

Conservation des amphibiens : de la théorie à l'action

David Lesbarrères
Département de Biologie
Université Laurentienne

La destruction des habitats menace d'extinction plus de 50 % des espèces de reptiles et 75 % des espèces d'amphibiens¹. Depuis les années 1970, une nouvelle discipline a vu le jour : la biologie de la conservation. Elle s'attache à préserver la diversité biologique, son objectif étant de sauvegarder la flore et la faune². Ce maintien de la diversité biologique doit se faire à trois niveaux : diversité génétique (niveau individuel), diversité des communautés (niveau populationnel) et diversité spécifique. La conservation de populations génétiquement distinctes constitue un enjeu majeur de ce nouveau cadre théorique³. Selon Erlich⁴, la disparition des espèces, conséquence immédiate de la destruction des habitats, résulte de l'accroissement de la population humaine et de ses activités. L'une de ces activités impliquées dans la crise de la diversité biologique est la construction d'infrastructures linéaires et leur utilisation. Ainsi, deux problèmes majeurs sont générés par cette pratique : la suppression de milieux et la fragmentation des habitats.

La suppression des milieux est la première conséquence de la construction d'infrastructures linéaires telles que les routes et, à plus grande échelle, les autoroutes. Si on ajoute les annexes nécessaires aux chantiers de construction, ce sont souvent de grandes étendues qui sont concernées par ces projets. Il est donc important de bien comprendre comment fonctionnait l'écosystème considéré, et notamment la mosaïque des paysages qui se succèdent, pour

¹ W.V. Reid and K.R. Miller, *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*, Washington, World Resources Institute, 1989, 140 p.

² R.B. Primack, *Essentials of Conservation Biology*, Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates Incorporated, 1993, 525 p.

³ O.H. Frankel, « Genetic conservation: our evolutionary responsibility », *Genetics*, n° 78, 1974, p. 53-65.

⁴ P.R. Ehrlich « The loss of diversity: causes and consequences ». dans E.O. Wilson and F. M. Peter. *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, 1988, p. 21-27.

proposer une action de conservation utile⁵. Comme le soulignait Primack, il est des habitats qui constituent des ressources-clés pour le maintien des espèces dans les communautés. Ces habitats doivent donc être bien définis lors de la mise en place du tracé de l'infrastructure linéaire afin d'envisager la conservation de l'intégrité biologique naturelle, à savoir la capacité de ce milieu à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et adaptative d'organismes vivants, ayant une composition d'espèces et une organisation fonctionnelle comparable à celle de l'habitat naturel de la région⁶. Dans le type de paysages rencontrés ici, les haies et les fossés constituent à la fois des ressources-clés pour certaines espèces⁷, mais également de véritables corridors qui relient des habitats morcelés propres à d'autres espèces et nécessaires à leur survie⁸. Il y a donc des unités paysagères indispensables aux amphibiens et leur destruction perturbe beaucoup la connectivité des populations.

La fragmentation des habitats, et par conséquent des populations, augmente le risque d'extinction des espèces⁹. De plus, en fractionnant les habitats, les infrastructures linéaires peuvent entraîner un isolement des populations¹⁰ et réduire la variabilité génétique par l'augmentation de la consanguinité¹¹. En effet, à long terme, ces infrastructures affecteront la mobilité des espèces et l'organisation structurelle de leurs populations¹². Cela peut aboutir à l'insularisation des populations; selon le modèle de Mc Arthur

⁵ T.M. Caro and M.K. Laurenson, « Ecological and genetic factors in conservation: a cautionary tale », *Science*, n° 263, 1994, p. 485-486.

⁶ J.R. Karr *et al.*, *Assessing Biological Integrity in Running Waters: a Method and its Rationale*. Special publication, Illinois, Natural History Survey. Urbana, Illinois, 1986.

⁷ P. Joly, « Biologie des populations d'amphibiens, connectivité et aménagement du territoire ». Troisième rencontre « Route et Faune Sauvage », Strasbourg, Conseil de l'Europe, 1998.

⁸ L. Brooker, M. Brooker and P. Cale, « Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality ». *Conservation Ecology [online]*, vol. 3, n° 1, p. 4, 1999.

⁹ P. Sjögren, « Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*) », *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 42, 1991, p. 135-147.

¹⁰ W. Reh and A. Seitz, « The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria* », *Biological Conservation*, vol. 54, 1990, p. 239-249; C.C. Vos and J.P. Chardon, « Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis* », *Journal of Applied Ecology*, vol. 35, n°1, 1998, p. 44-56.

¹¹ M. Kawata, « Loss of genetic variability in a fragmented continuously distributed population », *Researches on Population Ecology*, vol. 39, n°2, 1997, p. 227-237.

¹² A.-R. Blaustein, D.B. Wake and W.P. Sousa, « Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions » *Conservation Biology*, vol. 8, n°1, 1994, p. 60-71.

et Wilson¹³, l'extinction des espèces piégées sur un îlot sera d'autant plus forte que l'immigration sera interrompue. À plus court terme, des couloirs de migrations saisonniers seront coupés. Comme, au cours de l'année, les amphibiens se déplacent entre les différents sites biologiques nécessaires aux phases d'hibernation, de reproduction et d'estivage¹⁴, il y a dès lors autant de trajets à protéger et de sites à restaurer¹⁵. La persistance d'un effet barrière sur un des trajets aurait pour conséquence directe la disparition de la population¹⁶ soit par inadaptation des individus à trouver un autre trajet, soit par non-protection de l'infrastructure linéaire entraînant une mortalité routière inévitable. À court terme, cette dernière conséquence est évidemment la plus directe. Les populations d'amphibiens situées en bordure de l'infrastructure linéaire sont d'autant plus menacées par une réduction des effectifs que leurs axes migratoires s'en trouvent coupés, gênant considérablement l'arrivée sur le site de reproduction, puis la migration d'estive. Dans le pire des cas, cette même mare se trouve sur le trajet de l'autoroute.

Cet article regroupe des résultats obtenus lors de mes études doctorales dans le cadre d'un projet de conservation des amphibiens, mis en place en 1999, sur le trajet d'une autoroute française entre Angers et Cholet, en France. Je présenterai d'abord le suivi des différentes espèces présentes sur des mares de substitution créées suite à la destruction d'un certain nombre de sites. Ensuite, je montrerai comment l'utilisation de tunnels sous l'autoroute peut s'avérer efficace même si diverses espèces réagissent différemment aux types de tunnels présents.

Cinq années après, où en sommes nous?

Suite à la destruction de huit mares sur le tracé de l'autoroute, j'ai proposé que les mares de substitution répondent à des critères floristiques et pédologiques précis, pour tenir compte des espèces qui les fréquentent¹⁷. Ainsi, la surface,

¹³ R.H. Mc Arthur and E.O. Wilson, « An equilibrium theory of insular zoogeography », *Evolution*, vol. 17, 1963, p. 373-387.

¹⁴ W. Weismair, *Amphibien. Gefährdung und Schutz* », *Kataloge des Landesmuseums*, N. F., 107, 1996, p. 145-175.

¹⁵ C.K. Dodd Jr. and B.S. Cade, « Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands » *Biological Conservation*, vol. 12, n°2, 1998, p. 331-339.

¹⁶ D. Buckley *et al.*, « Population structure of Moroccan water frogs: genetic cohesion despite a fragmented distribution », *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, vol. 34, 1996, p. 173-179.

¹⁷ A. Waringer-Löschekohl, « An experimental study of microhabitat selection and microhabitat shifts in European tadpoles », *Amphibia-Reptilia*, vol. 9, 1988, p. 219-236.

la profondeur, l'exposition solaire, l'oxygénation¹⁸, l'alimentation en eau et la structure du sol ont été retenus puisqu'ils influencent directement la pérennité annuelle de la mare, sa turbidité, son accessibilité, ainsi que sa structuration thermique. De plus, ces paramètres sont importants à considérer pour assurer une bonne colonisation végétale et animale¹⁹ et déterminer la diversité des autres espèces sur ces sites²⁰. La réussite d'un ouvrage hydraulique comme substitution d'une mare dépend de la finesse avec laquelle a été analysée la mare d'origine et l'ensemble des contraintes qui y sont liées²¹. Le succès de l'entreprise se mesure ensuite par les colonisations, végétales et animales. Dans le cas des amphibiens, nous avons constaté une rapide colonisation des nouvelles mares, de manière libre, pendant la durée des travaux.

Pour notre étude, nous avons observé six espèces : la grenouille agile *Rana dalmatina*, le crapaud commun *Bufo bufo*, la grenouille verte *Rana esculenta*, la rainette verte *Hyla arborea*, le pélodye ponctué *Pelodytes punctatus* et le crapaud accoucheur *Alytes obstetricans*. En 2003, cinq de ces six espèces étaient toujours présentes. J'ai observé une différence significative dans la réponse spécifique de chaque espèce au projet de restauration (figure 1). Alors que *R. dalmatina* était présente sur six mares en moyenne (de 4 en 2000 à 7 en 1999, 2002 et 2003), l'*A. obstetricans* est disparu en 2001 de l'unique mare où il avait été observé avant la destruction. J'ai aussi observé une augmentation non significative du nombre de mares occupées par *H. arborea* ($r = 0,87$, $p = 0,055$; figure 1).

Le projet de restauration a d'abord eu une influence négative sur la distribution des espèces mais celle-ci a augmenté par la suite (ANOVA: $F_{4,25} = 4,42$, $p = 0.01$). Le nombre moyen de mares occupées par espèce était de 4,33 en 1999 (de 1 mare pour *A. obstetricans* à 7 mares pour *R. dalmatina*). Bien que non significatif, un déclin a été observé jusqu'en 2001 (moyenne = 2, de 0 pour *B. bufo* et *A. obstetricans* à 5 pour *R. dalmatina*). En 2003, une augmentation significative du nombre de mares occupées par espèce a été

¹⁸ S. Plénet *et al.*, « Variation of plastic responses to oxygen availability within the *Rana esculenta* complex », *Journal of Evolutionary Biology*, vol. 13, 2000, p. 20-28.

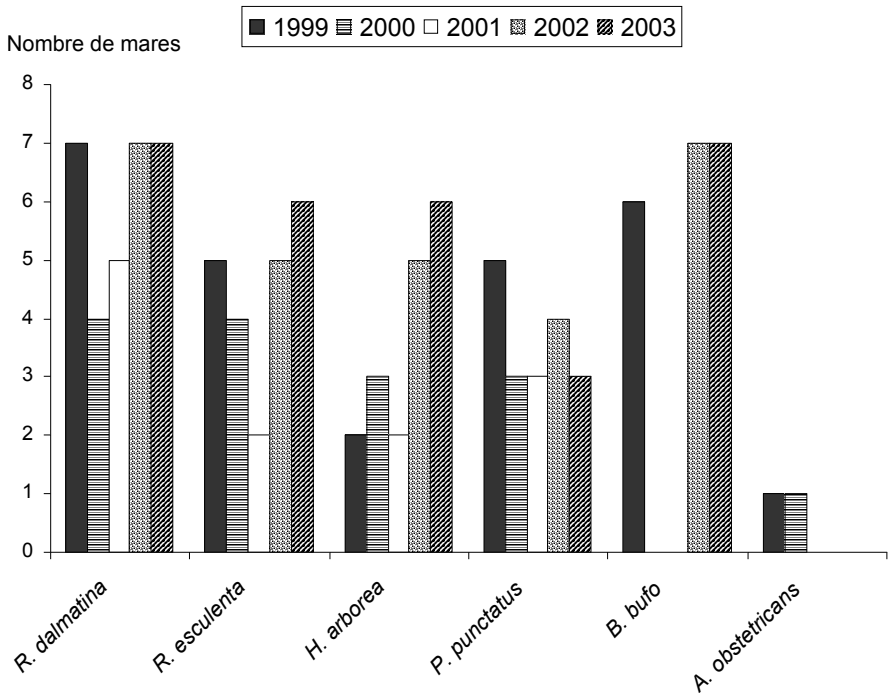
¹⁹ H. Stribosch, « Habitat selection of amphibians during their aquatic phase », *Oikos*, vol. 33, 1979, p. 363-372; A. Morand and P. Joly, « Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French Upper-Rhone floodplain », *Hydrobiologica*, vol. 300/301, 1995, p. 249-257.

²⁰ S.J. Hecnar and R.T. M'Closkey, « Patterns of nestedness and species association in a pond-dwelling amphibian fauna », *Oikos*, vol. 80, 1997, p. 371-381.

²¹ L.A. Bonner, W.J. Diehl and R. Altig, « Physical, chemical and biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in central Mississippi », *Hydrobiologica*, vol. 353, 1997, p. 77-89; A.H.P. Stumpel and H. van der Voet, « Characterizing the suitability of new ponds for amphibians », *Amphibia-Reptilia*, vol. 19, 1998, p. 125-142.

notée (moyenne = 4,83, de 0 pour *A. obstetricans* à 7 pour *R. dalmatina* et *B. bufo*; Test de comparaisons multiples de Tukey-Kramer, $q = 4,52$, $p < 0.05$).

Figure 1
Distribution des amphibiens sur les mares : 1999-2003



Le projet de restauration a d'abord eu une influence négative sur la distribution des espèces mais celle-ci a augmenté par la suite (ANOVA: $F_{4,25} = 4,42$, $p = 0.01$). Le nombre moyen de mares occupées par espèce était de 4,33 en 1999 (de 1 mare pour *A. obstetricans* à 7 mares pour *R. dalmatina*). Bien que non significatif, un déclin a été observé jusqu'en 2001 (moyenne = 2, de 0 pour *B. bufo* et *A. obstetricans* à 5 pour *R. dalmatina*). En 2003, une augmentation significative du nombre de mares occupées par espèce a été notée (moyenne = 4,83, de 0 pour *A. obstetricans* à 7 pour *R. dalmatina* et *B. bufo*; Test de comparaisons multiples de Tukey-Kramer, $q = 4,52$, $p < 0.05$).

La richesse spécifique (nombre d'espèces par site) a également été influencée par le projet de restauration au cours de ces cinq années (ANOVA: $F_{4,35} = 8,84$, $p < 0.0001$). Alors que la richesse spécifique moyenne a baissé de 42 % en 2000 et de 54 % entre 1999 et 2001, il n'y a pas eu de différence notable entre 1999 et 2002 ni entre 1999 et 2003.

Déplacements et mouvements migratoires des anoures : le problème de l'utilisation des « crapauds »²².

Bien que créés en 1969 et utilisés en France depuis 1984, les crapauds n'ont jamais été réellement testés. Mougey²³ en a recensé les différents types et c'est à partir de cette étude que j'ai proposé la construction d'un système de passage particulier aux constructeurs autoroutiers de l'A87 entre Angers et Cholet, dans le Maine et Loire²⁴.

Un dispositif reproduisant les futurs tunnels a été mis en place dans un enclos de 12 m². Il comprenait deux buses en ciment dont une, tapissée de terre. Le dispositif était nettoyé entre deux passages. Trois espèces ont été testées de nuit du 24 au 30 mai 2000 : la grenouille verte, *Rana esculenta*, (n = 42), le crapaud commun *Bufo bufo*, (n = 41) et la grenouille agile, *Rana dalmatina*, (n = 32). Un magnétophone diffusait en boucle les chants d'appel des mâles pour créer un environnement sonore moins stressant et stimuler les animaux en situation de reproduction. Au début du test, l'individu était situé dans un angle de l'enclos, à 1,20 m du dispositif, à l'opposé du magnétophone (figure. 2).

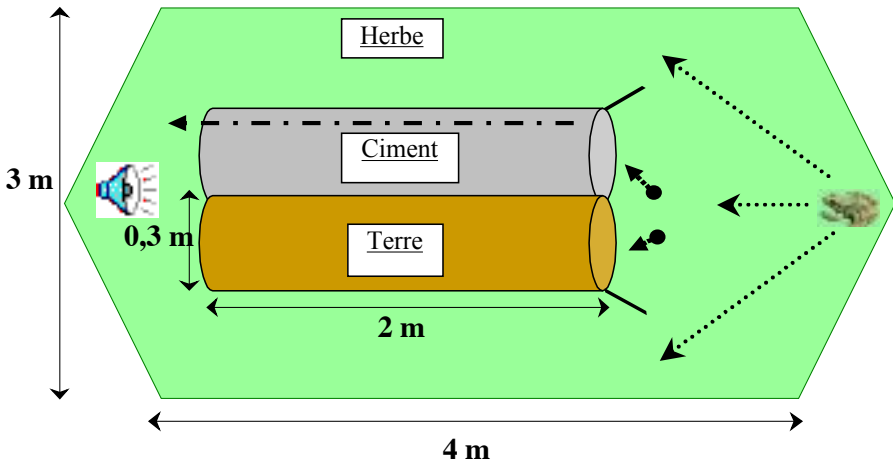
Les résultats ont montré que les grenouilles vertes et les crapauds communs ont préféré traverser l'arène via les tunnels (figure 3 ; $\chi^2 = 3,6$; $p < 0,1$ et $\chi^2 = 2,78$; $p < 0,1$ respectivement) alors que les grenouilles agiles ont préféré utiliser l'herbe (figure 3 ; $\chi^2 = 6,13$; $p < 0,05$). Parmi tous les individus qui ont choisi les tunnels, 68.4 % ont préféré le tunnel tapissé de terre par rapport au tunnel de ciment brut (modèle log-linéaire model: $\chi^2 = 11,48$; $p = 0.003$). Ce choix a été significatif pour les grenouilles vertes (figure 3, $\chi^2 = 7,54$; $p < 0,001$) et les grenouilles agiles (figure 3 ; $\chi^2 = 5,44$; $p < 0,05$) mais pas pour les crapauds communs (figure 3 ; $\chi^2 = 0,04ns$).

²² D. Lesbarrères, *Structuration, flux génétiques et biologie de la reproduction des populations de grenouilles agiles, Rana dalmatina, dans l'Ouest de la France : applications à la conservation*, thèse de doctorat, Université d'Angers, 2001, 182 p.

²³ T. Mougey, « Des tunnels pour batraciens », *Le Courrier de la Nature*, n° 155 : 1996, p. 22-28.

²⁴ D. Lesbarrères et T. Lodé, « La conservation des amphibiens: exemple d'aménagements autoroutiers », *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*, vol. 22, n°1, 2000, p. 37-48.

Figure 2
Dispositif du test de choix des grenouilles confrontées à un crapauduc



Interprétation des résultats

Les enjeux de tels dispositifs sont de mieux cerner la réaction des amphibiens à une modification de leur environnement de reproduction. Notamment, ils permettent de comparer la situation avant et après la construction d'une autoroute et d'évaluer le type de conservation préconisé. Notre projet faisant suite à une étude pilote méthodologique²⁵, cela implique la prise en compte de la structure totale de chaque site, ainsi que de la dynamique des échanges entre chaque mare. Par ailleurs, la recension des écrits sur ce sujet montre que les résultats ne prennent pas en compte les mesures de conservation adoptées²⁶.

Bien qu'il soit préférable d'éviter la perte de sites naturels de reproduction, cette étude montre que la création de zones humides de remplacement s'avère efficace. Les résultats indiquent que le taux de colonisation est propre à chaque espèce mais que le retour à un niveau d'équilibre de la richesse

²⁵ D. Lesbarrères, T. Lodé, et J. Merilä, « What type of amphibian tunnel could reduce road kills? » *Oryx*, n°38, 2004, p. 220-223.

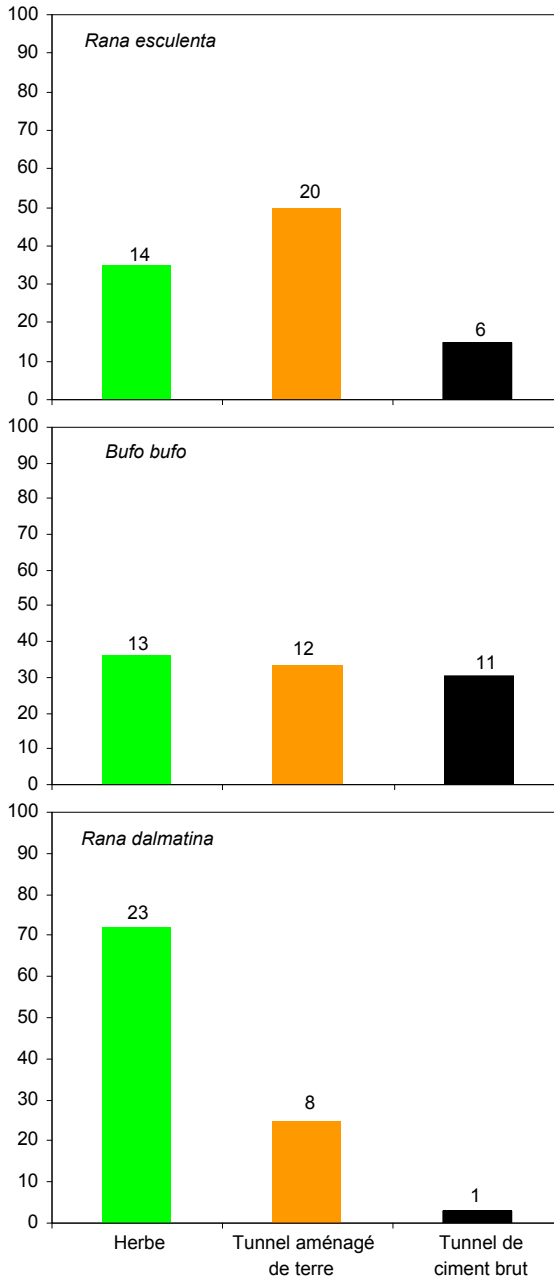
²⁶ F.D. Meunier *et al.*, « Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, n°1, 1999, p. 108-117; T. Lodé, « Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations », *Ambio*, vol. 29, n°3, 2000, p. 165-168.

Figure 3

Proportion d'animaux utilisant l'herbe, le tunnel aménagé de terre ou le tunnel de ciment brut pour traverser l'arène

Les valeurs indiquent le nombre d'animaux.

% animaux



spécifique s'établit en trois ans pour chaque site. Une estimation à long terme sera nécessaire pour séparer les impacts des fluctuations naturelles propres aux populations d'amphibiens²⁷ et pour évaluer le succès à long terme du projet. Bien qu'il semble évident que le rétablissement des populations locales ait été initié ici, ces résultats sont bénéfiques à une plus grande échelle²⁸.

Les résultats obtenus avec les tunnels suggèrent que, bien que la grenouille agile semble éviter les tunnels lorsqu'elle en a le choix, les deux autres espèces l'utilisent. De plus, parmi les grenouilles vertes et agiles qui utilisent les tunnels, la majorité préfère un tunnel aménagé avec de la terre à un tunnel en ciment brut. En revanche, les crapauds ne semblent pas discriminer le substrat du tunnel. Le caractère alcalin du ciment serait-il répulsif pour les grenouilles alors que la peau des crapauds y est moins sensible? Malgré la disparité des préférences, le tunnel aménagé de terre est celui qui remporte le plus de succès. Ainsi, pour maintenir la connectivité entre les rives de l'autoroute, des tunnels sous-autoroutiers doivent être aménagés et les constructeurs doivent utiliser de la terre pour recouvrir le ciment brut à l'intérieur du tunnel, comme cela se fait déjà en Suisse²⁹. Étant donné la tendance des grenouilles agiles à contourner les tunnels et la forte tolérance des crapauds, un projet de restauration efficace nécessitera également la pose de bâches forçant les animaux à se diriger vers les tunnels, malgré la préférence de certains à les éviter. Finalement, on peut conclure qu'en raison des préférences spécifiques de chaque espèce, il est toujours difficile de proposer des mesures de protection efficaces simultanément pour toutes les espèces. En tout état de cause, cette étude donne une indication de la pertinence des aménagements et le succès à court terme (cinq ans), d'un projet de restauration³⁰.

²⁷ J.H.K.Pechmann *et al.*, « Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations », *Science*, n° 253, 1991, p. 892-895.

²⁸ R.D. Semlitsch, « Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians », *Conservation Biology*, n°16, 2002, p. 619-629.

²⁹ S. Müller, *Aménagements et mesures de protection en faveur des Batraciens en Suisse. Gestion et protection des amphibiens : de la connaissance aux aménagements*, Mulhouse, ministère de l'Environnement, 1992.

³⁰ A. Balmford and K.J. Gaston, « Why biodiversity surveys are good value », *Nature*, n° 398 1999, p. 204-205. Je remercie Alain Pagano et Thierry Lodé pour leur participation ainsi que les nombreux étudiants qui ont aidé à la collecte des données chaque année. Ce travail a été financé par les Autoroutes du Sud de la France.