008

Azay-le-Brûlé

Les enfants à la reconquête du paysage

Les enfants de l'accueil de loisirs ont joué les apprentis jardiniers, mercredi, en plantant 21 noyers dans l'ancienne carrière de Palancay, située dans le village de Fonvérines.

Initiée par la Région Poitou-Charentes, l'opération « Reconquête des paysages par la plantation d'arbres et de haies » a permis, à ce jour, la plantation de 800 000 arbres dans la région. *« Au départ, en 2004, l'idée était de planter un arbre par habitant. A ce jour, nous avons financé une centaine d'actions qui ont été menées au travers de projets des municipalités et des associations »*, explique Colette Balland, conseillère régionale.

Des essences locales

Dans cette démarche de reconquête, l'accent est porté sur l'importance de la plantation d'essences locales, notamment dans des lieux en friche. Et c'est le cas à Palancay, sur l'ancienne carrière où il y a longtemps, paraît-il, s'épanouissait un verger de noyers.

Avec Prom'haies

Pour faire revivre ce lieu, les enfants de l'accueil de loisirs ont été conviés à planter de jeunes arbres, aidés par les agents et les conseillers municipaux. Armés de petites pelles et chaussé de bottes en caoutchouc, de rigueur ce jour-là pour les petits comme les grands, ils ont écouté avec attention les conseils et les indications de Samuel Fichet, de l'association Prom'haies. Associée au projet, elle en a conçu, pour la municipalité, la partie technique. L'association travaille, en outre, auprès des agriculteurs en leur fournissant des conseils techniques axés sur la valorisation et l'utilité des haies. En effet, en plus de son importance dans l'équilibre de l'écosystème, le bois des haies sert aussi aujourd'hui à se chauffer et à fertiliser le sol.

Après la plantation, les enfants ont aidé au paillage des arbres

Courrier de l'Ouest : 23 Décembre 2008

Largeasse

Journées de l'arbre et de la haie

Ce samedi, quelque 80 personnes ont participé, en vagues successives, aux plantations ainsi qu'à la démonstration, par le club de Jardiniers de France, (Joseph Rouillier), de BRF (Bois Ramé Fractionné) utilisé comme paillage sur le travail accompli. Une bonne centaine de mètres a été plantée.

Ensuite, visite au Foyer rural pour apprécier les expositions renforcées par une série de conférences, avec film à l'appui, dimanche compris. Michel Rouillier, adjoint, qui a organisé ces trois journées, peut être satisfait des résultats obtenus.

Une partie du chantier de plantation .

Courrier de l'Ouest : 25 Novembre 2008

Villiers-en-Plaine

Les enfants des écoles plantent des haies

Les enfants ont participé à la plantation de haies sur les terres de Trotte-Baril.

En partenariat avec la fédération des chasseurs, l'ACCA locale a décidé de préparer l'avenir en aménageant le territoire et en plantant 1 660 essences variées pour la création de haies.
Une majorité des plants a été mise en place par les chasseurs. Pour le reste, les écoles ont été sollicitées pour accomplir ces gestes écologiques. Trois classes ont répondu favorablement à cette demande, les 21 élèves de Moyenne Section de Dany Devaud-Drochon, les 23 de Grande Section d'Anne Rousseau et les 26 CP de Martine Genet. Ce travail est en lien avec les projets de l'école qui va se rendre à Coutières pour travailler sur la forêt et qui va réaliser des panneaux sur les différents stades de la haie.
Le décloisonnement entre les classes de CP et de Grande Section de la maternelle était aussi l'un des buts de cette journée.

Une vidéo et une exposition

Les élèves ont effectué la plantation sous les conseils de Frédéric Audurier et de Cécile Goujon, de la fédération des chasseurs. Une vidéo et une exposition d'animaux empaillés ont aussi été proposées aux élèves dans la grange de la ferme de Julien et Christian Veillat, propriétaires des terrains. Une grange qui a aussi servi de réfectoire pour le pique-nique du midi, très animé malgré le temps un peu frisquet.
Les enfants ont été récompensés de leurs efforts par un chocolat chaud offert par la municipalité.

Courrier de l'Ouest : 31 Mars 2009

Louzy

285 arbres plantés à Monceau

Les élèves de l'école Saint-Joseph

La commune a décidé de réaménager l'ancienne peupleraie de Monceau par des bosquets composés d'essences variées. Accompagnés de Joël Bonin, maire adjoint chargé des travaux, et de Gérard Blanquart, conseiller municipal, les élèves des deux écoles ont planté dans les quinze modules des noisetiers, charmes, chênes à feuilles sessiles, frênes, tilleuls et autres noyers.
Yohann Tillet, animateur de l'association Bocage pays branché, partenaire de l'opération, précise : « *Nous avons privilégié des essences spécifiques qui ne demanderont pas beaucoup d'entretien. L'objectif est d'offrir un site paysager agréable pour les randonneurs.* »
La commune envisage la mise en place d'une aire de pique-nique sur le terrain d'une superficie d'un hectare et demi.
Le projet de plantation a été subventionné à 80 % par la Région Poitou-Charentes.

Courrier de l'Ouest : 22 Décembre 2008

Saint-Pierre-des-Echaubrognes

La Fédération des chasseurs plante 800 mètres de haie

Une dizaine de chasseurs ont planté, samedi 21 mars, « aux Rhémouzinières », 800 mètres de haies. Environ 1 000 plants ont mis en terre. L'opération était conduite par la Fédération des chasseurs.
Mickaël Fuzeau, technicien de la Fédération, a expliqué l'importance des haies, non seulement pour la faune et la flore, mais aussi pour l'eau : « Les haies ont un rôle environnemental dans la gestion de l'écoulement de l'eau. Et une haie bien conçue, avec tous ses étages de végétation, assure aussi des fonctions d'habitat telles que la production de baies pour l'alimentation des oiseaux… ».

Un « effet corridor biologique »

« *Outre le rôle de boisement destiné à protéger les cultures, il s'agit de constituer un maillage bocager global entre les différents tronçons existants ou de haies à créer pour assurer un « effet corridor biologique » permettant aux animaux de passer d'un milieu naturel à un autre…* », a précisé le technicien.
Depuis dix ans, la Fédération a réalisé la plantation de 35 000 arbres (chênes, alisiers, poiriers sauvages, fusains, etc.) contribuant ainsi à créer une grande biodiversité dans les haies bocagères et assurant aussi un rôle essentiel en matière paysager et environnemental.

L'opération plantation, organisée par la Fédération des chasseurs, était encadrée par Mickaël Fuzeau (à droite), technicien.

Courrier de l'Ouest : 29 Mars 2009

Villiers-en-Plaine

Chasseurs et écoliers plantent des haies

Samedi, dès 8 heures, ils étaient une vingtaine de chasseurs et sympathisants à braver le vent froid de la plaine. En partenariat avec la fédération des chasseurs, l'ACCA locale a décidé de préparer l'avenir en aménageant le territoire. Quelque 1 400 plants d'essences variées ont été mis en terre avec, tous les huit mètres, la plantation d'un arbre de haut jet.

Cette plantation a été réalisée sur les terres de l'exploitation agricole de Christian et Julien Veillat à Trotte-Baril, qui avaient préparé le terrain. Dans un second temps, ces haies seront entourées de bandes enherbées pour l'alimentation, le refuge et la reproduction de la petite faune sauvage. L'entretien sera assuré par les propriétaires du terrain.

Les enfants des écoles participeront aussi à cette opération de plantations, puisque jeudi, deux classes de l'école maternelle et une classe de l'école élémentaire viendront planter à leur tour les 260 plants restants.

Ces 1 660 plants, financés par la fédération des chasseurs, transformeront la plaine de Villiers, lui permettant de retrouver un peu du paysage de bocage.

Les chasseurs ont planté près de 2 km de haies sur les terres de Trotte-Baril.

Courrier de l'Ouest : 23 Mars 2009

Saint-Christophe-sur-Roc

Le patrimoine paysager, une richesse à préserver

Les mauvaises conditions atmosphériques n'ont pas découragé les participants, heureux de prendre part à la sauvegarde du patrimoine paysager

Le Conseil municipal de Saint-Christophe-sur-Roc a répondu à la Journée régionale de l'arbre et de la haie en organisant, samedi dernier, une démonstration de plantation d'arbres et d'arbrisseaux sur le terrain de l'atelier municipal.

Sous la directive de l'adjoint chargé de la commission environnement, agriculture, sauvegarde du patrimoine, la Journée régionale de l'arbre et de la haie, financée par la commune et la Région Poitou-Charentes, s'est concrétisée samedi avec une forte participation des associations de la commune : Culturoc, ACCA, Pré-Vert, APE (Association des parents d'élèves du RPI Saint-Christophe-sur-Roc et de La Chapelle-Bâton).

Des végétaux adaptés

Malgré une pluie froide, les enfants, les parents d'élèves, les chasseurs, les protecteurs de la nature, sous les conseils du paysagiste Xavier Boutin de Cherveux, ont planté des arbres et des arbrisseaux pour reconstituer une haie, un talus, une allée d'arbres avec des végétaux adaptés au paysage de Gâtine.

Claude Bonnin, maire de Saint-Christophe-sur-Roc, explique : *« La commune de Saint-Christophe-sur-Roc est à l'orée de la Gâtine. Nous devons maintenir notre patrimoine paysager, c'est une richesse indispensable pour notre propre vie et celle des générations futures, c'est notre poumon. Toutes ces personnes associées ont pris un peu de leur temps pour donner l'exemple, à tous nos concitoyens, de maintenir nos talus, les fossés, les haies, les bois, etc., soit tout ce que nous avaient légué nos ancêtres pour protéger la faune, la flore, l'eau, l'air, les cultures. En conclusion, nous procurer la possibilité de vivre ».*

Un même élan

Cette manifestation s'est terminée autour du verre de l'amitié. Chacune et chacun, dans un même élan, était heureux d'avoir apporté une pierre à l'édifice qui se désagrège de jour en jour.

Courrier de l'Ouest : 20 Décembre 2008

Un kilomètre de haie planté

Dernièrement, la commune a vu son linéaire de haies, qui diminuait d'année en année, augmenter d'un kilomètre en une journée.

M. Roland Haye, avec l'aide de l'exploitant voisin M. Boudinet et de dix chasseurs de l'association de chasse (ACCA) de Paizay-le-Tort, a planté en milieu de plaine un kilomètre de haie.

Les essences utilisées ont plusieurs fonctions selon leur taille, mais restent avant tout des essences locales, adaptées au milieu et très favorables à la petite faune. Les arbres (chêne, merisier, alisier...) fourniront à terme du bois d'œuvre, tandis que les arbustes (prunellier, érable champêtre, aubépine, noisetier...) offriront aux oiseaux, rongeurs et insectes des abris et de la nourriture.

4 000 arbres déjà plantés

Cette action s'inscrit dans le cadre du programme organisé par la Fédération départementale des chasseurs, qui a fourni les plants : 4 000 arbres ont déjà ainsi été plantés, répartis sur neuf programmes de plantation dans tout le département.

Quelques années plus tôt, M. Haye avait déjà planté une haie ; celle-ci se trouve dans la continuité, et la nouvelle vient donc prolonger ce corridor naturel.

Il ajoute qu'il poursuivra sur sa lancée, plantant de nouvelles haies dans les années à venir.

En outre, il a bien conscience de l'importance de la préservation de la biodiversité, puisqu'il applique déjà, dans son métier, le traitement raisonné des cultures, limitant ainsi l'impact négatif des pesticides sur la faune et la flore.

Encore un bel exemple de partenariat entre chasseurs et agriculteurs pour la préservation de la biodiversité et l'aménagement du paysage

Courrier de l'Ouest : 29 Février 2008

Les élèves du Campus des Sicaudières plantent des haies

Les élèves du Campus des Sicaudières ont participé à quatre opérations de plantation entre le 19 novembre et le 5 décembre sur le territoire du Bocage bressuirais.

Les élèves ont mené quatre opérations de plantation en Bocage

Les quatre rendez-vous des élèves des Sicaudières au cours desquels ils ont planté plusieurs haies, s'inscrivaient dans un projet associant plusieurs acteurs. A Montravers, les élèves de seconde générale et technologique et de première Bac professionnel agricole ont planté deux haies, à « la Filolière », chez M. Fruchard, avec les conseils de Kevin Certenais, animateur de l'association Bocage pays branché.

Feuillage

A Cerizay, au lieudit « la Gondrommière », la haie réalisée doit servir d'écran visuel mais surtout olfactif puisqu'elle est implantée autour d'un important élevage avicole. *« Les végétaux ont été choisis pour leur feuillage velu afin d'arrêter les poussières et les molécules responsables des odeurs »*, a expliqué Jacky Aubineau, adjoint chargé de l'environnement à la mairie de Cerizay.

Roland Blandin, animateur de l'association Sèvre environnement, était présent lors de la mise en place de cette haie inspirée d'exemples québécois.

Rôles des haies

La dernière plantation réalisée à Nueil-les-Aubiers s'inscrivait dans un projet communal d'aménagement paysager. Les élèves ont participé à la création d'un espace qui doit devenir une zone de nature entre les secteurs bâtis et contribuer au réseau de chemins piétonniers qui parcourt la commune.

« Ces chantiers ont été l'occasion de rappeler les rôles des haies et de l'arbre en général. Les élèves se sont vraiment impliqués, car ils ont conscience de faire quelque chose d'utile pour l'environnement. Leur travail a été largement apprécié par les différents acteurs », confie Claire Chevalier, professeur de biologie au Campus des Sicaudières.

Courrier de l'Ouest : 20 Décembre 2008

Montravers

La commune est un observatoire photographique du paysage

La journée consacrée aux arbres et haie du Poitou-Charentes s'est déroulée, samedi après-midi. Les intervenants ont accueilli quelques habitants courageux venus malgré la pluie assister à ce riche enseignement dispensé par Roland Blandin, de Sèvre environnement ; Jean-Philippe Minier et Jessica Savreux, du Conservatoire régional des espaces naturels.

Le premier atelier a permis de découvrir que la commune de Montravers était un observatoire photographique du paysage. Jessica Savreux a précisé que le lieu de la prise de vue était le même d'année en année, pour qu'on puisse voir l'évolution des paysages, des données enregistrées par le Conservatoire régional des espaces naturels.

Les conseils des techniciens ont été appréciés

Le deuxième atelier était animé par Roland Blandin. Il a rappelé « *qu'en 1953, l'inventaire national mis en place mentionne 3 750 000 km de haies. En 2000, il n'en reste plus que 750 000 km* ». La haie a un rôle hydrologique très important. Elle évite l'érosion et maintient le sol. Les rendements sont meilleurs sur les parcelles entourées de haies.

Le 3e atelier a consisté à la plantation d'une haie.

Courrier de l'Ouest : 1 Décembre 2008

Largeasse

L'arbre et la haie s'affichent dans le paysage

L'élargissement d'une partie de la route Largeasse - Vernoux a entraîné la destruction de haies. 830 m de végétaux seront replantés dans le cadre des Journées de l'arbre et de la haie, du 21 au 23 novembre. Trois journées agrémentées d'une forêt d'animations.

Soutenues par différents partenaires, dont la Région Poitou-Charentes, « *ces journées d'informations, d'échanges et de réflexion* », précise Michel Rouillier, adjoint au maire, seront riches de rendez-vous. Les opérations nature (plantations, broyage de Bois raméal fragmenté (BRF)…) seront bien évidemment d'actualité, le premier objectif étant la replantation de végétaux en bordure de la route reliant Largeasse à Vernoux. « *830 m de haies seront plantés samedi* », poursuit Michel Rouillier, qui espère sensibiliser un maximum de personnes à l'environnement et aux énergies de demain.

Associée à la manifestation, l'association des Jardiniers de France évoquera de son côté le BRF dans le jardin.

Bien d'autres rendez-vous (conférence, films, débats, expositions…) agrémenteront ces journées, ouvertes à tous et gratuites. « *Les enfants des écoles de Largeasse et Vernoux-en-Gâtine seront également associés à cet événement nature et des animations leur seront destinées* », souligne l'adjoint au maire. « *Le bocage est une création humaine. Il appartient à chacun et chacune de le protéger et de l'entretenir.* »

Tout un programme

Différents temps fort sont annoncés entre le 21 et le 23 novembre.

- Vendredi 21 : conférence de Nicolas Gamache sur le thème « Les Paysages de Gâtine et la place de la haie », à 20 h 30 au Foyer rural.
- Samedi 22 : de 10 à 18 heures, expositions (Pays de Gâtine, exposition technique sur « la haie et son entretien ») au Foyer rural ; de 14 heures à 16 h 30, plantation d'une haie et démonstration de broyage de Bois raméal fragmenté pour paillage, route de Vernoux.
- Dimanche 23 : de 10 à 18 heures, expositions au Foyer rural. Projections de films à la salle du Millénaire : à 10 heures, « Le BRF, une perspective d'avenir » de Marc-Antoine Deprat ; à 11 heures et 15 h 30, « Bois énergie - La SCIC énergies renouvelables Pays de Dinan et l'association Kreiz Breizh Bois Énergie » de Demain TV ; à 14 h 30, « Wegoubri - création d'un bocage sahélien au Burkina-Faso » de Terre verte et AZN ; à 16 h 30 « Le BRF, une perspective d'avenir » et « L'inconnu illustre » de Marc-Antoine Deprat. Ces séances seront suivies de débats animés par différents intervenants. À 11 heures, visite de terrain au « Fay » de Largeasse.

Jardiniers de France : Joseph Rouillier, correspondant local, sera présent lors de ces journées au Foyer rural. Renseignements au tél. 05 49 72 55 24.

Contact : mairie de Largeasse, tél. 05 49 72 02 10.

Courrier de l'Ouest : 18 Novembre 2008

Moncoutant

Conseil municipal : différents travaux de réfection prévus

Lors de sa réunion du jeudi 4 décembre, le Conseil municipal de Moncoutant présidé par le maire Philippe Mouiller, a voté plusieurs travaux.

Voirie urbaine : avant le gros chantier à l'étude de la rue de la République (secteur du carrefour de la gendarmerie au chemin du Rava), des travaux de réfection en différents points sont prévus : le parking de la MPT, côté maisons, rue des jardins et impasse des Vergers ; les trottoirs de la rue de la République à partir de l'école publique de la Sèvre ; des bordures rue des artisans, quelques tronçons abîmés sur la déviation PL de chez Clisson à la MFR ; des ralentisseurs rue des Déportés.

Au vu des appels d'offres, l'entreprise Jourdain TP est retenue pour l'ensemble de ces travaux dont le coût s'élève à 69 285 € TTC. Il est projeté aussi d'allonger la zone de protection à l'entrée principale du stade municipal.

Opérations immobilières : l'achat d'un terrain de 24 ares pour 1 200 € à La Cournolière, face au cimetière, pour en faire un parking est décidé. La vente d'une parcelle de 3 206 m² à 3 € le m² à l'entreprise de menuiserie Gerbaud qui souhaite construire un bâtiment professionnel dans le secteur de la zone économique route de Bressuire, est accordée.

Valorisation des haies : après une réunion avec les exploitants agricoles, un projet de valorisation des haies pour alimenter la chaufferie bois sera étudié par la fédération des CUMA. Le coût de l'étude est de 5 000 €.

Tarifs municipaux pour la petite enfance : le Conseil décide de ne pas augmenter les tarifs du centre de loisirs « Croc Soleil » pour les habitants de Moncoutant : 10,20 €/jour ou 11,70 € (hors Moncoutant) pour prestataires CAF. 13,30 €/jour ou 15,30 € (hors Moncoutant) pour prestataires MSA. Demi-tarif pour la 1/2 journée. La demi-heure de garderie du centre loisirs coûte 0,64 € (CAF) ou 0,75 € (MSA).

Subventions : pour réaliser les projets de la commune, le Conseil donne son accord à la demande de subventions auprès des différents partenaires, le Conseil général, le Conseil régional, le Pays de Gâtine, l'Etat et le SIEDS.

Culture : pour bénéficier de subventions au titre du programme culturel, une demande de licence d'entrepreneur de spectacles est nécessaire. Estelle Bossard, co présidente de la commission culture, est nommée organisatrice pour l'obtention de cette licence.

SIEDS : le maire a présenté les rapports d'activité du SIEDS et de la Sorégies.

Courrier de l'Ouest : 9 Décembre 2008

40 % des haies de Viennay à la reconquête de la qualité de l'eau

Lundi soir, Audrey Bris a restitué les résultats de l'enquête diagnostic qu'elle a réalisée six mois durant sur les haies de Viennay devant un public composé d'agriculteurs, d'élus et de citoyens.

Photo Pierre Groussard

Devant une trentaine de personnes, Audrey Bris a dressé le bilan de son étude

Etudiante en mastère « Gestion intégrée des bassins versants », Audrey Bris a réalisé son stage de fin d'études auprès de Claire Vrignaud, responsable du bassin-versant du Cébron, à la Compagnies d'aménagement des eaux des Deux-Sèvres. Viennay a été choisie pour établir un « diagnostic du réseau bocager et hiérarchisation des haies favorables à la reconquête de la qualité de l'eau ». Viennay couvre 1 600 hectares et compte 1 463 haies totalisant 192,7 kilomètres linéaires, soit 110,9 mètres de haies à l'hectare, *« ce qui représente une forte densité »*, souligne Audrey. Ce résultat est à pondérer par le fait que le renouvellement de la plupart de ces haies n'est pas assuré car, pour 48 %, l'état sanitaire moyen peut tendre vers une vitalité réduite. Il n'existe qu'une faible pression de destruction de ces haies par leurs propriétaires. 40 % d'entre elles sont favorables à la reconquête de l'eau et donc l'objet prioritaire de l'action.

Des pistes d'action

« Il est important d'avoir un réseau bocager cohérent. Cette cohérence est fondamentale pour préserver la qualité de l'eau et le maintien de la biodiversité. On constate que cette cohérence est faible dans les endroits de la commune ayant une faible densité de haies » explique Audrey Bris.

Plusieurs pistes d'action sont alors proposées par l'intervenante : assurer la continuité du linéaire, renouveler les haies anciennes, les strates arborescentes, valoriser les essences arbustives étouffées et les futurs arbres et, bien sûr, planter de nouvelles haies. Toujours pour préserver la qualité de l'eau et conserver des zones tampons avec des bandes enherbées le long des cours d'eau. Il faut porter une attention particulière aux berges dégradées des quatre cours d'eau alimentant le plan d'eau du Cébron, ainsi qu'aux ripisylves (haies en bord de cours d'eau).

« On constate que les haies proches de l'eau n'ont pas une vitalité importante », signale un membre de l'auditoire. *« Les études montrent l'intérêt des haies perpendiculaires à la pente et placées à la limite de la zone inondable et de la pente, à la cassure »*, répond Audrey.

Importance des haies

L'intérêt de la haie est grand, même en dehors de l'effet clôture. Elle est un excellent brise-vent, elle limite l'érosion, elle sert de drain et retient l'eau qu'elle restitue lorsqu'il ne pleut plus, elle abrite une faune importante. Elle représente une quantité importante d'énergie, cette filière étant à développer. Par le broyage « frais », la haie fournit également du bois raméal fragmenté qui, appliqué au sol, lui apporte une grande amélioration de structure, lui permet de conserver sa fraîcheur et lui offre des éléments nutritifs.

Consultable à la mairie

A chaque auditeur, Audrey Bris a remis un condensé du fruit de son travail. Des exemplaires sont disponibles à la mairie, où l'on peut consulter l'étude dans son entier.

Il faudra faire un gros travail d'explication auprès de ceux qui sont concernés par la haie, démontrer aux agriculteurs tous les bienfaits qu'elle apporte à leurs terres, même si cela passe par un travail d'entretien.

La préservation de nos paysages et de la qualité de l'eau est à ce prix.

Pierre GROUSSARD

Courrier de l'Ouest : 18 Septembre 2008

Des chercheurs publient une bible sur le bocage

Un chercheur gâtinais, Nicolas Gamache, a contribué, avec d'autres spécialistes, à un ouvrage de référence en matière de paysage bocager, « Bocages et Sociétés ».

PARTHENAY. - Les haies qui continuent d'habiller les paysages de l'Ouest seront-elles sauvées par les liens culturels qui unissent société moderne et nature ? Car, autant le bocage a été menacé par le besoin de rationalisation de l'agriculture intensive, autant on en perçoit aujourd'hui l'intérêt historique et patrimonial. C'est cette approche qui a motivé le travail universitaire, conduit par Annie Antoine, professeur d'histoire moderne à l'Université Rennes 2, membre du Centre de recherches historiques de l'Ouest, et Dominique Marguerie, chercheur au CNRS, membre du Centre de recherches en archéologie, archéosciences et histoire.

Une trentaine de chercheurs

Parmi la trentaine de chercheurs qui ont apporté leur contribution, figure Nicolas Gamache, un Gâtinais, dont la thèse de doctorat avait déjà porté sur la problématique de la haie, et qui apporte ses éclairages à l'occasion de conférences. Nicolas est docteur en géographie, docteur en aménagement en Amérique du Nord, maître de conférence rattaché au laboratoire de recherche de l'Université de Poitiers.

Le bocage revient dans les discours

L'ouvrage « Bocages et Sociétés », un pavé de 510 pages, publié aux Presses universitaires de Rennes, est, selon Nicolas Gamache, *« un outil de référence pour les collectivités et les enseignants »*. Ce travail sans précédent fait suite à un colloque sur ce thème qui avait eu lieu à Rennes en 2004.

Les chercheurs se sont notamment intéressés aux évolutions du bocage. *« Car l'histoire du paysage est intimement liée à l'histoire des hommes qui le créent, l'habitent et le font évoluer »*, soulignent les directeurs de l'ouvrage.

Les haies ont résisté aux mutations de la société et les auteurs notent que les agriculteurs s'en sont relativement bien accommodés, en dépit des contraintes. Mais les chercheurs soulignent que *« le changement le plus marquant des dernières années est la diffusion d'un discours apologétique sur le bocage. Au moment où le linéaire bocager s'estompe de plus en plus, le bocage revient dans les discours, paré de toutes les qualités »*.

Haie de Gâtine et haie du Québec

Nicolas Gamache, qui signe une trentaine de pages, a la double expérience des sociétés bocagères du Québec et de celles de la Gâtine poitevine. Lui aussi note l'impact des valeurs patrimoniales sur la préservation des paysages de haies. *« Auparavant, la haie était arriérée, on tendait à l'open field. Il y a aussi, évidemment, l'intérêt environnemental, élargi à l'écologie. La haie est devenue synonyme de cadre de vie »*. Si cela est vrai dans l'ouest de la France, c'est moins le cas au Québec où l'attachement culturel au bocage semble moins ancré. *« Un maillage de haies prend un sens historique et social côté français, mais reste sans valeur symbolique côté québécois »*. Ce sont donc bien les sociétés qui forgent les paysages.

Photo CO. JJF

Nicolas Gamache, docteur en géographie, fait partie de l'équipe de chercheurs qui ont contribué au travail scientifique sur le bocage

Jean-Jacques FOUQUET

« Bocages et Sociétés », Presses universitaires de Rennes (PUR). Prix : 23 €. Disponible à partir du site internet : www.pur-editions.fr

Courrier de l'Ouest : 2008

ENVIRONNEMENT

Les paysages de Gâtine sous le regard scientifique de Nicolas Gamache

Un jeune doctorant a observé à la loupe l'évolution des paysages de Gâtine depuis 30 ans. Ce soir, au Cébron, il présente les résultats de son travail.

Jamais le paysage de la Gâtine n'aura fait l'objet d'une étude aussi fouillée. Nicolas Gamache en a fait son sujet de thèse de double doctorat de géographie et d'aménagement, qu'il soutient mardi 12 décembre, à l'Université de Poitiers. En avant première, ce soir à 20 h 30, au Centre pédagogique du Cébron, le public a la primeur d'une synthèse sous forme d'une conférence intitulée « La Gâtine et ses paysages depuis trente ans ».

Un opus de 350 pages

Pas question, pour Nicolas, 33 ans, de détailler l'opus de 350 pages et de 2,2 kg, fruit d'un travail scientifique sur l'évolution des paysages de Gâtine. Il faut retenir que sa recherche éclaire d'un regard nouveau l'environnement local. Il s'est attaché à l'approche physique et sociologique du Pays. Le doctorant parle de « géographie culturelle ».

> ***D'une campagne « paysanne » à une campagne « cadre de vie »***

« *Depuis ces 30 dernières années, la campagne gâtinaise est passée de nourricière à une campagne multiple, faisant une large place à l'environnement et au cadre de vie* », résume l'auteur. « *Il ne faut pas oublier que la Gâtine offre un paysage construit par l'homme.* »

L'apogée dans les années 1850

On comprend alors le lien entre l'évolution du paysage et l'évolution sociologique. « *Historiquement, la Gâtine n'était que friches, landes et bois. C'est aux XIII^e et XVI^e siècles qu'est apparue la spécialisation agricole. L'apogée du paysage bocager en Gâtine a été atteint dans les années 1850. Puis est arrivée l'ère de l'industrialisation et l'exode rural.* »

Ces 30 dernières années ont vu l'accélération du changement, avec les pratiques agricoles et, notamment, l'arrachage des haies. « *Autrefois, il y avait une certaine homogénéité du fait de la polyculture-élevage généralisée. Or, rien qu'en 20 ans, on a vu la surface agricole régresser de 5 %. On observe des poches d'intensification agricole et, parallèlement, des déprises dans les fonds de vallées.* » Mais dans ce chamboulement progressif, Nicolas Gamache pointe un aspect qui l'inquiète : « *10 % de la surface agricole est drainée. Tout cela ressortira dans les dix ans car on ne se rend pas compte à quel point cela perturbe les flux d'eau.* » Le drainage serait alors la bombe à retardement pour l'équilibre des paysages de Gâtine !

« Une vraie force attractive »

Mais si la Gâtine n'a pas échappé au rouleau compresseur des pratiques agricoles modernes, en revanche, le frein de l'évolution, par rapport à d'autres régions, est devenu un atout. Ici, on n'a pas, à la différence de la Bretagne, remembré à tous crins. « *C'est aujourd'hui une vraie force attractive* », estime Nicolas. « *Dans le paysage de Gâtine, on recherche tranquillité, calme et repos. On est passé d'une campagne « paysanne » à une campagne « cadre de vie ». Et plus ça va, plus les gens viennent de loin s'y installer.* »

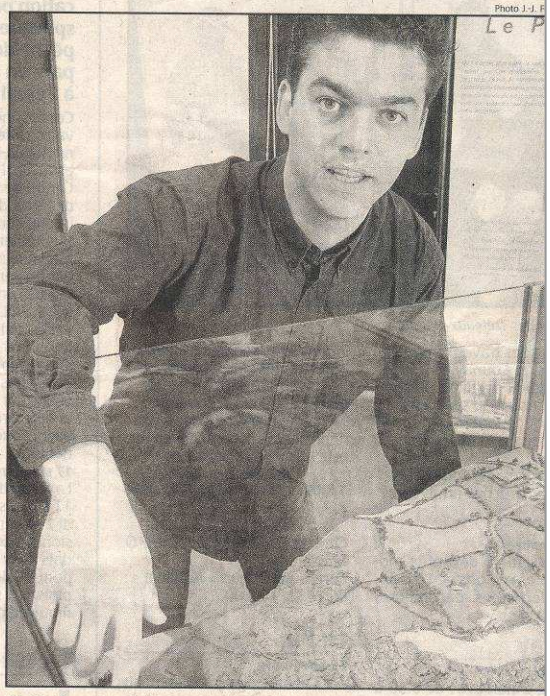


Photo J.-J. F

Nicolas Gamache s'est notamment penché sur les valeurs dont le territoire de Gâtir est porteur

Néanmoins, Nicolas Gamache ne sombre pas dans l'optimisme béat : « *Les agriculteurs restent les garants de la construction du paysage et tout cela peut très vite déraper. Il va falloir qu'ils soient plus attentifs à leurs diversifications.* » Le jeune chercheur pense, évidemment aux arrachages de haies qui sont chroniques dans certains secteurs comme le Me goutais. La Gâtine peut donc être re de la préservation de ses p sages mais l'équilibre est fragile.

Jean-Jacques FOUQU

Ce soir, à 20 h 30, au Centre pédagogi du Cébron, conférence de Nicolas Gama Entrée libre. Trois expositions sont visi tous les jours jusqu'au jeudi 30 novem sauf le week-end de 9 heures à 12 he et de 14 heures à 18 heures : « Pays de Gâtine, pays sage », la biodiver et « Arbres et ha

Une passerelle entre la Gâtine et le Québec

Nicolas Gamache fait partie des rares étudiants à avoir pu jumeler ses recherches de thèses, entre la faculté de l'aménagement de l'Université de Montréal et l'UFR de géographie de l'Université de Poitiers.

Avec pour directeurs de thèse québécois et français Gérald Domon et Yves Jean, Nicolas a pu alterner son travail d'un pays à l'autre. Cette approche parallèle lui a permis de trouver les similitudes dans les mutations des populations et des paysages. « *Durant ces dix dernières années, j'ai passé quatre ans de ma vie au Québec* », signale celui qui, actuellement, travaille au service de l'environnement du Conseil général. Ce travail de fourmi l'a conduit, entre autre, à faire parallèlement une enquête auprès d'habitants du Québec et de Gâtine. Nicolas Gamache soutiendra sa thèse mardi 12 décembre à Poitiers devant un jury de sommités de l'environnement : Yvette Veyret, Yves Luginbuhl et deux Québécois, Myriam Simard et Serge Gagnon.

Piste généalogique

Nicolas Gamache a découvert fort opportunément le Québec. Le jeune Chinonais, qui avait notamment fait sa « maîtrise sur le paysage du vignoble chinonais, avait voulu en savoir plus sur l'origine de sa famille, au nom r pandu au Québec. « *Je savais qu'en 1636, un certain Nicolas Gamache avait eu un fils, également appelé N colas, et avait fait partie des premie colons. J'ai décidé, pour faire des re cherches généalogiques, d'aller fair les pommes au Québec.* » La suite d l'histoire, c'est une licence au Québe le travail de thèse… et le mariage, il a quatre ans, avec Adèle qu'il a rencontrée là-bas.

Courrier de l'Ouest : 9 Septembre 2006

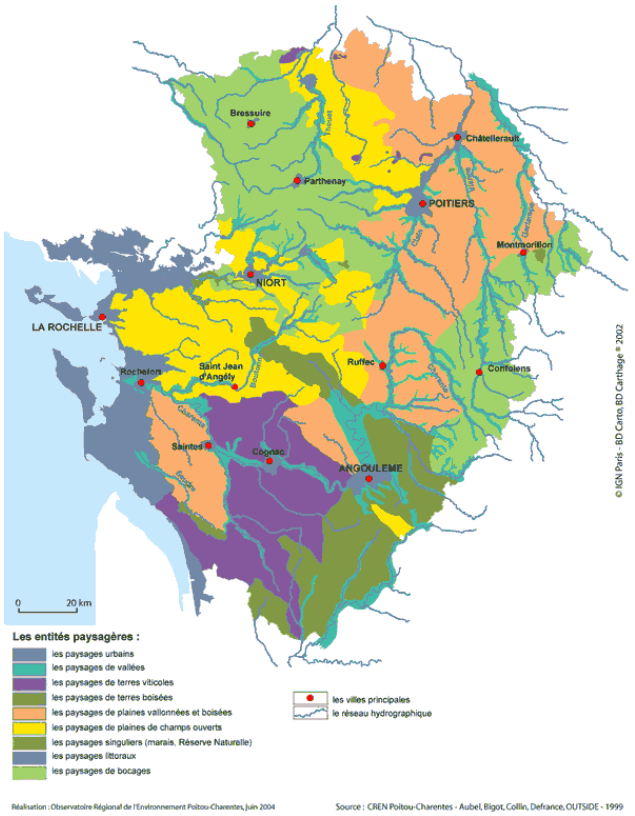
Annexe n°4

Les entités paysagères et les paysages de bocage en Poitou-Charentes.

Annexe n° 4 : Les entités paysagères et les paysages de bocage en Poitou-Charentes

Les entités paysagères de Poitou-Charentes
(selon l'Atlas Régional des Paysages simplifié)

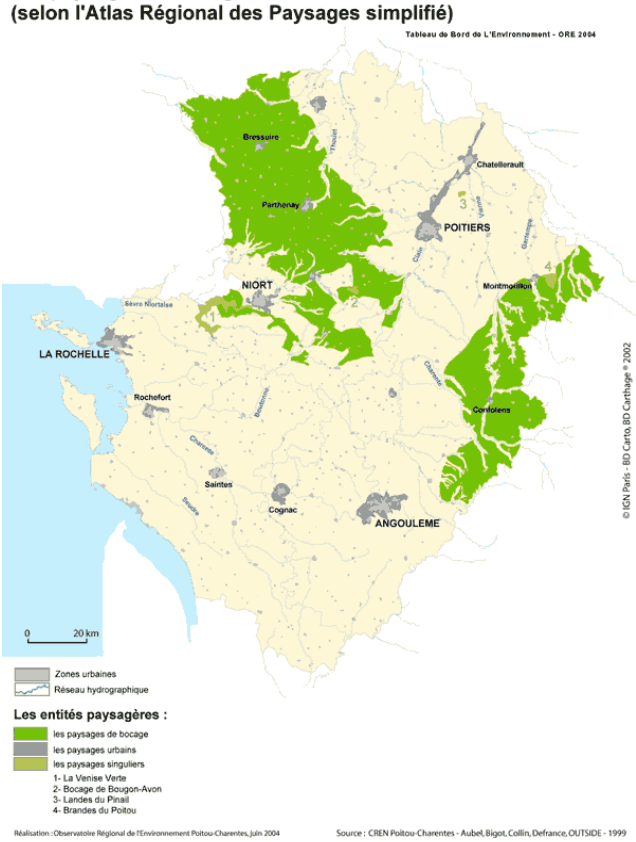
Tableau de Bord de L'Environnement - ORE 2004



Réalisation : Observatoire Régional de l'Environnement Poitou-Charentes, Juin 2004

Source : CREN Poitou-Charentes - Aubel, Bigot, Collin, Defrance, OUTSIDE - 1999

Les paysages de bocage de Poitou-Charentes
(selon l'Atlas Régional des Paysages simplifié)



Réalisation : Observatoire Régional de l'Environnement Poitou-Charentes, Juin 2004

Source : CREN Poitou-Charentes - Aubel, Bigot, Collin, Defrance, OUTSIDE - 1999

Annexe n°5

Représentation photographique des mares non détectable par la méthode de photo-interprétation écran de la BD Ortho® IGN Paris 2002 au 1/2000ème.

Annexe n° 5 : Représentation photographique des mares non détectable par la méthode de photo-interprétation écran de la BD Ortho® IGN Paris 2002 au 1/2000ème.

Figure n°110 : Mare de prairie non détectable par photo-interprétation de la BD Ortho® du à son manque d'entretien et à sa petite taille.

Figure n°111: Mare de prairie non détectable par photo-interprétation de la BD Ortho® du à sa petite taille et sa position le long d'une haie.

Figure n°112: Mare de prairie non détectable par photo-interprétation de la BD Ortho® du à sa position le long d'une haie. L'ombre vient masquer la mare sur l'ortho-photographie.

Annexe n°6

Taille approximative du domaine vital de petits vertébrés terrestres (< 20grammes). D'après Wells 2007.

Annexe n° 6 : Taille approximative du domaine vital de petits vertébrés terrestres (< 20grammes). D'après Wells 2007.

Groupe	Nb. espèces	*Domaine vital en m²*		Source*
		Gamme	Médiane	
Oiseaux	34	1000 à 44000	10000	Schoener 1968
Mammifères	9	500 à 8100	2500	Harestad et Bunneli 1979 ; Eisenberg 1981
Lézards				
Males	15	10 à 2000	730	Turner et al., 1969
Femelles	10	15 à 1000	450	Turner et al., 1969
Anoures	21	1 à 1900	40	Wells 2007
Urodèles	13	1 à 90	4	Wells 2007

**Les références complètes sont référencées dans la partie « références bibliographiques » du mémoire.*

Annexe n°7

Revue de la littérature des mouvements enregistrés chez les 15 espèces d'amphibiens présentes dans le Pays de Gâtine.

Annexe n° 7 : Revue de la littérature des mouvements enregistrés chez les 15 espèces d'amphibiens présentes dans le Pays de Gâtine.

Espèces	Distance	Age	Type de déplacement	Source Bibliographique*
Triton marbré	146 m.	Adultes	Migration (maximum)	Jehle et Arntzen 2000
	<100 m.	Adultes	Hivernage dans les haies	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
Triton crêté	1000m.		Estimation du taux de dispersion (par année)	Arntzen et Wallis 1991
	95 m.	Adultes	Migration	Jehle 2000
	400 m.	Adultes	Distance de colonisation	Baker et Halliday 1999
	10 à 100ènes m.	Adultes	(Dispersion ?)	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	+ de 1 Km	Juvéniles	Dispersion	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	10ène à 100ènes m.		Site terrestre au point d'eau	Jacob et Denoël 2007
	250 m.		Parcourue en 8jours	Willockx 1991 in Jacob et Denoël 2007
	860 m.	Juvéniles	Dispersion (moyenne 254m)	Kupfer et Kneitz 2000
	950 m.	Femelle	Entre forêt et étang	Kupfer et Kneitz 2000
	700 m.	Adultes	Observation	Kinne 2006
	240 à 1290 m.	Adultes	Migration	Kupfer 1998
Triton de Blasius			Probablement du même ordre que *Triturus marmoratus* et *Triturus cristatus*	?
Triton palmé	<150 m.	Adultes	Hivernage	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	+ 1 Km	Jeunes	Dispersion	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	10 à 100ènes m.		Migration	Denoël 2007
	400 m.		Migration entre le site de ponte et l'habitat terrestre	Nöllert et Nöllert 2003
Salamandre tachetée	<100 m.	Adultes	Du gîte terrestre au biotope de reproduction	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	222 m.	Adultes	Entre 2 captures	Denoël 1996
	48 m.	Adultes	Entre 2 captures	Joly 1968
	30 m.	Adultes	Distance maximum (dispersion)	Rebelo et Leclair 2003
	503 m.	Adultes	Dispersion	Schulte *et al.*, 2007
Grenouille de Lessona	1760 m.	Adultes	Distance maximum (dispersion)	Holenweg Peter 2001
	15 Kms	Adultes	Biotope reproduction - quartier hivernage	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	Plusieurs Kms		Biotope reproduction - quartier hivernage	Percsy et Percsy 2007
	15 Kms		Dispersion	Tunner 1992 in Smith et Green 2005
	400 m.	Adultes	En une nuit	ACEMAV coll. *et al.*, 2003
	1200 m.	Juvéniles	Dispersion	Sjögren Gulve 1988 in Smith et Green 2005

	98,5 m.	Adultes	Biotope reproduction - quartier hivernage (Moyenne)	Holenweg et Reyer 2000
Grenouille verte	150 m.	Adultes	Distance moyenne	Holenweg Peter 2001
	470 m.	Adultes	Biotope reproduction - quartier hivernage (Maximum)	Holenweg et Reyer 2000
Grenouille rieuse	1760 m.	Adultes	Distance maximum (dispersion)	Holenweg Peter 2001
Grenouille agile	1100 m.		Migration	Blab 1986
	300 m.	Adultes	Biotope de reproduction - forêt	Ponsero et Joly 1998
Crapaud commun	950 m.	Adultes	Distance de colonisation	Baker et Halliday 1999
	60 à 180 m.	Adultes et Juvéniles	Migration	Reading *et al*., 1991
	<500 m. à 1 Km	Adultes	Sites hivernage - Biotope de Reproduction	ACEMAV coll. *et al.,* 2003
	55 m. à 1600 m.	Adultes	Biotope reproduction - cartier d'été	Sinch 1988b
	3000 m.		Distance maximum (dispersion)	Heusser 1969
	3621,02 m.	Adultes	Distance maximum (dispersion)	Moore 1954
	985 m.	Adultes	Migration	Sinch1988
	118 m.		Distance maximum (dispersion)	Parker et Gittins 1979
	500 m.		Distance maximum (dispersion)	Haapanen 1974
	1760 m.	Adultes	Migration	Sinch1989 in Smith et Green 2005
	220 m.		Migration entre le site de ponte et l'habitat terrestre	Nöllert et Nöllert 2003
	2200 m.		Migration	Blab 1986
Alyte accoucheur	100 m.	Adultes	Du lieu de reproduction	ACEMAV coll. *et al.,* 2003
	500 m.		Déplacement de colonies	de Wavrin et Graitson 2007
	700 m. à 1 Km		Suite à l'assèchement d'une carrière	de Wavrin et Graitson 2007
Pélodyte ponctué				?
Rainette arboricole	12,6 Kms	Juvéniles	Depuis le lieux de naissance	Stumpel et Hanekamp 1986
	3 à 4 Kms	Adultes	Migration	ACEMAV coll. *et al.,* 2003
	2 à 4 Kms	Juvéniles	Dispersion	Jacob 2007
	100 à 2,6 Km	Adultes	Entre 2 lieux d'observations	Jacob 2007
	1500 m.		Distance maximum (dispersion)	Carlson et Edenhamn 2000
	12570 m.		Dispersion (distance maximum)	Vos *et al.,* 2000 in Smith et Green 2005
	2 Kms			Fog 1993 in Pellet *et al.,* 2004
	3750 m.		Distance maximum (dispersion)	Claunsnitzer et Claunsnitzer 1984

	600 m.		Migration entre le site de ponte et l'habitat terrestre	Nöllert et Nöllert 2003
	600 m.		Migration	Blab 1986
Crapaud calamite	Plusieurs centaines de mètres	Juvéniles	Dispersion	ACEMAV coll. *et al.,* 2003
	27 à 109 m.	Adultes	Migrations entre points d'eaux et site hibernation (moyenne)	Husté *et al.,* 2006
	700 m.	Adultes M et F	90% des déplacements depuis le biotope de reproduction (Rayon). Max 980 m.	Miaud *et al.,* 2000
	2600 m.	Adultes	Dispersion (maximum enregistré)	Sinch1992
	Plus de 200 m.			Titeux 2000 in Graitson et Denoël 2007
	400 m.	Juvéniles	Dispersion	Sinsch 1997
Grenouille rousse	950 m.	Adultes	Distance de colonisation	Baker et Halliday 1999
	1 à 2 Kms	Adultes	Migration	ACEMAV coll. *et al.,* 2003
	400-800 m. voir 2 Kms		Migration	Jacob et Kinet 2007
	460 m.	Adultes	Migration	Seitz *et al.,* 1992
	10 Kms		Migration	Jacob et Kinet 2007
	800 m.		Migration entre le site de ponte et l'habitat terrestre	Nöllert et Nöllert 2003
	800 m.		Migration	Blab 1986
Tritons (européens)	400 m.		Migration moyenne	Joly *et al.,* 2001
	5 à 10 m., jusqu'à 400m.		Biotope reproduction - Site terrestre	Wells 2007
Toutes	200-300m		Plupart des populations d'amphibiens restent concentrées dans ce périmètre depuis le biotope de reproduction	Semlitsch et Rothernel 2003
Urodèles	Moy. 576,75 m.		Dispersion : 64 études, 37 espèces	Smith et Green 2005
Anoures	Moy. 2922,51 m.		Dispersion :102 études, 53 espèces	Smith et Green 2005
Toutes sp.	Moy. 2023,54 m.		Dispersion :166 études, 90 espèces	Smith et Green 2005

**Les références complètes sont référencées dans la partie « références bibliographiques » du mémoire.*

Annexe n°8

Clef de Pourriot et Meybeck (1995)

Annexe n° 8 : Clef de Pourriot et Meybeck (1995)

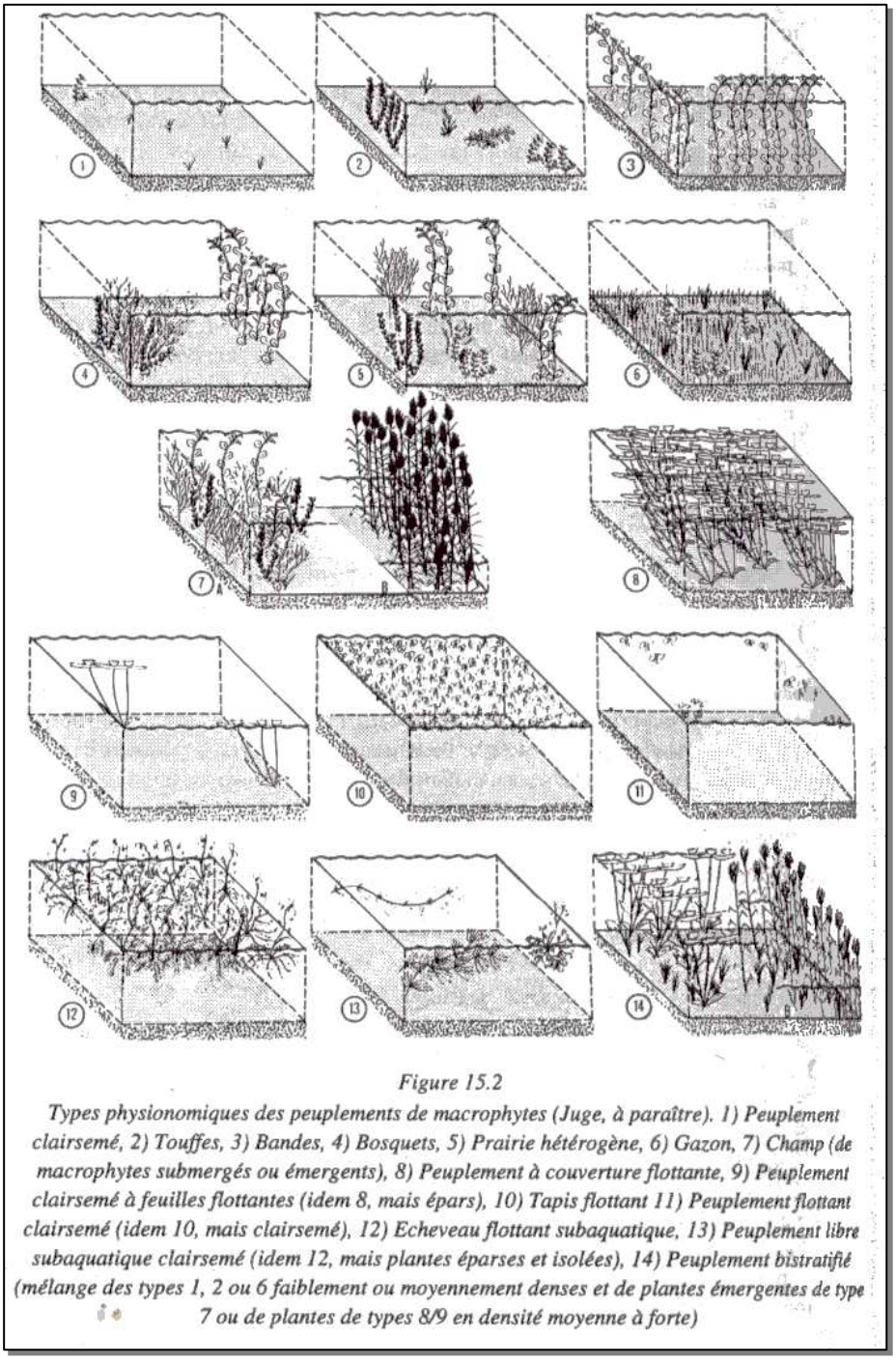


Figure 15.2

Types physionomiques des peuplements de macrophytes (Juge, à paraître). 1) Peuplement clairsemé, 2) Touffes, 3) Bandes, 4) Bosquets, 5) Prairie hétérogène, 6) Gazon, 7) Champ (de macrophytes submergés ou émergents), 8) Peuplement à couverture flottante, 9) Peuplement clairsemé à feuilles flottantes (idem 8, mais épars), 10) Tapis flottant 11) Peuplement flottant clairsemé (idem 10, mais clairsemé), 12) Echeveau flottant subaquatique, 13) Peuplement libre subaquatique clairsemé (idem 12, mais plantes éparses et isolées), 14) Peuplement bistratifié (mélange des types 1, 2 ou 6 faiblement ou moyennement denses et de plantes émergentes de type 7 ou de plantes de types 8/9 en densité moyenne à forte)

<u>Simplification de la clef pour l'étude :</u>

1/ Structure simple : 1, 2, 3, 11, 9, 13, 6

2/ Structure moyenne : 4, 10, 5

3/ Structure complexe : 14, 7a et b, 8a, 12

Annexe n°9

Clef de Golet et Larson 1974 : Recouvrement de la végétation aquatique

Annexe n° 9 : Clef de Golet et Larson 1974 : Recouvrement de la végétation aquatique

Type de couvert	Couverture végétale	Représentation
Type 1	> 95%	
Type 2	76 à 95%	
Type 3	76 à 95%	
Type 4	26 à 75%	
Type 5	26 à 75%	
Type 6	5 à 25%	
Type 7	5 à 25%	
Type 8	< 5%	

Annexe n°10

Planche photographique des 12 espèces observées dans les mares bocagères du Pays de Gâtine.

Annexe n°10 : Planche photographique des 12 espèces observées dans les mares bocagères du Pays de Gâtine.

Crapaud commun (*Bufo bufo*)

Alyte accoucheur (*Alytes obstetricans*)

Rainette arboricole (*Hyla arborea*)

Grenouille agila (*Rana dalmatina*)

Grenouille rieuse (*Pelophylax ridibunda*)

Grenouille verte (*Pelophylax* kl. *esculenta*)

Grenouille de Lessona (*Pelophylax lessonae*)

Salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*)

Triton palmé (*Lissotriton helveticus*)

Triton de Blasius (*Triturus x blasii*)

Triton crêté (*Triturus cristatus*)

Triton marbré (*Triturus marmoratus*)

Annexe n°11

Données utilisées dans l'essai de modélisation des enjeux « amphibiens » à l'échelle du Pays de Gâtine sur la base d'un indice de patrimonialité.

Annexe n° 11 : Données utilisées dans l'essai de modélisation des enjeux « amphibiens » à l'échelle du Pays de Gâtine sur la base d'un indice de patrimonialité.

Tableau n°23: Variables utilisées dans la modélisation par Modèle Additif Généralisé (GAM)

Variables	Description	Source	Application	Unité
Dist_Cult	Distance au plus proche pixel de culture	CLC® 2000	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_Prai	Distance au plus proche pixel de prairie	CLC® 2000	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_Heter	Distance au plus proche pixel d'hétérogène	CLC® 2000	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_Bois	Distance au plus proche pixel de bois	CLC® 2000	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_Urb	Distance au plus proche pixel d'urbain	CLC® 2000	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_hyd	Distance au plus proche pixel d'hydrographie	BD Carthage® 2008	Urodèles et Anoures	mètre
Dist_pteau	Distance au plus proche point d'eau	BD Ortho® 2002	Urodèles et Anoures	mètre
Nbpteau500	Densité de points d'eaux dans un rayon de 500 mètres	BD Ortho® 2002	Urodèles	hectare
Nbpteau3000	Densité de points d'eaux dans un rayon de 3000 mètres	BD Ortho® 2002	Anoures	hectare

Orienter les priorités : construction d'un indice de patrimonialité

La mise en œuvre des dispositifs relatifs à la conservation de la biodiversité, dans notre cas des peuplements d'amphibiens soulève bien des difficultés. C'est particulièrement le cas, lorsqu'il faut établir des priorités d'actions en fonction de paramètres qui sont le plus souvent de nature économique. Nous proposons ici de développer un indice de patrimonialité pour orienter les priorités d'actions à l'échelle d'une exploitation agricole. Pour réaliser cet indice, nous nous sommes appuyé de deux critères (Cheylan 2000). Le premier est de nature biologique construit sur la base de connaissances d'experts. Il prend en compte la répartition et les effectifs des populations des différentes espèces présentent dans le Pays de Gâtine et observés sur les mares bocagères. Ces données sont traitées sous forme de classes et extraites de Thirion *et al.,* 2002 (tableau n°24).

Tableau n°24: Description de la notation pour les critères de répartition et de taille des populations des amphibiens (Extrait de Thirion *et al.,* 2002).

Côte	Répartition et degré de responsabilité de la région	Niveau d'évolution des effectifs
6	Espèces ne se reproduisant en France que dans la région	Espèces présumées éteintes dans la région, parfois en cours de réintroduction
5	Espèces pour lesquelles la région abrite un pourcentage important de l'aire de répartition française, présentant une aire de répartition peu étendue dans la région concernée et en limite d'aire dans la région	Espèces dont les effectifs reproducteurs se situent à un niveau critique pour sa survie dans la région
4	Espèces pour lesquelles la région abrite un pourcentage important de l'aire de répartition française, présentant une aire de répartition peu étendue dans la région concernée mais non en limite d'aire dans la région.	Espèces dont les effectifs reproducteurs régionaux subissent une régression forte et/ou continue dans le temps et/ou générale dans la région et se rapprochant du niveau critique pour la survie de l'espèce dans la région
3	Espèces pour lesquelles la région abrite un pourcentage important de l'aire de répartition française, présentant une aire de répartition étendue dans la région concernée	Espèces dont les effectifs reproducteurs régionaux subissent une régression faible et/ou ponctuelle dans le temps et/ou locale dans la région et se rapprochant du niveau critique pour la survie de l'espèce dans la région ou espèces dont les effectifs reproducteurs régionaux sont stables ou en augmentation mais proches du niveau critique pour la survie de l'espèce dans la région
2	Espèces pour lesquelles la région n'abrite pas un pourcentage important de l'aire de répartition française, présentant une aire de répartition peu étendue dans la région concernée	Espèces dont les effectifs régionaux sont stables ou en augmentation mais susceptibles d'être en régression à plus ou moins court terme et de se rapprocher du niveau critique pour la survie de l'espèce dans la région
1	Espèces présentant une aire de répartition étendue dans la région et hors de la région en France. Il s'agit uniquement d'espèces dont les effectifs reproducteurs régionaux sont en régression ou susceptibles à plus ou moins court terme d'être en régression	Espèces dont les effectifs régionaux sont stables ou en augmentation ; il s'agit uniquement d'espèces dont l'aire de répartition est peu étendue dans la région

Le second critère prend en compte des outils réglementaires et les listes permettant de statuer sur le degré de menace de chaque espèce :

- ***les annexes II et III de la Convention de Berne (JO L 38 du 10.02.1982).*** Cette convention a pour but d'assurer la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe par une coopération entre les États. L'annexe II fait référence aux espèces de faune « Strictement protégées » et l'annexe III aux espèces de faune « Protégées ». Les amphibiens inscris en annexe II ont une note de 2 et ceux en annexe III de 1 ;

- ***les annexes II, IV et V de la Directive Habitats (JO L 206 du 22.07.1992).*** La Directive Habitats vise à promouvoir la protection et la gestion des espaces naturels et des espèces de faune et de flore à valeur patrimoniale que comporte les États membres de l'Europe, dans le respect des exigences économiques, sociales et culturelles. Les espèces inscrites en annexe II sont côté 4, celles en annexe IV obtiennent une note de 2 et celles de l'annexe V une note de 1 ;

- ***Arrêté du 19 novembre 2007*** fixant les listes des amphibiens et des reptiles protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection. Les espèces mentionnées à l'article II obtienne une côte de 3, celles de l'article III une côte de 2 et celles de l'article IV une côte de 1.

- ***la liste Rouge UICN de 2008.*** La Liste rouge nationale vise à dresser un bilan objectif du degré de menace pesant sur les espèces à l'échelle du territoire national. Il s'agit de réunir les meilleures

informations disponibles sur le risque de disparition de notre territoire des espèces végétales et animales qui s'y reproduisent en milieu naturel ou qui y sont régulièrement présentes. Nous avons attribué une note variant de 0 à 5 aux différentes espèces d'Amphibiens en fonction de leur degré de menace (tableau n°25).

Tableau n°25 : Description de la notation des critères UICN

Code UICN	Descriptif	Notation
CR	En danger critique d'extinction	5
EN	En danger	4
VU	Vulnérable	3
NT	Quasi menacée (espèce proche du seuil des espèces menacées ou qui pourrait être menacée si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises)	2
LC	Préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible)	1
DD	Données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pas pu être réalisée faute de données suffisantes)	0

- le critère de « déterminante[46]» développé dans la région Poitou-Charentes à deux niveaux : départementale et régionale. Une espèce déterminante en Poitou-charentes (Déter. PC) ou en Deux-Sèvres (Déter. 79) obtient une note de 1.

L'indice de patrimonialité des espèces d'amphibiens de Gâtine est calculé en additionnant les notes des 8 critères d'évaluation. Plus une mare a d'espèces avec un indice patrimonial élevé et plus cette mare présente un enjeu de conservation marqué localement (tableau n°26).

Tableau n°26 : Indice de patrimonialité des espèces présentes en Gâtine.

Espèces	Répartition	Effectifs	Berne	DH	PN	LRN 2008	Déter. PC	Déter. 79	Score
Salamandre tachetée	0	0	1	0	2	1	0	0	4
Triton de blasius	5	4	0	0	2	1	0	1	**13**
Triton crêté	2	4	2	4	3	1	1	1	**18**
Triton marbré	1	3	1	2	3	1	1	1	**13**
Triton palmé	0	0	1	0	2	1	0	0	4
Alyte accoucheur	1	2	2	2	3	1	0	0	**11**
Crapaud commun	0	0	1	0	2	1	0	0	4
Grenouille verte	0	0	1	0	1	1	0	0	3
Grenouille de lessona	2	4	1	2	3	2	0	1	**15**
Grenouille rieuse	0	0	1	1	2	1	0	0	5
Grenouille agile	0	0	2	2	3	1	0	0	8
Rainette arboricole	1	3	2	2	3	1	1	1	**14**
Espèces non contactées									
Grenouille rousse	2	4	1	1	1	1	1	1	**12**
Pélodyte ponctué	1	3	1	0	2	1	0	1	**9**
Crapaud calamite	1	4	2	2	3	1	1	1	**15**

[46] Dès 1996, les naturalistes du Poitou-Charentes se sont lancés dans la procédure de modernisation des ZNIEFF. Très vite, la difficulté de statuer sur la déterminance des espèces rencontrées est apparue à tous les rédacteurs de fiche. Aucune définition claire de la déterminance n'étant par ailleurs rapportée, les conceptions ont considérablement divergé d'un naturaliste à l'autre. Pour pallier à ce problème, une fiche indicative à été rédigée par la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) en 1997. La grille, dont la vocation première était de faciliter la collecte et le dénombrement des données, a été proposée aux divers rédacteurs de ZNIEFF.

Résumé

Le déclin mondial des populations d'amphibiens est le fruit de multiples agressions. La destruction et la fragmentation des habitats sont reconnues pour être les principales causes de raréfaction de plusieurs espèces. Les amphibiens sont particulièrement vulnérables aux modifications de leur environnement en raison de la dualité de leur cycle de vie qui implique la présence d'habitats terrestres et aquatiques dans le paysage. Leur faible capacité de locomotion amplifie les effets de ces perturbations et ainsi leurs aptitudes à répondre à ces évènements. En ce sens, ce groupe constitue un bon indicateur de l'impact du changement d'utilisation des terres agricoles observées au cours de ces dernières décennies. La Gâtine, microrégion bocagère de l'ouest de la France n'a pas échappé à cette évolution des pratiques.

Notre étude intègre plusieurs approches. La première consiste à évaluer la distribution des biotopes de reproductions potentiels par une méthode de photo-interprétation écran de la BD Ortho® IGN et par des vérifications de terrain. Cette démarche nous permet par la suite de caractériser les différents usages des mares de Gâtine et de mieux comprendre les processus d'abandon et de destruction de ces milieux. La seconde approche traite des relations qu'entretiennent 10 espèces d'amphibiens avec 79 mares (structure et configuration du paysage environnant). Les variables paysagères ont été extraites sous Système d'Information Géographique en utilisant des disques concentriques adaptés aux capacités de locomotion des différentes espèces présentes dans la région considérée. Nous avons également intégré dans cette étude, des indices de stabilité paysagère en confrontant d'anciennes photographies aériennes de 1959 avec la BD Ortho® IGN de 2002

Les principaux résultats montrent que les mares et les étangs restent largement distribués dans cette microrégion. Le taux de comblement des mares reste néanmoins supérieur au taux de création. Ce constat s'explique par une perte d'usage de ces milieux dans l'espace agricole. Nos résultats montrent que les différentes composantes du biotope de reproduction et du paysage environnant conditionnent des richesses spécifiques, des diversités, des probabilités de présence ainsi que des abondances relatives plus importante chez certaines espèces d'amphibiens. Cependant, les réponses aux variables varient d'une espèce à l'autre et en fonction de la taille des disques concentriques utilisés.

Cette étude nous permet de souligner l'importance d'intégrer le niveau paysage dans les études sur les amphibiens en vue d'une gestion conservatoire efficace des populations. Ce travail met également en évidence l'importance de conserver des habitats terrestres et aquatiques fonctionnels dans l'espace agricole pour plusieurs espèces d'amphibiens. Les distances de réponses moyennes observées pourront servir à orienter les futures opérations d'aménagements sur ce territoire.

Mots - clés : *Paysage, Bocage, Biotope de reproduction, Mares, Amphibiens, Richesse spécifique, Diversité, Probabilité de présence, Abondance relative, Système d'Information Géographique, Model Linéaire Généralisé, Critère d'Information d'Akaike, Disques concentriques, Agriculture, Stratégie de conservation*

Abstract

Many threats are responsible for amphibian populations' global decline. The destruction and fragmentation of habitats are known to be the main causes of the rarity of several species. Amphibians are particularly vulnerable to modifications to their environment because of their biological cycle which requires both terrestrial and aquatic habitats. Their limited locomotion capacity increases the effects of these perturbations and thus their ability to cope with them. Hence, this group is a good indicator of the impact of the modifications in agricultural land use over the past few decades. The Gâtine, a 'bocage' micro-region in western France, has been affected by this evolution in agricultural practices.

Our study includes two processes. First, there is an evaluation of potential reproduction habitat distribution using photo-interpretation and field checking. This enables us to characterize different uses of Gâtine's ponds and to understand the abandon and destruction processes of these ecosystems. The second process deals with relationships between 10 amphibian species and 79 pond configurations (structure and surroundings landscape). Landscape parameters have been gathered from GIS, using concentric disks adapted to locomotion abilities of species present. Landscape stability indices were also integrated in this study by comparing 1959 aerial photos with 2002 BD ORTHO IGN®.

Main results show that ponds are widely distributed in the region. Nevertheless, fill-in rate remains higher than pond creation rate. This is due to the loss of the use of these ecosystems on agricultural land. Our results show that species' richness, diversity, presence probability and the higher relative abundance of several species are correlated to reproduction habitat structure and surrounding environment. However, responses to parameters vary from one species to another and in function of the size of the concentric disks used.

This study enables us to emphasize that the landscape variable/parameter must be integrated in amphibian studies in order to manage populations efficiently. It also underlines that conservation of functional terrestrial and aquatic habitats in agricultural systems are important for many amphibian species. The distances of average answers observed could be uses to guide future developments in this territory.

Key words : *Landscape, Bocage, Reproduction biotope, Ponds, Amphibians, Species richness, Diversity, Presence probability, Relative abundance, Geographic Information System, Generalized Linear Model, Akaike's Information Criterion, Concentric disks, Agriculture, Conservation strategy*