

Le déclin alarmant des amphibiens de France : L'exemple étayé de la Normandie

The alarming decline of amphibians in France: The documented example of Normandy

Guillaume ASTRUC⁽¹⁾, Claude MIAUD⁽¹⁾, Aurélien BESNARD⁽¹⁾ et Mickaël BARRIOZ⁽²⁾

⁽¹⁾ CEFE, EPHE-PSL University, CNRS, Univ Montpellier, IRD, Univ Paul Valéry Montpellier 3, Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Montpellier, France

⁽²⁾ URCPiE de Normandie, 21 rue du Moulin au Roy, 14000 Caen, France

Auteur correspondant : Guillaume ASTRUC - guillelme.astruc@gmail.com

Résumé – Le déclin alarmant des amphibiens de France : L'exemple étayé de la Normandie. Les amphibiens subissent de nombreuses pressions comme la disparition et la dégradation de leurs habitats terrestres et aquatiques, l'introduction d'espèces, les maladies et le changement climatique qui entraînent la disparition ou la régression des populations. De nombreuses évaluations environnementales (e.g. directives européennes, listes rouges, etc.), ou des pratiques de gestion dans des espaces protégés s'appuient sur la connaissance du statut des populations. Dans ce contexte, un consortium (SHF, CPIE, ONF, RNF et CEFE) a développé des protocoles permettant d'évaluer les tendances des communautés (ou d'espèces) d'amphibiens. Contrairement aux approches de type atlas de répartition déjà bien développées en France, ces nouveaux protocoles (dits « POPAmphibien ») s'inscrivent dans le cadre des méthodes d'occupation dynamique de sites qui permettent de modéliser les tendances de l'occurrence dans les sites aquatiques, tout en corrigeant par la probabilité de détection de espèces. Cet article présente les résultats de l'application d'un protocole POPAmphibien « communauté » en Normandie, avec l'objectif de décrire la tendance temporelle d'une communauté d'amphibiens en réalisant trois passages par an sur le terrain qui tiennent compte la phénologie des différentes espèces. Entre 2007 et 2018, 114 aires (secteurs présentant plusieurs sites aquatiques potentiellement colonisés par les amphibiens) comportant 1 255 sites aquatiques ont été suivis avec des méthodes de prospection standardisées. Les tendances des 15 taxons suivis en Normandie montrent une diminution pour neuf d'entre eux (*Alyte accoucheur Alytes obstetricans*, Crapaud commun/épineux *Bufo* sp, Grenouille rousse *Rana temporaria*, Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus*, Salamandre tachetée *Salamandra salamandra*, Triton alpestre *Ichthyosaura alpestris*, Triton crête *Triturus cristatus*, Triton palmé *Lissotriton helveticus* et Triton ponctué *Lissotriton vulgaris*), une stabilité pour quatre espèces (Crapaud calamite *Epidalea calamita*, Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus*, Rainette verte *Hyla arborea* et Triton marbré *Triturus marmoratus*) et une augmentation pour deux espèces (Grenouille agile *Rana dalmatina* et Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*). La dégradation des habitats, notamment dans les paysages agricoles et les changements climatiques (assèchement des sites de reproduction) affectent particulièrement les espèces comme la Salamandre tachetée *Salamandra salamandra* et la Grenouille rousse *Rana temporaria*. Les mesures de gestion (surcreusement des mares, protection des habitats) apparaissent favorables aux populations de Pélodyte ponctué *P. punctatus* cantonnées dans les dunes et les marais littoraux, qui sont la plupart du temps sous statut de protection. La Grenouille agile (*R. dalmatina*) est en progression, notamment en dehors des espaces protégés, probablement en relation avec son expansion vers le nord depuis au moins une quinzaine d'années en lien avec des conditions climatiques locales plus favorables et la présence de micro-habitats refuges. Ces résultats sont les premiers obtenus avec cette méthodologie dont le déploiement à l'échelle nationale permettra des analyses de plus en plus précises sur les facteurs, dont les pratiques de gestion, influençant la dynamique des populations des amphibiens de France.

Mots-clés : Amphibiens, méthodes d'occupation dynamique, POPAmphibien, suivi, échelle populationnelle.

Summary – The alarming decline of amphibians in France: The documented example of Normandy. Amphibians are exposed to numerous pressures such as the disappearance and degradation of their terrestrial and aquatic habitats, the introduction of invasive species, diseases, and climate change, which lead to the disappearance or decline of populations. Many environmental assessments (e.g. European directives, red lists, etc.), or management practices in protected areas are based on the status of populations. In this context, a consortium (SHF, CPIE, ONF, RNF, CEFE) has developed protocols to assess trends in amphibian communities (or target species). Unlike the distribution atlas-type approaches already well developed in France, these new protocols (known as "POPAmphibien") are based on the site

occupancy framework that model amphibian occurrence in aquatic sites, while correcting for the probability of species detection. This paper presents the results of the application of a POPAmphibien "community" protocol in Normandy, with the aim of describing the temporal trend of an amphibian community by carrying out three field surveys per year that considering the phenology of the different species. Between 2007 and 2018, 114 areas (sectors presenting several aquatic sites potentially colonised by amphibians) comprising 1255 aquatic sites were monitored using standardised methods. The trends for the 15 taxa monitored in Normandy show a decrease for nine of them (*Alytes obstetricans*, *Bufo* sp, *Rana temporaria*, *Pelophylax kl. esculentus*, *Salamandra salamandra*, *Ichthyosaura alpestris*, *Triturus cristatus*, *Lissotriton helveticus* and *Lissotriton vulgaris*), a stability for four species (*Epidalea calamita*, *Pelophylax ridibundus*, *Hyla arborea* and *Triturus marmoratus*) and an increase for two species (*Rana dalmatina* and *Pelodytes punctatus*). Habitat degradation, particularly in agricultural landscapes, and climate change (drying up of breeding sites) particularly affect species such as *Salamandra salamandra* and *Rana temporaria*. Management measures (over digging of ponds, protection of habitats) appear to be favourable to the populations of *P. punctatus* which are confined to dunes and coastal marshes under protection status. *R. dalmatina* is on the increase, particularly outside protected areas, probably due to its expansion northwards for at least fifteen years in connection with more favourable local climatic conditions and the presence of refuge micro-habitats. These are the first results obtained with this methodology, deployment on a national scale will enable increasing precise analyses of the factors influencing the dynamics of amphibian populations in France, including management practices.

Key-words: Amphibians, site occupancy, POPAmphibien, monitoring, populational scale.

INTRODUCTION

Comme plusieurs autres composantes de la biodiversité mondiale, les amphibiens sont en déclin, pour des raisons diverses (Blaustein et Wake 1990, Corn 2000, Houlahan *et al.* 2000). Même si l'identification des causes de ce déclin nécessite la plupart du temps des analyses à des échelles spatiales relativement locales et pour chacune des espèces considérées (Grant *et al.* 2020), la disparition et dégradation des habitats naturels qui leur sont favorables, l'introduction d'espèces, les maladies et le changement climatique sont considérés comme les causes principales de cette disparition ou régression des populations d'amphibiens (Cushman 2006, Scheele *et al.* 2019, McCaffery et Maxell 2010, Falaschi *et al.* 2019). Selon la Liste rouge des espèces menacées en France, huit espèces d'amphibiens sur 35 sont aujourd'hui menacées sur le territoire métropolitain et pour plus de la moitié d'entre elles, la tendance des effectifs des populations est au déclin (UICN-France & MNHN et SHF 2015). Ainsi, 12 espèces se classent aujourd'hui dans la catégorie « Quasi menacée » contre six lors de l'évaluation précédente (UICN-France, MNHN et SHF 2009). Au total, d'après la méthodologie UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), 60 % des amphibiens voient leurs effectifs régresser et cette tendance négative observée en France s'explique probablement par des causes similaires à celle identifiées sur d'autres continents (Grant *et al.* 2020), en particulier la dégradation marquée et continue de leurs habitats.

La connaissance des communautés d'amphibiens de France métropolitaine repose principalement sur les efforts déployés pour des inventaires, c'est-à-dire le relevé de présence des espèces dans des sites précis et à des dates connues. Ces efforts ont permis la production d'atlas nationaux et régionaux (Lescure et de Massary 2013). Outre l'indispensable état des lieux de la répartition des espèces d'amphibiens sur le territoire national, la comparaison de ces atlas au cours du temps peut révéler des tendances dans la distribution des espèces à travers le changement dans le nombre de mailles occupées notamment. Ils peuvent aussi permettent d'identifier des zones sous-échantillonnées. L'analyse des atlas successifs de Belgique, Allemagne, Luxembourg, Suisse et Pays-Bas permet ainsi de montrer la variabilité du déclin de quatre espèces de Tritons à une échelle globale et dans différentes régions (Denoël, 2012). Cependant, l'analyse de ces données de répartition ne permet en général pas d'identifier les pressions et est souvent insuffisante pour permettre d'évaluer les tendances des effectifs ou de la distribution fine des populations de ces espèces (les mailles d'atlas font 20 km x 28 km dans l'atlas national des reptiles et amphibiens de France, Lescure et de Massary 2013). De plus, la plupart du temps, la dynamique des populations est qualifiée « à dire d'expert » à partir d'extrapolations plus ou moins robustes, basées par exemple sur l'évolution des habitats (comme la disparition documentée de sites aquatiques ou terrestres), à partir de suivis spécifiques souvent très localisés (comme des études de capture-marquage-recaptures dans le

cadre d'études scientifiques ou de plans d'actions régionaux, etc. (e.g. Frétey *et al.* 2004 sur le Crapaud commun *Bufo bufo*, Perret *et al.* 2003 sur le Triton crêté *Triturus cristatus*, Cayuela *et al.* 2014 sur le Sonneur à ventre jaune *Bombina variegata*, Guérin *et al.* 2017 sur le Triton marbré *Triturus marmoratus*, Cayuela *et al.* 2019 sur la Salamandre tachetée *Salamandra salamandra*) ou même des données de dénombrements d'écrasements sur les routes (e.g. Meek 2021).

Pourtant, plusieurs démarches de politiques environnementales nécessitent la connaissance de la tendance des effectifs des populations de ces espèces. On peut citer le réseau Natura 2000 (mis en place en application de la directive Habitats-Faune-Flore de 1992) qui implique une évaluation tous les six ans de l'état de conservation des amphibiens et de leurs habitats inscrits dans les annexes de cette directive. L'évaluation de cet état de conservation prend en compte la tendance des effectifs des populations. La démarche de « Listes Rouges » de l'UICN repose, quant à elle, sur une évaluation actualisée tous les cinq à dix ans du risque de disparition des espèces. Là encore, la tendance des effectifs des populations est un élément clé de cette évaluation. Enfin, il existe de nombreuses autres situations où une connaissance des tendances des effectifs des populations est requise, comme celle visant à évaluer l'efficacité des efforts de conservation déployés dans les espaces protégés (parcs nationaux, réserves, Espaces naturels sensibles, etc.) et par les organismes de gestion et/ou protection de la nature (Conservatoires, ONG, etc.).

Des protocoles de suivis des tendances temporelles des effectifs de populations à l'échelle nationale existent pour d'autres groupes faunistiques comme les oiseaux. Le programme STOC (Suivi Temporel des Oiseaux Communs) fondé et porté par le Muséum national d'histoire naturelle a par exemple montré toute sa pertinence pour évaluer les évolutions de la structure et composition des différentes communautés d'oiseaux en France, et pour identifier les pressions qu'elles subissent (Jiguet *et al.* 2012, Geffroy 2018).

Pour les amphibiens, s'il est parfois possible d'obtenir des suivis exhaustifs sur des zones de petites surfaces comme certaines réserves par exemple, on comprend bien qu'il n'est pas possible de compter les animaux sur de plus vastes territoires comme des régions ou des pays. Il est de fait nécessaire, comme pour la plupart des autres taxons d'ailleurs, d'établir une stratégie d'échantillonnage, c'est-à-dire d'étudier un sous-ensemble d'unités géographiques,

un échantillon de ce qui est disponible, qui permettra l'extrapolation des résultats à l'échelle de l'aire considérée. Les données de terrain sont le plus souvent des dénombrements, comme le nombre de pontes de différentes espèces de grenouilles brunes (*Rana* spp) dans un plan d'eau, le nombre de différentes espèces de tritons capturées au cours d'une session de pêche à l'épuisette dans une mare, ou le nombre de mâles d'anoures chanteurs entendus pendant une période donnée, etc... Mais ces dénombrements peuvent être difficilement comparés entre années ou entre sites. Le comptage de 100 individus une année donnée et de 150 individus l'année suivante ne permet en effet pas de certifier que le nombre d'individus a augmenté d'une année à l'autre si l'on ne connaît pas la probabilité de détection des individus pour ces deux années spécifiques. Cette probabilité de détection est très variable chez les amphibiens, dépendant de la météo, de la phénologie des espèces en lien avec les dates de prospection, du temps passé sur le terrain, de la structure de la végétation dans les mares, etc. Passer d'un simple comptage à une estimation d'abondance ou d'occurrence nécessite de ce fait la correction de ces comptages par la probabilité de détection des espèces ou des individus (Schmidt 2004 ; Kery et Schmidt 2008). Les méthodes d'occupation dynamique de sites (MacKenzie *et al.* 2003, MacKenzie *et al.* 2006) permettent, à partir de passages répétés sur un ensemble de sites, de modéliser les processus d'extinction-colonisation de ces sites par une espèce, tout en corrigeant par sa probabilité de détection. Cette approche est particulièrement adaptée pour estimer la tendance des distributions des populations d'amphibiens qui se reproduisent dans des sites aquatiques disséminés dans les paysages, car elle tient compte de cette dimension spatiale en caractérisant les variations de l'occurrence des espèces dans ces sites (Mazerolle *et al.* 2007, revue dans Muths *et al.* 2017). Un programme national de suivi des communautés et populations d'amphibiens, basé sur la mesure de l'occurrence dans les sites aquatiques, se met en place depuis une dizaine d'année en France (Poulain *et al.* 2014, Astruc *et al.* 2019). Ce programme, nommé « POPAmphibien » par la suite, a été co-construit par la Société herpétologique de France (SHF), le réseau des Centres permanents d'initiatives pour l'environnement (CPIE), l'Office national des forêts (ONF), Réserves naturelles de France (RNF) et le Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE). Le programme POPAmphibien se décline sous différentes approches permettant l'évaluation des tendances de l'occurrence des

populations d'une espèce particulière ou de l'ensemble de la communauté d'amphibiens. Les CPIEs de Normandie s'intéressent depuis plus de 20 ans à l'état de conservation des communautés d'amphibiens de la région (Barrioz 2012, 2014). En 2005 et 2006, la faisabilité du déploiement du programme POPAmphibien « communauté » a été testé dans cette région. Nous présentons ici les résultats acquis pour la période de 2007 à 2018 dans cette région, avec la présentation des tendances générales des 15 espèces (neuf anoures et six urodèles). Pour la Grenouille agile (*Rana dalmatina*), la Salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*) et la Grenouille rousse (*Rana temporaria*), les résultats sont analysés eu égard des causes possibles des tendances des populations observées en relation avec le type d'habitat et le statut de protection des aires suivies.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

A. Présentation de la région échantillonnée

La Normandie, d'une superficie de 29 906 km², compte cinq départements : en Basse-Normandie, le Calvados (14), la Manche (50) et l'Orne (61) et en Haute-Normandie, l'Eure (27) et la Seine-Maritime (76). Depuis 2016, la Basse-Normandie et la Haute-Normandie n'existent plus d'un point de vue administratif. La région réunifiée jouxte les régions Bretagne, Pays de la Loire, Centre-Val de Loire, Île-de-France et Picardie (rattachée aux Hauts-de-France). Elle s'étend de 48°10' N à 50°04' N en latitude et de 1°56' O à 1°48' O en longitude et se situe au sein du domaine biogéographique atlantique.

La région comprend deux grandes unités géologiques. À l'ouest, le Massif armoricain (Normandie armoricaine) se compose de terrains anciens, sédimentaires et volcaniques, traversés localement par des intrusions granitiques. Des anciennes chaînes de montagnes depuis longtemps arasées ne persistent aujourd'hui que de modestes collines : la forêt d'Écouves (61), d'une altitude de 413 m, est le point culminant de la Normandie. Cependant, des paysages montueux ou escarpés particuliers (e. g. la Suisse normande dans l'Orne) offrent des secteurs boisés au sein d'une matrice mixte de bocages et de champs ouverts. Vers l'est, la Normandie crayeuse, à cheval sur la Basse-Normandie et la Haute-Normandie, correspond à l'extrémité occidentale du Bassin parisien, constitué d'un empilement de couches sédimentaires non

plissées et plus récentes.

Le climat de la Normandie est de type océanique. Les hivers sont relativement cléments : en moyenne, entre 5 °C et 6 °C en janvier sur le littoral et entre 3 °C et 4 °C dans les terres. Les étés y sont frais : en moyenne, entre 16 °C et 17 °C en juillet, et assez humides. Les précipitations sont fréquentes, rarement intenses et réparties de manière assez homogène sur toute l'année. Les cumuls annuels s'étagent d'environ 700 à 1000 millimètres selon les secteurs, la Manche et la Seine-Maritime étant les départements les plus arrosés. L'ensoleillement annuel moyen est de seulement 1580 heures : 1460 heures dans la Manche (mais environ 1700 heures dans le sud-ouest de ce département), 1518 heures en Seine-Maritime, 1615 heures dans l'Orne, 1624 heures dans le Calvados, 1684 heures dans l'Eure.

B. Protocole de suivi des amphibiens

1. Principe général du protocole « POPAmphibien »

Le principe général du protocole est de définir une aire fixée dans le temps et de relever la présence éventuelle des espèces au sein de tous les sites aquatiques contenus dans cette aire. Une aire est définie comme un polygone situé dans un habitat homogène, de taille variable, délimité par la ligne imaginaire continue la plus courte pouvant renfermer tous les points d'eau inventoriés en moins de 4 h. C'est l'observateur qui définit le nombre et les contours des aires qu'il va suivre, qui resteront fixes sur toute la période du suivi. Dans notre étude, l'aire la plus petite a une surface de 7 Ha et la plus grande 771 Ha. L'aire regroupe un minimum de trois points d'eau douce, autrement dit des sites de reproduction potentiel pour les amphibiens (avec une moyenne de onze sites dans une aire, et un maximum de 28 sites dans une aire dans cette étude). Tous les sites aquatiques présents au sein de l'aire sont inventoriés et les éventuels nouveaux sites aquatiques créés les années suivantes sont intégrés au suivi. Les aires sélectionnées sont prospectées tous les deux ans, à raison de trois sessions réparties sur la durée de la période de reproduction afin de détecter l'ensemble des espèces potentielles, au moment de leur plus forte probabilité de détection respective (1ère visite entre février et mars où la détection des espèces précoces sera maximale, 2ème visite entre mars et avril, et 3ème visite entre avril et mai pour maximiser les chances de détecter les espèces plus tardives).

D'un point de vue opérationnel, le déploiement du POPAmphibien « Communauté » nécessite des conditions particulières (décrites en détails dans la fiche du protocole disponible sur le site de la SHF <http://lashf.org/popamphibien-2/>).

La variation de l'occurrence des différentes espèces au cours du temps permettra d'évaluer l'état de conservation de la communauté. Cependant, si l'on souhaite répondre à d'autres questions (e. g. suivre l'abondance relative d'une espèce particulière), il est possible de consigner, en plus, dans le tableau de recueil de données standardisées les effectifs observés de certaines espèces et d'appliquer les protocoles POPAmphibien « Spécifiques » (Barrioz et Miaud 2016).

2. Déploiement en Normandie

La mise en œuvre du protocole POPAmphibien « Communauté » en Normandie s'est réalisée dans les conditions suivantes :

- Passage 1, la journée, en février ou mars : recherche à vue pendant 10-15 minutes pour 50-100 m² de la Grenouille rousse *Rana temporaria* (ponte), du Crapaud commun *Bufo bufo* ou du Crapaud épineux *Bufo spinosus* (ponte, voire les amplexus), de la Salamandre tachetée *Salamandra salamandra* (larve), de la Grenouille agile *Rana dalmatina* (ponte), voire les premiers tritons *Triturus cristatus*, Triton marbré *Triturus marmoratus*, Triton alpestre *Ichthyosaura alpestris*, Triton palmé *Lissotriton helveticus* et Triton ponctué *Lissotriton vulgaris* (adultes) et le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* (ponte, chant). L'épuisette est utilisée si le repérage visuel n'est pas satisfaisant (i. e. si l'eau est turbide ou si plus de la moitié du site est végétalisé). La pêche se fait dans la végétation, en restant si possible sur la berge, et en réalisant des répliques tous les 10 mètres environ. Par exemple, pour une mare de 5 m x 10 m, trois points d'échantillonnage sont possibles. Un point de pêche à l'épuisette correspond à trois directions rayonnantes du large vers l'observateur. Le diamètre de la poche des épuisettes utilisées est de 30 cm. Les chants des anoues sont également notés.

- Passage 2, la soirée, en avril : réaliser une écoute de cinq minutes à proximité du site de reproduction (à environ cinq mètres) pour détecter les chants du Pélodyte ponctué, du Crapaud calamite *Epidalea calamita*, de la Rainette verte *Hyla arborea*, de l'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans*, voire de la Grenouille verte commune *Pelophylax kl. esculentus*, de la Grenouille de Lessona *Pelophylax lessonae*, de la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et du

Sonneur à ventre jaune *Bombina variegata*. Puis, rechercher à vue, à l'aide d'une lampe (puissance d'au moins 150 lumens) des Tritons (et autres amphibiens) pendant 10-15 minutes pour 50-100 m². Dans les sites qui ne permettent pas le repérage visuel satisfaisant (cf. passage 1), il est possible d'utiliser l'épuisette (répliques spatiales tous les 10 mètres environ) ou, si les berges sont difficiles à prospecter, la nasse (pour 50 m², trois nasses immergées déposées dans les herbiers, espacées de 5-10 m, en début de soirée et laissées au moins deux heures dans l'eau).

- Passage 3, la journée, en mai ou juin : faire une écoute de 5 minutes minimum à proximité du site de reproduction pour détecter les chants de la Grenouille de Lessona, de la Grenouille verte, de la Grenouille rieuse, du Sonneur à ventre jaune. Puis, rechercher à vue les amphibiens, pendant 10-15 minutes pour 50-100 m². On peut y adjoindre une pêche à l'épuisette ou à la nasse (cf. modalité des passages 1 et 2) si la Rainette verte et l'Alyte accoucheur ont été notés deux ans avant mais n'ont pas été détectés lors du passage 2 de l'année en cours (recherche des têtards).

Dans le cadre de ce suivi, la Grenouille verte commune et la Grenouille de Lessona (i.e. le système *lessonae-esculentus*) sont réunies sous le terme de Grenouille verte (L-E). De même, le Crapaud commun et le Crapaud épineux (i.e. *Bufo* sp) n'ont pas été différenciés et sont présentés comme Crapaud commun/épineux. Les suivis ayant été faits par des naturalistes professionnels, nous considérons que le risque d'erreur d'identification des espèces ou complexe d'espèces est minime.

Tous les naturalistes qui participent au programme normand bénéficient d'une dérogation à l'article L.411-1-I-1° du code de l'environnement pour la capture des espèces protégées et sont tenus informés des mesures d'hygiène à tenir afin d'éviter la propagation de pathogènes (Miaud 2013, 2014). Systématiquement, d'une session à l'autre, le matériel (bottes, épuisettes, nasses, etc.) est nettoyé au jet d'eau puis séché. La manipulation des individus est limitée au maximum. En cas d'observation de mortalités massives, des individus seront prélevés pour analyse en laboratoire et le matériel désinfecté (Dejean *et al.* 2007).

3. Plan d'échantillonnage des aires suivies

En Basse-Normandie, l'échantillonnage des aires se base sur le découpage des unités présentées dans l'atlas des paysages (Brunet 2001). En Haute-Normandie, nous nous sommes appuyés, dans un

premier temps, sur une carte publiée par la DREAL : « Les paysages et les milieux naturels de Haute-Normandie » (Anonyme 1996). Puis, nous avons actualisé le découpage suite à la publication de l'atlas des paysages de la Haute-Normandie (Gautier *et al.* 2011). Finalement, 125 unités paysagères regroupées dans huit familles paysagères (littoral, marais ou fonds de vallée, champs ouverts, bocage, mixte champs ouverts/bocage, forêt, montueux ou

escarpées et urbain) ont été retenues. Concernant le statut de protection, les aires suivies sont classées comme « sous statut de protection » quand elles sont incluses dans une réserve naturelle, un terrain du Conservatoire du littoral ou une forêt domaniale. Le jeu de données totalise 14 modalités entre famille paysagère et protection des sites, selon la répartition suivante (tableau 1).

Famille paysagère	Nombre de sites aquatiques dans un espace protégé	Nombre de sites aquatiques dans un espace non protégé
littoral	114	93
marais	83	63
champs	0	168
bocagers	29	195
mixtes	45	92
forêts	115	159
montueux	18	48
urbains	0	33

Tableau 1 - Nombre de sites aquatiques utilisés dans les analyses selon leur famille paysagère et leur statut de protection (n=1255) pour un total de 114 aires suivies en Normandie.

Table 1 - Number of aquatic sites used in the analyses according to the landscapes and protection status (n=1255) for a total of 114 areas monitored in Normandy.

La stratégie d'échantillonnage mise en place en Normandie est de type aléatoire stratifiée. En effet, pour s'approcher au mieux d'une bonne représentativité de la diversité des paysages régionaux, le plan d'échantillonnage a eu pour objectif de couvrir, de manière homogène à l'échelle de l'espace d'étude, au moins un tiers des unités paysagères par famille paysagère. Puis les aires suivies au sein des unités paysagères retenues ont été sélectionnées de manière aléatoire, en dehors des espaces protégés. Au total, 114 aires ont ainsi été suivies entre 2007 et 2018 (Fig. 1), incluant 1255 sites aquatiques. Le déploiement du protocole en Normandie a été réalisé par :

- La présentation du programme à tous les observateurs potentiels de la région (CPIE, RNF, ONF, Conservatoires, Départements, Parcs, lycées

agricoles, etc.) susceptibles d'appliquer le protocole à l'échelle de leurs territoires.

- La sélection de nouvelles unités paysagères ne jouxtant pas une autre unité de la même famille paysagère déjà suivie. Secondairement, l'intégration de nouvelles aires au sein de vastes unités déjà suivies, tout en respectant une distance minimale de 10 km environ entre deux aires afin de ne pas surreprésenter un secteur particulier. L'objectif visé était de suivre au moins une aire pour 500 km², idéalement deux aires.

- La recherche des financements pour suivre les sites situés en dehors des espaces protégés bénéficiant déjà de suivis batrachologiques.

Après un repérage sur carte et photographie aérienne (rechercher un secteur avec, par exemple, quatre ou cinq mares ou étangs, quelques fossés,

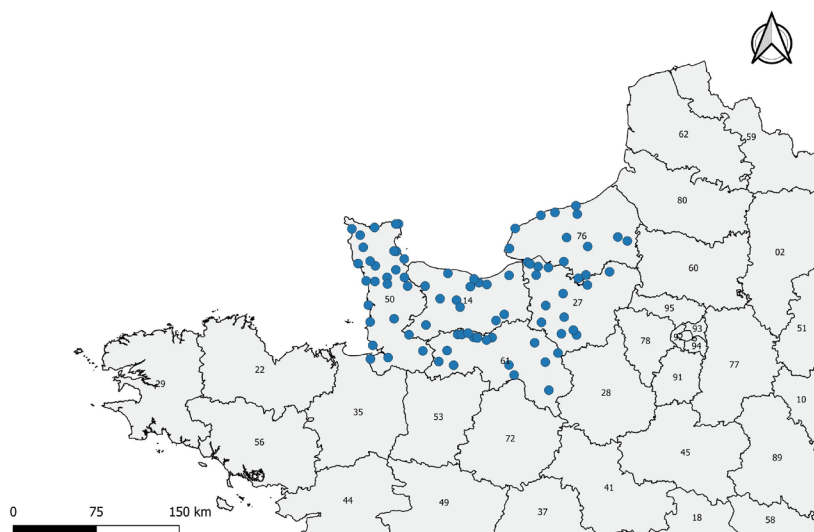


Figure 1 - Localisation des 114 aires comportant 1255 sites aquatiques suivies avec le POPAmphibien « Communauté » en Normandie de 2007 à 2018.

Figure 1 - Location of the 114 areas with 1255 aquatic sites monitored with the POPAmphibian "Community" in Normandy from 2007 to 2018.

une zone humide, etc.), une visite sur le terrain a été effectuée de jour afin de localiser et numéroter les sites aquatiques présents (en s'assurant des possibilités physiques et réglementaires d'accès à ces sites) dans l'aire sélectionnée. Pour les terrains agricoles, une autorisation de pénétration en propriété privée a été obtenue auprès de la DREAL Normandie (arrêtés départementaux). Une estimation de la durée de la visite des sites (qui tient compte des méthodes de détection des espèces utilisées) a été réalisée afin de viser trois heures de terrain. Les sites aquatiques visités ont tous été géoréférencés. Des sites aquatiques sont susceptibles d'apparaître ou de disparaître de l'aire sélectionnée. Les nouveaux sites seront inclus dans le protocole au fur et à mesure de leur apparition, il est donc important de tenir compte de ce phénomène dans le choix de la taille des aires étudiées, certaines unités paysagères pouvant évoluer très vite alors que d'autres peuvent être prédites comme relativement stables.

4. Méthodes d'analyses statistiques

Le jeu de données se découpe en deux types de données, le premier correspondant à la période allant de 2007 à 2015, où les présences/absences des espèces au cours des trois visites annuelles ont été cumulées par année, et avec une prospection des sites tous les deux ans. Le deuxième type de données correspond à la période 2015 à 2018, où le détail de présence/absence de l'espèce pour chacune des trois visites annuelles a été conservé, avec une prospection des sites tous les deux ans là aussi. Ces données 2015-2018 permettent d'estimer une probabilité de détection des espèces par passage, ce que ne permettent pas les données de la première période.

La première étape a donc été d'estimer la probabilité de détection pour chaque espèce grâce aux données de 2015 à 2018. Dans un deuxième temps, ces valeurs obtenues pour chacune des espèces ont été utilisées pour corriger les occurrences brutes observées sur l'ensemble du jeu de données 2007-2015.

1. Estimation de la probabilité de détection avec trois passages par an

Les analyses du jeu de données 2015-2018 ont été menées à l'aide d'un modèle d'occurrence à saison unique (« site occupancy single season », MacKenzie *et al.* 2002) à l'aide du package 'unmarked' (Fiske et Chandler 2011) sous R 3.3.1 (R Development Core Team 2011). Nous avons testé trois modèles différents sur la détection, l'occupation étant

considérée comme constante au cours de la saison : 1) le modèle constant (probabilité de détection constante quel que soit le passage), 2) un effet du numéro de passage en linéaire (la probabilité de détection est différente selon le passage et augmente ou décroît linéairement au cours du temps), et 3) un effet du passage en catégoriel (la probabilité de détection est variable selon les passages mais sans tendance linéaire).

La probabilité de détection cumulée de l'espèce sur l'ensemble des trois visites annuelles a été calculée grâce à la formule : $p^* = 1 - [(1-p_1) \cdot (1-p_2) \cdot (1-p_3)]$ avec p_1 la probabilité de détection au premier passage, p_2 celle au deuxième passage, etc. Les intervalles de confiance sur p^* ont été calculés par bootstrap paramétriques. Cette valeur par espèce a été utilisée par la suite sur l'ensemble du jeu de données de 2007 à 2018.

2. Probabilités d'occurrence entre 2007 et 2018

L'utilisation des méthodes d'occupation dynamique de sites (MacKenzie *et al.* 2003) suppose de répéter plusieurs passages sur plusieurs unités d'échantillonnages définies (points d'eau) à deux pas de temps :

- Au sein d'une même saison (l'espèce est présente et détectable), les passages répétés permettent d'estimer sa probabilité de détection (p) et sa probabilité de présence (ψ). Le site est considéré comme clos, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de colonisation ou d'abandon du site entre le premier et le dernier passage par l'espèce étudiée.

- Entre plusieurs saisons (i.e. années), le système est considéré ouvert, car des sites précédemment inoccupés peuvent être colonisés et/ou des sites peuvent voir disparaître certaines espèces. Les probabilités de colonisation (γ) et d'extinction (ϵ) des sites sont estimées. Les sites ayant été suivis tous les deux ans, la période 1 (t_1) correspond aux passages effectués en 2007 ou 2008, t_2 à ceux effectués en 2009 ou 2010, t_3 en 2011 ou 2012, t_4 en 2013 ou 2014, t_5 en 2015 ou 2016 et t_6 en 2017 ou 2018.

Certaines variables environnementales liées aux sites peuvent être utilisées dans les modèles afin de tester leurs contributions respectives à ces phénomènes d'extinction et de colonisation. Les effets de variables liées aux passages (météorologie, phénologie, etc.) sur la probabilité de détection des espèces peuvent également être testés.

La première analyse décrit la tendance générale des populations, c'est-à-dire quel que soit les familles paysagères et le statut de protection des sites. Seul

l'effet de l'année (en linéaire et en catégoriel) est testé sur la probabilité de colonisation et d'extinction. L'effet de l'année « en linéaire » représente une tendance régulière des probabilités de colonisation et/ou d'extinction au cours du temps (baisse ou augmentation entre l'année 1 et l'année 6). Un effet de l'année « en catégoriel » inclut des variations inter-annuelles indépendantes les unes des autres (augmentation entre l'année 1 et 2, puis baisse entre l'année 2 et 3 par exemple).

La seconde analyse décrit la tendance des occurrences des espèces en tenant compte de l'effet de trois variables : La famille paysagère, avec huit catégories (littoral, marais/fond de vallée, champs ouverts, bocage, mixte, forêt, escarpé/montueux et urbain), le statut de protection (site protégé ou non) et l'année (en linéaire et en catégoriel).

Le jeu de données a été analysé avec le logiciel Presence 2.12.17 (mode pluri-annuel/multi-season) en fixant la probabilité de détection des espèces avec la valeur estimée sur les données de 2015-2017. Pour chaque espèce la sélection des variables dans les modèles a été effectuée par une approche descendante en se basant sur la valeur de l'AIC des modèles (la significativité est fixée à 2 points d'AIC) (Burnham et Anderson 1998). Les effets simultanés des variables sont testés en effet additif. Le premier modèle est celui qui inclut l'ensemble des variables : 1) effet de la famille paysagère et du statut de protection sur l'occupation initiale, 2) effet de l'année (exprimée en linéaire ou en catégoriel), de la famille paysagère et du statut de protection sur la colonisation et 3) effet de l'année (en linéaire ou en catégoriel), de la famille paysagère et du statut de protection sur la probabilité d'extinction.

Le meilleur des deux modèles à huit variables (deux paramètres sur l'occupation initiale, trois sur la probabilité de colonisation et trois sur la probabilité d'extinction) incluant l'année en linéaire ou en catégoriel est conservé. L'étape suivante consiste à enlever des variables une par une de ce modèle. Huit modèles à sept variables sont ainsi testés, et l'on progresse ainsi en gardant à chaque fois le meilleur modèle, à six, cinq, quatre variables, jusqu'à ce que l'AIC ne diminue plus de plus de deux points.

Le détail des aires suivies et des sites aquatiques occupés/non occupés par espèce selon leur famille paysagère et leur statut de protection est donné en annexe 1.

RÉSULTATS

À l'exception du Sonneur à ventre jaune, espèce localisée dans une seule commune de l'Eure, toutes les espèces normandes ont été observées au cours du suivi (Tableau 2). En relation avec les connaissances du peuplement batrachologique de la région (Barrioz *et al.* 2015), les six espèces les plus souvent détectées sont des espèces considérées « communes à très communes » (Triton palmé, Grenouille verte (complexe L-E), Grenouille rousse, Crapaud commun/épineux, Triton alpestre, Salamandre tachetée) et les quatre espèces les moins observées sont « rares à très rares » (Pélodyte ponctué, Triton marbré, Crapaud calamite et Grenouille rieuse). Entre les deux ensembles se trouvent les espèces « assez communes à assez rares » (Rainette verte, Grenouille agile, Triton crêté, Triton ponctué et Alyte accoucheur).

Espèce	p* [IC 95%]	Occurrence (N = 1255)
<i>Alytes obstetricans</i>	0,40 [0,24-0,60]	0,13
<i>Epidalea calamita</i>	0,73 [0,48-0,90]	0,06
<i>Bufo</i> sp	0,78 [0,72-0,84]	0,37
<i>Rana dalmatina</i>	0,76 [0,69-0,82]	0,29
<i>Pelophylax ridibundus</i>	0,50 [0,28-0,76]	0,05
<i>Rana temporaria</i>	0,80 [0,73-0,86]	0,40
<i>Pelophylax lessonae-esculentus</i>	0,88 [0,84-0,91]	0,42
<i>Pelodytes punctatus</i>	0,89 [0,81-0,94]	0,08
<i>Hyla arborea</i>	0,62 [0,48-0,74]	0,24
<i>Salamandra salamandra</i>	0,90 [0,85-0,94]	0,32
<i>Ichthyosaura alpestris</i>	0,85 [0,77-0,91]	0,33
<i>Triturus cristatus</i>	0,79 [0,65-0,90]	0,15
<i>Triturus marmoratus</i>	0,63 [0,42-0,81]	0,07
<i>Lissotriton helveticus</i>	0,89 [0,85-0,92]	0,61
<i>Lissotriton vulgaris</i>	0,92 [0,75-0,98]	0,15

Tableau 2 - Probabilités de détection et d'occurrence des différentes espèces d'amphibiens dans les sites aquatiques suivis en Normandie entre 2015 et 2018 (p* = probabilité de détection estimée cumulée sur les trois passages et son intervalle de confiance à 95 %).

Table 2 - Probabilities of detection and occurrence of the amphibian species in aquatic sites monitored in Normandy between 2015 and 2018 (p* = estimated cumulative probability of detection over the three monitoring sessions and its 95% confidence interval).

A. Probabilités de détection des différentes espèces (avec 3 passages au cours de l'année)

La probabilité de détection cumulée la plus faible (< 0,5) est estimée pour l'Alyte accoucheur, avec 40 % de chance de rater l'espèce alors qu'elle est présente au cours des trois passages (tableau 2). La détection est relativement basse (< 0,7) pour la Grenouille rieuse, la Rainette verte et le Triton marbré. Pour les autres espèces, le pourcentage de chance de rater l'espèce alors qu'elle est présente après les trois passages est inférieure à 20 %, et même inférieure à 15 % pour la Grenouille verte (12 %), le Pélodyte ponctué et le Triton palmé (11 %), la Salamandre tachetée (10 %) et le Triton ponctué (8 %).

B. Probabilités d'occurrences des différentes espèces entre 2007 et 2018

Les probabilités d'occurrence des espèces évaluées sur la période de 2007 à 2018 varient de 0.05 pour la Grenouille rieuse à 0.61 pour le Triton palmé (Tableau 2). Sur les 15 taxons étudiés, neuf présentent une diminution de l'occurrence (l'Alyte accoucheur, le Crapaud commun/épineux, la Grenouille rousse, la Grenouille verte (L-E), la Salamandre tachetée, le Triton alpestre, le Triton crêté, le Triton palmé et le Triton ponctué), une stabilité (Le Crapaud calamite, la Grenouille rieuse et le Triton marbré), ou une augmentation (la Grenouille agile et le Pélodyte ponctué) (Fig. 2).

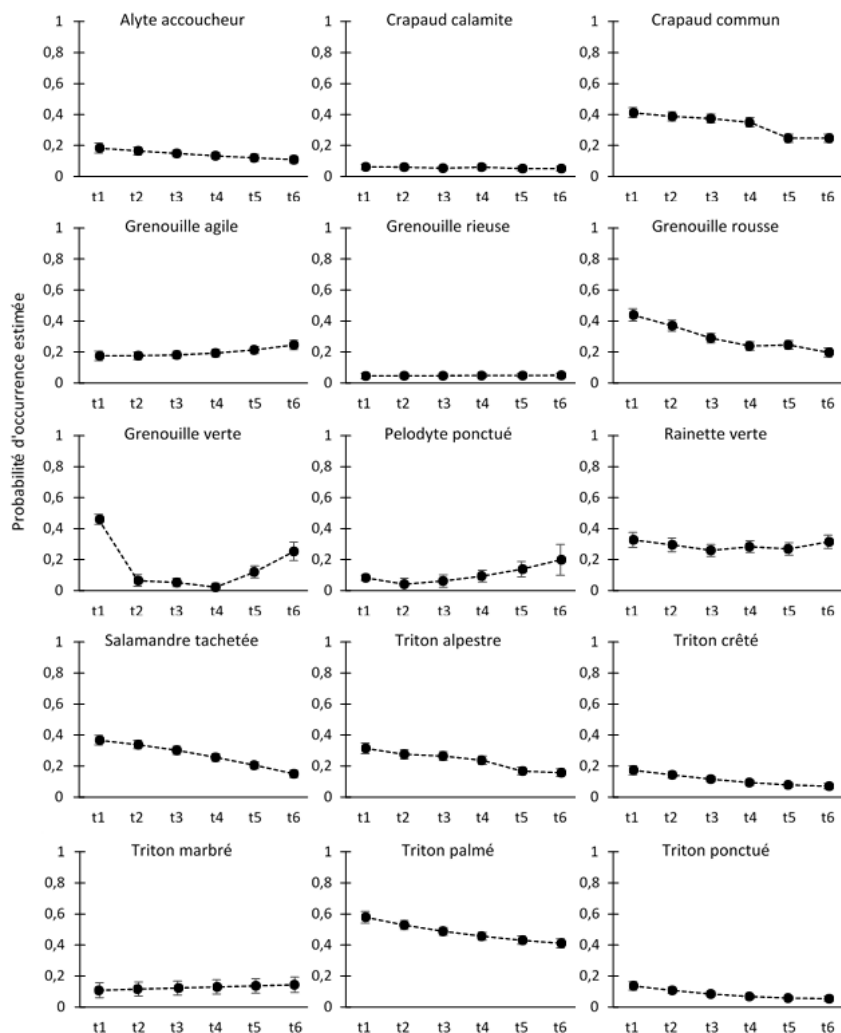


Figure 2 - Evolution de la probabilité d'occurrence des 15 espèces d'amphibiens observés dans 114 aires suivies (composées de 1255 sites aquatiques) avec le protocole POPAmphibien « Communauté » en Normandie entre 2007 et 2018 (t1=2007-2008, t2=2009-2010, t3=2011-2012, t4=2013-2014, t5=2015-2016, t6=2017-2018). Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95%.

Figure 2 - Evolution of the probability of occurrence of the 15 amphibian species observed in 114 areas monitored (composed of 1255 aquatic sites) with the POPAmphibian 'Community' protocol in Normandy between 2007 and 2018 (t1=2007-2008, t2=2009-2010, t3=2011-2012, t4=2013-2014, t5=2015-2016, t6=2017-2018). The vertical bars are the 95% confidence intervals.

Pour chaque espèce, une analyse selon les familles paysagères et le statut de protection des sites aquatiques a été réalisée et nous présentons ici les résultats obtenus pour trois espèces aux tendances différentes, la Salamandre tachetée et la Grenouille rousse (qui enregistrent un fort déclin entre 2007 et 2018), et la Grenouille agile (dont l'occurrence augmente).

Pour la Salamandre tachetée (Fig. 3), le déclin est particulièrement fort puisque les probabilités d'occurrence sont divisées par deux, passant par

exemple dans les forêts non protégées d'une occurrence de 0,55 en 2007 à 0,20 en 2018. Dans les champs ouverts où les probabilités de présence sont bien plus faibles, le déclin est également prononcé (0,12 en 2007 à 0,05 en 2018). Concernant le statut de protection appliqué dans les aires suivies, la probabilité d'occurrence de la Salamandre tachetée est supérieure dans les sites aquatiques inclus dans des espaces protégés par rapport aux sites aquatiques non-protégés.

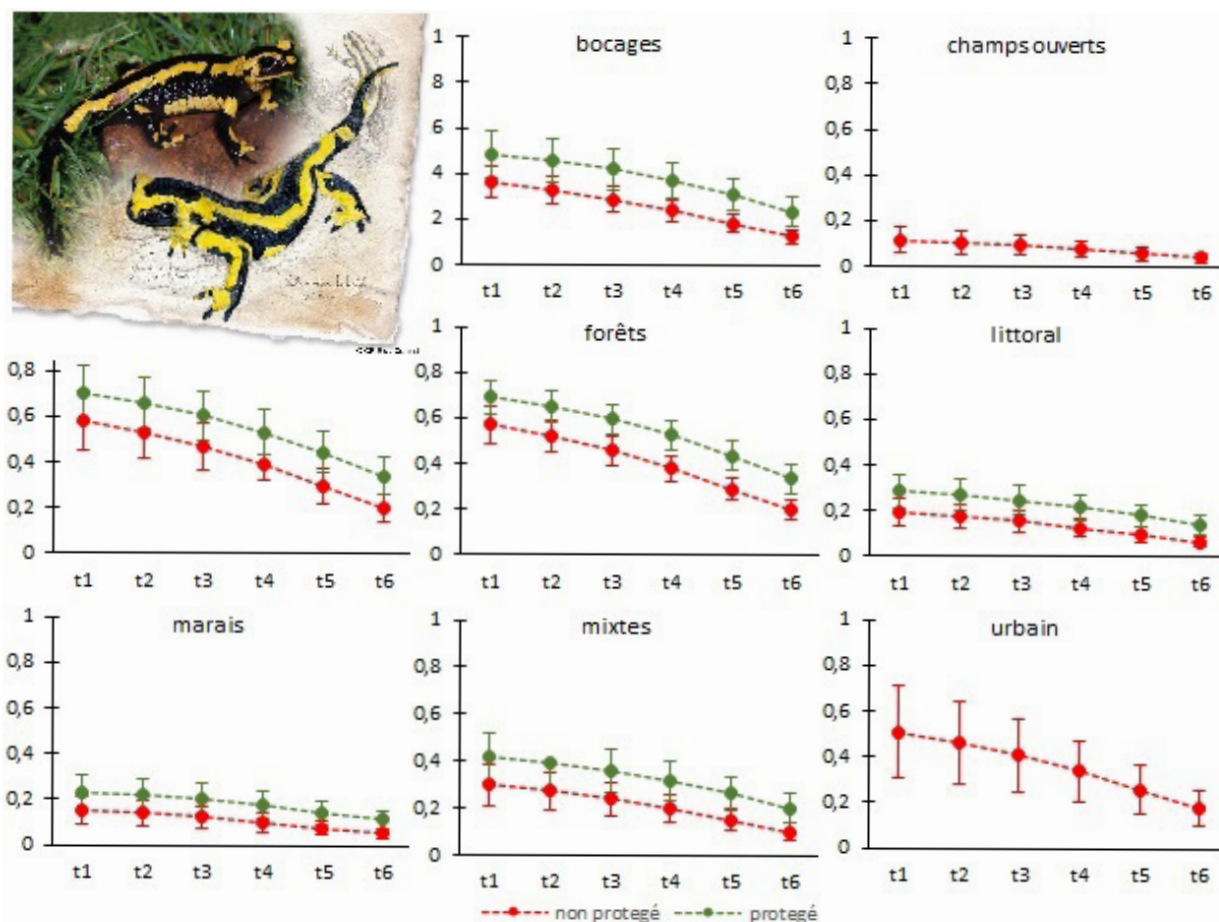


Figure 3 - Evolution de la probabilité d'occurrence de *Salamandra salamandra* en Normandie en fonction des familles paysagères et du statut de protection des aires suivies entre 2007 et 2018. En vert, les aires suivies sont soumises à un statut de protection ; en rouge, les aires suivies n'ont pas de statut de protection. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.

Figure 3 - Evolution of the probability of occurrence of *Salamandra salamandra* in Normandy according to landscapes and protection status of monitored areas between 2007 and 2018. In green, the monitored areas are subject to a protection status; in red, the monitored areas have no protection status. The vertical bars are the 95% confidence intervals.

Pour la Grenouille rousse (Fig. 4), le déclin de l'espèce est observé sans effet apparent du statut de protection des aires suivies (protégées ou non). sans statut de protection.

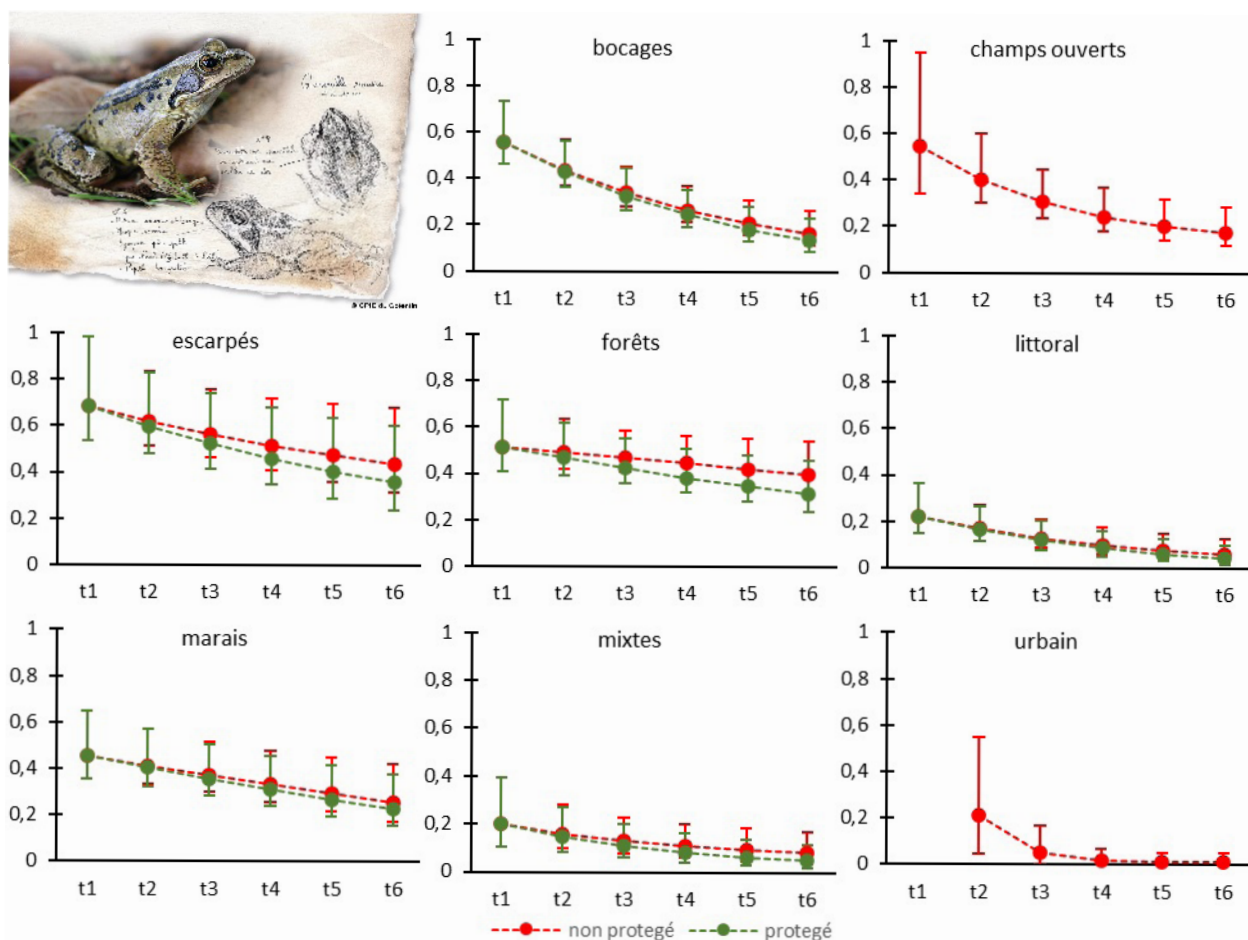


Figure 4 - Evolution de la probabilité d'occurrence de *Rana temporaria* en Normandie en fonction des familles paysagères et du statut de protection des sites aquatiques entre 2007 et 2018. En vert, les aires suivies sont soumises à un statut de protection ; en rouge, les aires suivies n'ont pas de statut de protection. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.

Figure 4 - Evolution of the probability of occurrence of *Rana temporaria* in Normandy according to landscapes and the protection status of aquatic sites between 2007 and 2018. In green, the monitored areas are subject to a protection status; in red, the monitored areas have no protection status. The vertical bars are the 95% confidence intervals.

La progression de l'occurrence de la Grenouille agile (Fig. 5) est observée dans les secteurs de « champs ouverts » (seulement des sites aquatiques non protégés). Dans les autres types d'habitat, la probabilité d'occurrence est plutôt stable au cours de la période 2007-2018, et supérieure dans les sites soumis à un statut de protection. Dans ces mêmes familles paysagères (l'espèce n'est pas observée dans les habitats urbains), l'occurrence de la Grenouille agile est plutôt en augmentation dans les sites aquatiques sans statut de protection.

DISCUSSION

Il est maintenant acquis que les modèles d'occupation de sites sont des outils pertinents

et performants pour le suivi des amphibiens (e.g. Schmidt 2004), comme cela est requis par les politiques environnementales européennes et nationales. On peut citer par exemple leur utilisation pour l'évaluation des tendances des distributions de populations d'amphibiens d'Amérique du Nord (Corn *et al.* 2005, Adams *et al.* 2013). Pour les espèces européennes, des suivis temporels qui tiennent compte des probabilités de détection des espèces considérées ont été appliqués pour étudier des communautés d'amphibiens en milieu méditerranéen (Gomez-Rodriguez *et al.* 2010, Cayuela *et al.* 2012), ou suivre des espèces comme la Rainette verte (Pellet et Schmidt 2005) et la Rainette méridionale *Hyla meridionalis* (Crovetto *et al.* 2019), l'Alyte accoucheur, le Sonneur à ventre jaune, le

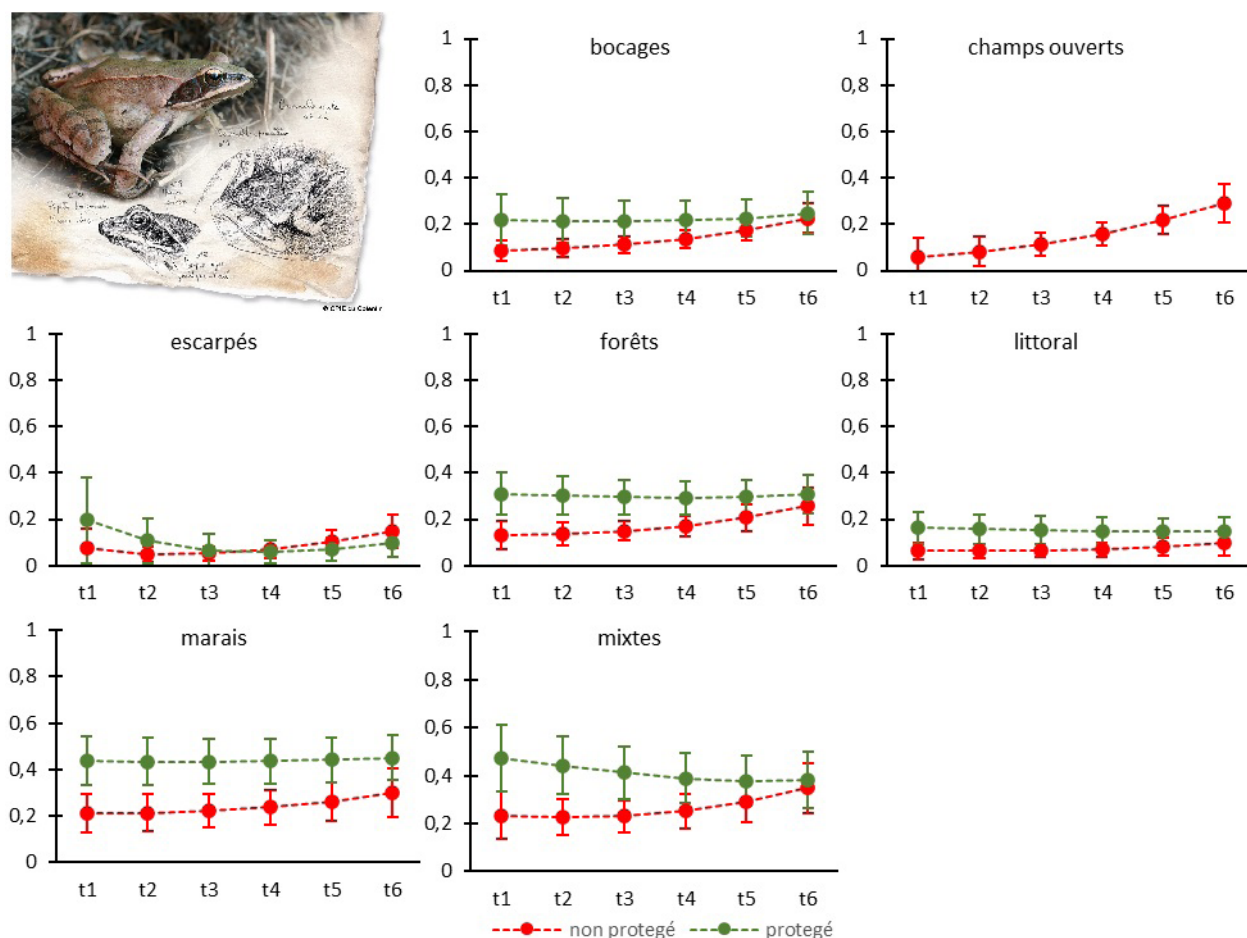


Figure 5 - Evolution de la probabilité d'occurrence de *Rana dalmatina* en Normandie en fonction des familles paysagères et du statut de protection des sites aquatiques entre 2007 et 2018. En vert, les aires suivies sont soumises à un statut de protection ; en rouge, les aires suivies n'ont pas de statut de protection. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.

Figure 5 - Evolution of the probability of occurrence of *Rana dalmatina* in Normandy according to landscapes and the protection status of aquatic sites between 2007 and 2018. In green, the monitored areas are subject to a protection status; in red, the monitored areas have no protection status. The vertical bars are the 95% confidence intervals.

Crapaud calamite, les Grenouilles vertes du système L-E, le Triton crêté et le Triton alpestre (Tanadini et Schmidt 2011). La méthode est aussi adaptée à des espèces qui ne fréquentent pas le milieu aquatique, à partir du suivi de quadrats définis dans leur habitat terrestre, comme pour la Salamandre de lanza *Salamandra lanzai* (Ficetola et al. 2018) et la Salamandre noire *Salamandra atra* (Romano et al. 2018). La mise en œuvre du POPAmphibien, dont les résultats présentés ici concernent la Normandie, est donc le premier déploiement d'un protocole de suivi temporel des populations d'amphibiens de France métropolitaine basé sur ce type de méthode. Ce protocole est actuellement également testé et développé en Guyane française (Courtois et al. 2013).

A. Probabilités de détection des espèces

En supposant qu'une espèce soit présente dans un site aquatique, détecter un individu dépend d'un ensemble de paramètres liés à l'espèce elle-même (type d'activité, stade de développement), au site considéré (e.g. profondeur, végétalisation, etc.), aux conditions météorologiques au moment du suivi (température, vent, etc.). Un premier effort pour limiter cette variabilité est d'utiliser des méthodes et dans des conditions les plus standards possibles (e.g. Pollock et al. 2002, Heyer et al. 1994). Le programme POPAmphibien propose ainsi une liste limitée de méthodes de détection adaptées pour les différentes espèces d'amphibiens susceptibles de fréquenter les sites aquatiques de France métropolitaine. Mais évaluer la probabilité de

détection d'une espèce nécessite d'estimer ces facteurs de variabilité et la mise en œuvre d'un protocole basé sur le cadre général de « Robust design » (e.g. Pollock 1982) le permet : si au cours d'une durée donnée l'état d'occupation du site est stable (pas de colonisation ou d'abandon des sites), plusieurs passages sont réalisés, le nombre relatif de détections positives permet une estimation de la probabilité de détection de l'espèce considérée. Ce type de plan d'échantillonnage est ainsi appliqué pour les protocoles POPAmphibien « Spécifiques » où les passages successifs sont concentrés sur la période la plus probable de présence de l'espèce cible. Dans le cas du POPAmphibien « Communauté », l'application stricte d'un « Robust Design » aurait nécessité de multiplier les passages tout au long de la saison de reproduction d'une communauté, ce qui représente un effort de terrain trop important pour les partenaires et utilisateurs potentiels. En se limitant à trois dates de passage en relation avec la phénologie des différentes espèces, les probabilités de détection observées varient de 0,40 (Alyte accoucheur) à 0,89 (Pélodyte ponctué) pour les anoues et de 0,63 (Triton marbré) à 0,92 (Triton ponctué) pour les urodèles (tableau 2). Ces différences peuvent provenir de la biologie des espèces, des méthodes de détection (époussettes, observations nocturnes, écoutes des chants, etc.) et de leurs abondances relatives (Tanadini et Schmidt 2011). La Salamandre tachetée est bien détectée (0,90) du fait de la présence de ces larves dans des milieux faciles à prospecter à vue et à l'époussette (ornières, fossés, sources, petites mares) dès le premier passage et jusqu'au troisième. L'Alyte accoucheur (0,40) se reproduit plus tard et n'est détectable que lors du deuxième passage (point d'écoute avec un chant pouvant être discret). La Rainette (0,62) chante moins régulièrement et plus tardivement que le Pélodyte (0,89) et le Crapaud calamite (0,73) en Normandie, ce qui générerait une probabilité de détection plus faible. L'application du POPAmphibien « spécifique » sur les tritons dans la réserve naturelle nationale de la forêt de Cerisy relève des abondances maximales dans l'ensemble des 12 sites de reproduction de 356 Tritons palmés, 85 Tritons alpestres et 6 Tritons marbrés en 2020 (Barrioz 2020). La probabilité de détection du Triton marbré (0,63) est la plus faible chez les espèces de tritons suivies et pourrait s'expliquer par leur abondance relative plus faible. Le choix des trois dates de passage est donc particulièrement important pour l'application du POPAmphibien « Communauté », et elles doivent être définies dans chaque région afin d'optimiser la détection des différentes espèces de la communauté de l'aire

étudiée.

En comparant différentes méthodes de détection, Petitot *et al.* (2014) ont pu évaluer la probabilité de détection de huit espèces d'amphibiens en zone méditerranéenne. À titre indicatif, des probabilités de détection de 0,88 pour le Crapaud calamite, 0,98 pour le Pélodyte ponctué et 0,96 pour la Rainette méridionale sont estimées au sud-ouest de l'Espagne (Gomez-Rodriguez *et al.* 2010), et de 0,44 pour le Crapaud calamite et de 0,72 pour la Rainette verte en Suisse (Pellet et Schmidt 2005).

B. Evolution de l'occurrence des populations d'amphibiens de Normandie

Les tendances des populations des amphibiens à large échelle sont déterminées conjointement par de multiples facteurs (e.g. Grant *et al.* 2020), et en Europe la présence d'espèces exotiques, les changements climatiques et la disponibilité des habitats favorables apparaissent comme des pressions majeures (Falaschi *et al.* 2019).

La Normandie n'accueille pas d'espèces d'amphibiens introduits ailleurs en France continentale comme la Grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*) ou le Xénope lisse (*Xenopus laevis*), connues pour impacter au moins à court terme les communautés d'amphibiens autochtones (Ouellet *et al.*, 2012 ; Ficetola *et al.*, 2006 ; Fouquet *et al.*, 2006 ; Lillo *et al.*, 2010). La Grenouille rieuse est la seule espèce allochtone rencontrée en Normandie (Barrioz *et al.* 2015). Sa tendance apparaît stable de 2007 à 2018, et son impact potentiel sur la communauté autochtone n'est pas renseigné. Plusieurs espèces d'écrevisses allochtones sont présentes en Normandie et seraient en pleine expansion dont l'Écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* (Collas *et al.* 2015). L'impact de cette espèce est bien connu (altération des habitats, prédation, vecteur de pathogènes, etc. e.g. Kats et Ferrer 2003, Cruz et Rebelo 2005 ; Gallardo *et al.* 2016, Vilà *et al.* 2010), mais pas évalué en Normandie. Enfin, l'introduction de poissons est une pression démontrée sur les populations d'amphibiens (e.g. Knapp *et al.* 2000 ; Pope, 2008 ; Denoël et Winandy, 2015) mais non évalué dans la région considérée.

La modification des paysages (changements de pratiques agricoles, urbanisation) et la variation des conditions météorologiques régionales, susceptibles d'impacter la communauté d'amphibiens de la Normandie, sont par contre bien renseignées pour la Normandie et ces effets sont discutés ci-dessous.

1. Modification des paysages agricoles en Normandie et à l'échelle du domaine atlantique

La diversité et l'abondance batrachologique sont favorisées par la variété d'unités paysagères et leurs surfaces dans les paysages agricoles (densité de prairies, de mares et de haies), comme cela été montré dans l'Ouest (Boissinot 2009, Boissinot *et al.* 2015) et dans l'est de la France (Joly *et al.* 2001). L'intensification agricole et l'artificialisation (tissus urbain, zones industrielles et commerciales, réseaux de transport, etc.) sont responsables de la dégradation et de la disparition des habitats favorables aux amphibiens. Sur les 42 départements de la zone atlantique (hors Île-de-France), 35 ont connu une régression des prairies permanentes, notamment du fait du développement des cultures (baisse du cheptel laitier et développement du maïs fourrage entre 2005 et 2015, Agreste 2016). Les cinq départements normands sont particulièrement touchés par ces évolutions avec -16 % dans le Calvados, -19 % dans l'Orne, -20 % dans la Manche, -21 % en Seine-Maritime et -21 % dans l'Eure, ce qui correspond par exemple à une perte de 46 001 ha de prairies permanentes dans le département de la Manche. La disparition des prairies entraîne généralement la perte des mares et autres micro-zones humides (sources, fossés...) mais aussi la raréfaction des haies (afin de limiter l'ombrage porté sur les cultures et optimiser l'usage des machines (Joly *et al.* 2001, Boissinot *et al.* 2015). À titre d'exemple, et pour illustrer l'ampleur du phénomène, la Basse-Normandie (secteur le plus bocager de France) a perdu 9000 km de haies (soit près de 6 % du réseau) entre 2006 et 2010 (DREAL de Normandie 2017). Ce remplacement des prairies par des champs de cultures le plus souvent intensives induit aussi une augmentation des pollutions aquatiques et terrestres particulièrement néfastes pour les amphibiens (Mandrillon et Saglio 2005, Mann *et al.* 2009, Fryday *et al.* 2012) et peut-être avec une ampleur sous-estimée (Hayes *et al.* 2006, Brühl *et al.* 2013). Au cours de la même période, l'artificialisation des paysages est également importante dans la zone atlantique (Agreste 2016), et particulièrement en Normandie, avec une hausse des surfaces artificialisées de + 29 % dans l'Orne, + 21 % dans le Calvados, + 24 % dans la Manche, + 7 % en Seine-Maritime et + 8,5 % dans l'Eure. On peut considérer que ces pertes d'habitats participent aux tendances négatives observées de 2007 à 2018 chez les neuf espèces suivies en Normandie (Fig. 2), et particulièrement pour la Salamandre tachetée et la

Grenouille rousse qui utilisent les éléments boisés (boisements, haies, litière), mais aussi les prairies humides pour la reproduction, notamment dans le bocage (Barrioz *et al.* 2015).

Le Pélodyte ponctué présente une répartition limitée à la frange littorale (Barrioz *et al.* 2015), comme en Bretagne (Le Garff *et al.* 2014). Ces espaces sont préservés des atteintes précédentes car situés presque exclusivement au sein d'espaces protégés littoraux. Son statut actuel bénéficie très probablement des mesures de conservation, notamment sur les terrains du Conservatoire du Littoral principalement de la Manche. Le Crapaud calamite est également surtout réparti en zone littorale, et la stabilité de ses populations pourraient s'expliquer par l'effet des mesures de protection.

La Grenouille agile est en limite de répartition nord en Normandie (Barrioz *et al.* 2015) et sa répartition locale montre une progression vers le nord où elle colonise quasiment tous les types de paysages, y compris les secteurs de champs ouverts à la faveur des petites vallées plus ou moins boisées (Barrioz *et al.* 2015). La Grenouille agile illustre l'importance de la prise en compte des facteurs locaux (e.g. présence de micro-habitats relictuels favorables) dans l'interprétation de tendances régionales.

2. Variation météorologique et changements climatiques

Les tendances des populations d'amphibiens évaluées par le programme POPAmphibien sont basées sur la fréquentation des sites aquatiques. Les facteurs qui influencent la disponibilité de ces sites sont donc susceptibles d'impacter les tendances observées. Les variations interannuelles de la météorologie, qui peuvent correspondre à un changement climatique, peuvent directement influencer la dynamique des populations d'amphibiens via la disponibilité des sites de reproduction et l'activité en milieux terrestre (Carey et Alexander 2003, Collins et Storfer 2003, Corn *et al.* 2005). Plus globalement, de nombreuses espèces européennes pourraient perdre leur environnement climatique adéquat d'ici 2050 du fait des scénarii de changement climatique (Araújo *et al.* 2006, Araújo *et al.* 2011, Parmesan *et al.* 1999). La période des suivis (2007-2018) a été marquée en France, notamment dans le domaine atlantique et en Normandie, par sept années où l'écart à la normale fut supérieur aux températures moyennes enregistrées depuis plus d'un siècle, et avec quatre années records depuis 1900 : 2011, 2014, 2015 et 2017. À l'exception de 2014, un déficit de pluviosité responsable d'une

sécheresse importante est également observé au cours de ces années. Les sites aquatiques tels que les dépressions dans les prairies, les ornières forestières ou bocagères, les fossés, etc. ont été très impactés (volume et durée d'inondation), alors qu'ils sont typiquement utilisés pour la reproduction par la Grenouille rousse et la Salamandre tachetée (en déclin).

Des sites aquatiques fréquentés par le Pélodyte ponctué ont également été indisponibles pour la reproduction, mais cette perte a pu être contrebalancée par le surcreusement des dépressions dunaires dans les espaces protégés.

Le réchauffement climatique pourrait favoriser la colonisation de certaines espèces en Normandie. La Grenouille agile est rare sinon absente du Nord-Pas-de-Calais à la Lorraine, où elle semble limitée par la fraîcheur des températures lors de sa période de reproduction (Lescure et de Massary 2013). En Normandie, elle se raréfie du sud-est vers le nord-ouest, du climat océanique dégradé au climat océanique franc.

CONCLUSION

La mise en œuvre d'un protocole standard donnant accès aux tendances des populations d'amphibiens est une demande qui a mobilisé les partenaires du programme POPAmphibien (Poulain *et al.* 2014, Astruc *et al.* 2019). La technicité de ce protocole fait qu'il s'adresse plutôt à des professionnels ou des bénévoles experts. Des protocoles plus « grands publics » sont en développement par la SHF. Cette première analyse est basée sur les données recueillies en Normandie, suite à l'étude de faisabilité qui y avait été conduite et la quantité d'aires suivies sur ce territoire. Les résultats obtenus montrent que la majorité des espèces d'amphibiens a décliné au cours des dix dernières années. La répartition spatiale des aires suivies (paysages différents) et/ou leur statut de protection permet de tester différentes hypothèses sur les causes des tendances observées. Le déploiement du programme à l'échelle nationale amènera des retours d'expériences utiles pour la consolidation des détails du protocole et des comparaisons inter-régionales. La validation statistique de l'effet des pressions observées et des éventuelles pratiques de gestion considérées comme favorables aux amphibiens sera permise grâce à l'augmentation attendue de la quantité d'aires suivies dans les différentes catégories (types de paysage, statut de protection), et des analyses plus fines incluant des

variables paysagères locales mais aussi climatiques pourront être entreprises par la suite.

Remerciements :

BARTIER Marie, CPIE Vallée de Somme (80) pour l'OBHN (27 & 76) - BERNEDE Sébastien, Service Environnement Commune Ouistreham (14) - BINET Cécile, PNR des Marais du Cotentin et du Bessin (50) - BION Rodolphe, SYMEL (50) - BOUILLON Emmanuelle, PNR des Marais du Cotentin et du Bessin (50) - BRECIEN Benjamin, ONCFS (50) - BRUNET Laurent, BE Hydrobio - CANNY Aurélien, Maison de l'Estuaire de la Seine/RNF (27) - CHARPENTIER Jean-Loup, CPIE Terres de l'Eure (27) - CHEREAU Loïc, CEN Normandie Ouest (14) - DAVIAU Hervé, ONF 61 - DEGUINES Antoine, CPIE des Collines normandes (61) - DELABARRE Jérôme, Maison de l'Estuaire de la Seine/RNF (27) - DEMAREST Thierry, GONm/RNF (50) - DELARUE Eric, LPO HN (27) - DOMALAIN Jules (76) - DUFAY Lucie, CEN Normandie Ouest (50) - FILLLOL Nicolas, PNR des Marais du Cotentin et du Bessin (50) - FOLLET Audrey, Département de l'Eure (27) - FRODELLO Anne-Laure, LPO HN (27) - GABET Ludivine, SYMEL (50) - GIRARD Laurie, CPIE Vallée de Somme (80) pour l'OBHN (27 & 76) - GLERE Guillaume, Rouen Métropole (76) - GODEFROY Maïté, CPIE Vallée de Somme (80) - HANNOK Antony, SYMEL (50) - HARIVEL Roald, CPIE des Collines normandes (61) - HESNARD Olivier, CPIE des Collines normandes (61) - HOUILLER Sébastien, SYMEL (50) - JEGAT Renaud, Lycée Agricole de Sées (61) - JEGOUREL Jean-Yves, CPIE Vallée de l'Orne (14) - LAUNAY Johann, CPIE des Collines normandes (61) - LECAPLAIN Benoît, PNR des Marais du Cotentin et du Bessin (50) - LEMIERE Stéphane, Département de Seine-Maritime (76) - MACE Franck, Département de l'Eure (27) - MARCHALOT-LEMESLE Aurélie, PNR des Boucles de la Seine Normande (27) - MOUCHEL Yann, SYMEL (50) - NIMAL François, CEN Normandie Ouest (50) - POTEL Benjamin, CPIE Vallée de l'Orne (14) - RAIMBOURG Isabelle, Lycée Agricole Edouard de Chambray à Gouville (27) - RENAULT Kevin, Rouen Métropole (76) - SCHMITT Emmanuel, PNR des Marais du Cotentin et du Bessin (50) - SIMON Nathalie, CPIE du Cotentin (50) - SKRZYNIARZ Mégane, CPIE des Collines normandes (61) - STAUTH Séverine, CPIE du Cotentin/RNF (50) - TAISNE Julien, CPIE Vallée de Somme (80) pour l'OBHN (27 & 76) - THIBAUT Marie, CPIE du Cotentin (50) - TRAN VAN LOC Aurélie, PNR du Perche - TRAVERT Marie-Léa, GONm (50), VOELTZEL Vincent, CPIE Vallée de l'Orne (14), ZUCCHET-LE BELLER Magali, CPIE Vallée de l'Orne (14). Un grand merci à Mathieu BERRONEAU, Jean-Pierre VACHER, Mickaël BARRIOZ, et Céline LECOQ pour les photos et dessins des figures 3, 4 et 5. Nos remerciements également pour le travail très constructifs des rapporteurs de cet article.

Programme financé par l'Agence de l'Eau Seine Normandie, la Région Normandie et l'Europe (FEADER).

BIBLIOGRAPHIE

Adams M. J., Miller D.A.W., Muths E., Corn P.S., Grant E.H.C., Bailey L.L., ... & Walls, S.C. 2013 - Trends in amphibian occupancy in the United States. *PLoS One*, 8 : e64347(2013).

Agreste, Service de la statistique et de la prospective du Ministère de l'agriculture et de l'alimentation 2016 - Évolution des surfaces en herbe depuis 1990. In <http://www.web-agri.fr/actualite-agricole/economie-social/article/evolution-des-surfaces-en-herbe-depuis-1990-1142-119817.html>

Anonyme 1996 - Les paysages et les milieux naturels de Haute-Normandie, DIREN-DRAF de Haute-Normandie. Carte publiée en ligne, consultée en 2005.

Astruc G., Besnard A. & Miaud C. 2019 - Etat des lieux du déploiement des protocoles POPAmphibiens et premiers résultats. Comm Congrès SHF Moulis, 2019.

- Araújo M.B., Thuiller R. G. & Pearson W. 2006 - Climate warming and decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeogr.*, 33: 1677-1688.
- Araújo M.B., Alagador D., Cabeta M., Nogues-Bravo D. & Thuiller W. 2011 - Climate change threatens European conservation areas. *Ecol. Lett.*, 14(5): 484-492.
- Barrioz M. 2012 - Présentation d'un protocole de suivi des populations d'Amphibiens élaboré par la Société Herpétologique de France et le Muséum national d'Histoire naturelle et stratégie d'échantillonnage à l'échelle régionale. Comm Congrès SHF Velaine-en-Haye, 2012.
- Barrioz M. (coord.) 2014 - Listes rouges des Amphibiens et des Reptiles de Normandie. Régions Basse-Normandie et Haute-Normandie. URCPiE de Basse-Normandie / OBHEN. Commanditaires : OBHN, DREAL BN et Agence de l'Eau Seine-Normandie. 60 p.
- Barrioz M. 2020 - Suivis 2010-2020 des Amphibiens de la Réserve Naturelle Nationale de la forêt de Cerisy (14 et 50). Rapport technique du CPIE du Cotentin pour l'ONF. 24 p.
- Barrioz M., Cochard P.-O. & Voeltzel V. 2015 - Amphibiens & Reptiles de Normandie. OBHEN, URCPiE de Normandie. 288 p.
- Barrioz M. & Miaud C. (coord.) 2016 - Protocoles de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien. Société Herpétologique de France. 14 p. In <http://lashf.org/project/popamphibien/>
- Blaustein A. R., & Wake D. B. 1990 - Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends Ecol. Evo.*, 5:203-204.
- Boissinot A. 2009 - Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur les peuplements d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France», Diplôme « Sciences et Vie de la Terre » de l'École Pratique des Hautes Etudes (EPHE). Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés (CNRS/CEFE/EPHE UMR 5175 - Montpellier), 249 p.
- Boissinot A., Grillet P., Besnard A. & Lourdaï O. 2015 - Small woods positively influence the occurrence and abundance of the common frog (*Rana temporaria*) in traditional farming landscape. *Amphib-reptil.*, 36(4):417-424.
- Brühl C.A., Schmidt T., Pieper S. & Alscher A. 2013 - Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Sci. Rep.*, 3 : 1135.
- Brunet P. avec la collaboration de Girardin, P. 2001 - Inventaire régional des paysages de Basse-Normandie, Conseil Régional de Basse-Normandie et Direction Régionale de l'Environnement.
- Burnham K. P., & Anderson D. R. 1998 - Practical use of the information-theoretic approach. In Model selection and inference (pp. 75-117). *Springer*, New York, NY.
- Carey C., & Alexander M. A. 2003 - Climate change and amphibian declines: is there a link? *Divers. Distrib.*, 9(2): 111-121.
- Cayuela H., Besnard B., Bechet A., Devictor V. & Olivier A. 2012 - Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshw. Biol.* 57(12): 2629-2640.
- Cayuela H., Besnard A., Bonnaire E., Perret H., Rivalen J., Miaud C., P. Joly 2014 - To breed or not to breed: past reproductive status and environmental factors drive current breeding decisions in a long-lived amphibian. *Oecologia* 176: 107-116.
- Cayuela H., Olgun K., Angelini C., Üzüm N., Peyronel O., Miaud C., Avci A., Lemaitre J.-F., & Schmidt B. R. 2019 - Slow life-history strategies are associated with negligible actuarial senescence in western Palaearctic salamanders. *Proc. Royal Soc. B.*, 286: 20191498.
- Collas M., Burgun V., Grandjean F., Poulet N. & Pénil C. 2015 - La situation des écrevisses en France - Résultats de l'enquête nationale 2014, ONEMA, 32 p.
- Collins J. P., & Storfer A. 2003 - Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Divers. Distrib.*, 9(2): 89-98.
- Corn P.S. 2000 - Amphibian declines: review of some current hypotheses. In *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Edited by D.W. Sparling, C.A. Bishop, and G. Linder. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Fla., 663-696.
- Corn P. S., Muths E., Adams M. J., Dodd C. K. 2005 - The United States Geological Survey's Amphibian Research and Monitoring Initiative. *Alytes* 22: 65-71.
- Courtois E.A., Devillechabrolle J., Dewynter M., Pineau K., Gaucher P., Chave J. 2013 - Monitoring strategy for eight amphibian species in French Guiana, South America. *PLoS ONE* 8(6): e67486.
- Crovetto F., Salvidio S., & Costa A. 2019 - Estimating abundance of the stripeless tree-frog *Hyla meridionalis* by means of replicated call counts. *Acta Herpetol.*, 14(2), 147-151.
- Cruz M. J. & Rebelo R. 2005 - Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*. *Amphib-reptil.*, 26: 293-303.
- Cushman S. A. 2006 - Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Conserv. Biol.*, 128(2): 231-240.
- Dejean T. Miaud C. & 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. *Bull. Soc. herpétol. Fr.*, 122 : 40-48.
- Denoël M. 2012 - Newt decline in Western Europe: highlights from relative distribution changes within guilds. *Biodivers. Conserv.*, 21(11): 2887-2898.
- Denoël M. & Winandy L., 2015 - The importance of phenotypic diversity in conservation: Resilience of palmate newt morphotypes after fish removal in Larzac ponds (France). *Biol. Conserv.*, 192: 402-408.
- DREAL de Normandie 2017 - Évolution du maillage bocager en Normandie. In <http://www.normandie.developpement-durable.gouv.fr/le-bocage-un-paysage->

[en-deliqescence-a-re-a1437.html](#)

Falaschi M., Maenti R., Thuiller W. & Ficetola G.F. 2019 - Continental-scale determinants of population trends in European amphibians and reptiles. *Glob. Chang. Biol.*, 25(10): 3504-3515.

Ficetola G. F., Coïc C., Detaint M., Berroneau M., Lorvelec O., & Miaud, C. 2006 - Pattern of distribution of the American bullfrog *Rana catesbeiana* in Europe. *Biol. Invasions*, 9(7): 767-772.

Ficetola G. F., Lunghi E., Canedoli C., Padoa-Schioppa E., Pennati R., & Manenti R. 2018 - Differences between microhabitat and broad-scale patterns of niche evolution in terrestrial salamanders. *Sci. Rep.*, 8(1): 1-12.

Fiske I., Chandler R. 2011 - « unmarked »: An {R} Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. » *J. Stat. Softw.*, 43(10): 123. <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>.

Fouquet A., & Measey G. J. 2006 - Plotting the course of an African clawed frog invasion in Western France. *Anim. Biol.*, 56(1): 95-102.

Frétey T., E. Cam B. Le Garff & J.-Y. Monnat 2004 - Adult survival and temporary emigration in the common toad. *Can. J. Zool.*, 82(6): 859-872.

Fryday S. & Thompson H. 2012 - Toxicity of pesticides to aquatic and terrestrial life stages of amphibians and occurrence, habitat use and exposure of amphibian species in agricultural environments. EFSA Supporting Publications: EN-343 pp. 348. In : <http://www.efsa.europa.eu/en/supporting/pub/343e.htm>

Gallardo B., Clavero M., Sánchez M. I., & Vilà M. 2016 - Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 22(1): 151-163.

Gautier C., Follea B., Specht H., Terpinian S. & Parret A. 2011 - Atlas des paysages de la Haute-Normandie, Conseil Régional de Haute-Normandie et Direction Régionale de l'Environnement.

Geffroy L. 2018 - Où sont passés les oiseaux des champs ? *CNRS-Le Journal*, 292: 23-25.

Gómez-Rodríguez C., Díaz-Paniagua C., Bustamante J., Porthault A., & Florencio, M. 2010 - Inter-annual variability in amphibian assemblages: implications for diversity assessment and conservation. *Aquat. Conserv.*, 20(6): 668-677.

Grant E. H. C., Miller D. A., & Muths E. 2020 - A synthesis of evidence of drivers of amphibian declines. *Herpetologica*, 76(2): 101-107.

Guérin S., Picard D., Choquet R., & Besnard A. 2017 - Advances in methods for estimating stopover duration for migratory species using capture-recapture data. *Ecol. Appl.*, 27(5): 1594-1604.

Hayes, T. B. (coord.). 2006 - Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: Are we underestimating the impact? *Environ. Health Persp.* 114: 40-50.

Heyer W. R., Donnelly M. A., McDiarmid R. W., Hayek L. A. C., & Foster M. S. (eds.) 1994 - Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution :84-92.

Houlahan J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H., & Kuzmin, S. L. 2000 - Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404(6779): 752-755.

Jiguet F., Devictor V., Jullirad R. & Couvert D. 2012 - French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecol.*, 44:58-66.

Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. 2001 - Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.*, 15(1): 239-248.

Kats L. B., & Ferrer R. P. 2003 - Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Divers. Distrib.*, 9(2): 99-110.

Kéry M., & Schmidt B. 2008 - Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecol.*, 9(2): 207-216.

Knapp R. A & Matthews K. R. 2000 - Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within protected areas. *Conserv. Biol.*, 14(2): 428-438.

Le Garff B. (coord.) 2014 - Atlas des Amphibiens et des Reptiles de Bretagne et de Loire-Atlantique. Penn ar Bed 216/2018. 200 p.

Lescure J. & de Massary J.C. 2013 - Atlas des amphibiens et reptiles de France. Collection Inventaires & biodiversité, Biotopie Editions, Publications scientifiques du Muséum. 272 p.

Lillo F., Faraone F. P., & Lo Valvo M. 2010 - Can the introduction of *Xenopus laevis* affect native amphibian populations? Reduction of reproductive occurrence in presence of the invasive species. *Biol. Invasions* doi:10.1007/s10530-010-9911-8.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Andrew Royle J., & Langtimm C. A. 2002 - Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Hines J. E., Knutson M. G., & Franklin A. B. 2003 - Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8): 2200-2207.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Royle J. A., Pollock K. H., Bailey L. A., & Hines J. E. 2006 - Occupancy modeling and estimation. Elsevier. San Diego, California, USA.

Mandrillon A.-L. & Saglio P. 2005 - Une revue des effets des pesticides sur la morphologie, le comportement et les traits d'histoire de vie des amphibiens, *Bull. Soc. Herp.* 116: 5-29.

Mann R., Hyne R., Choung C. & Wilson S. 2009 - Amphibians

- and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. *Environ. Pollut.* 157: 2903-2927.
- Mazerolle M. J., Bailey L. L., Kendall W. L., Royle J. A., Converse S. J., & Nichols J. D. 2007 - Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *J. Herpetol.*, 41(4): 672-689.
- McCaffery R. M., & Maxell B. A. 2010 - Decreased winter severity increases viability of a montane frog population. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 107(19): 8644-8649.
- Meek R. 2021 - Population trends of four species of amphibians in western France; results from a 15 year-time series derived from road mortality counts. *Acta Oecol.*, 110, 103713.
- Miaud C. 2013 - Un champignon menace les amphibiens. Qu'avons-nous appris de la Chytridiomycose ? *Courr. nat.*, 277: 30-36.
- Miaud C. 2014 - Protocole d'hygiène pour le contrôle des maladies des amphibiens dans la nature à destination des opérateurs de terrain. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Université de Savoie et Ecole Pratique des Hautes Etudes (Eds). 7 p.
- Muths E., Chambert T., Schmidt B. R., Miller D. A. W., Hossack B. R., Joly P., ... & Grant E. C. 2017 - Heterogeneous responses of temperate-zone amphibian populations to climate change complicates conservation planning. *Sci. Rep.*, 7(1): 1-10.
- Ouellet M, Dejean T, Galois P. 2012 - Occurrence of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in introduced and native species from two regions of France. *Amphib-reptil.*, 33:415-422.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J. K., Thomas C. D., Descimon H., ... & Warren, M. 1999 - Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736): 579-583.
- Pellet J., & Schmidt B. R. 2005 - Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biol. Cons.*, 123(1): 27-35.
- Perret N., Pradel R., Miaud C., Grolet O. & Joly P. 2003 - Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *J. Anim. Ecol.*, 72: 567-575.
- Petitot M., Manceau N., Geniez P., & Besnard A. 2014 - Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability: application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecol. Evol.*, 4(18): 3538-3549.
- Pollock K. H. 1982 - A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl.*, 46(3): 752-757.
- Pollock K. H., Nichols J. D., Simons T. R., Farnsworth G. L., Bailey L. L., & Sauer J. R. 2002 - Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics*, 13(2): 105-119.
- Pope K. L. 2008 - Assessing Changes in Amphibian Population Dynamics Following Experimental Manipulations of Introduced Fish. *Conserv. Biol.*, 22(6): 1572-1581.
- Poulain M., Barrioz M., Baudran C., Berroneau M., Gourmand A.-L., Mailet G. & Miaud C. 2014 - Quelles sont les tendances des populations d'amphibiens de France ? Un état des lieux du déploiement des protocoles POPAmphibiens. Comm Congrès SHF Caen, 2014.
- R Development Core Team 2011 - R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Romano A., Costa A., Salvidio S., Menegon M., Garollo E., de Fatis K. T., ... & Pedrini P. 2018 - Forest management and conservation of an elusive amphibian in the Alps: Habitat selection by the Golden Alpine Salamander reveals the importance of fine woody debris. *For. Ecol. Manag.*, 424: 338-344.
- Scheele B. C., Pasmans F., Skerratt L. F., Berger L., Martel A. N., Beukema W., ... & Canessa S. 2019 - Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science*, 363(6434): 1459-1463.
- Schmidt B. 2004 - Declining amphibian populations: the pitfalls of count data in the study of diversity, distribution, dynamics and demography. *Herpetol.*, 14: 167-174.
- Tanadini L. G., & Schmidt B. R. 2011 - Population size influences amphibian detection probability: implications for biodiversity monitoring programs. *Plos one*, 6(12), e28244.
- UICN France, MNHN & SHF 2015 - La Liste rouge des espèces menacées en France-Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine.
- UICN France, MNHN & SHF 2009 - La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. Paris, France.
- Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., ... & DAISIE partners. 2010 - How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Front. Ecol. Environ.*, 8(3): 135-144.