

Vigie-Chiro : 9 ans de suivi des tendances des espèces communes

Christian KERBIRIOU*, Jean François JULIEN, Yves BAS, Julie MARMET, Isabelle LE VIOL, Romain LORILLIERE, Clémentine AZAM, Amandine GASC & Grégoire LOIS

Résumé. - le programme Vigie-Chiro regroupe 250 observateurs et repose sur trois protocoles complémentaires: le circuit routier, le circuit pédestre et le poste fixe. De 2006 à 2014, il a déjà permis de collecter des enregistrements sur 284 circuits routiers et pédestres, totalisant 111000 contacts. Pour évaluer les variations d'abondance des populations au cours du temps, nous avons eu recours à des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM) pour prendre en compte des variations inter-annuelles de l'effort d'échantillonnage. Il est apparu clairement que certaines espèces déclinent très fortement comme *Pipistrellus pipistrellus*, *Nyctalus leisleri* et *Eptesicus serotinus*, tandis que *P. kuhlii* ou le groupe des *Myotis* présentent une tendance significative à l'augmentation jusqu'en 2013. *N. noctula* quant à elle, présente sur la période étudiée d'importantes fluctuations. Les causes responsables de ces variations de populations restent cependant à clarifier.

Mots-clés. - Tendances de populations ; Suivi ultrasonore standardisé.

INTRODUCTION

Au cours de la seconde moitié du XXe siècle, un déclin dramatique des populations de chauves-souris a été signalé dans plusieurs régions d'Europe occidentale [HUTSON *et al.* 2001, RACEY & STEBBINGS 1972, RANSOME 1989, STEBBINGS 1988, TEMPLE & TERRY 2007]. Des extinctions locales ont même été rapportées [BONTANIDA *et al.* 2000, BROSSET *et al.* 1985, HAYSOM *et al.* 2010, STEBBINGS 1988]. Au début des années 1990, l'évaluation globale du statut de conservation des populations de chauves-souris européennes a conduit à classer plusieurs espèces dans la catégorie défavorable [IUCN 2015]. Les principales pressions identifiées sur ces populations sont la perte d'habitats de chasse [WALSH & HARRIS 1996, KUNZ & FENTON 2003], l'intensification agricole et les traitements insecticides associés [SWANEPOEL *et al.* 1999, WICKRAMASINGHE *et al.* 2004, JEFFERIES 1972], l'urbanisation [KURTA & TERAMINO 1992, LOEB *et al.* 2009], la pollution lumineuse [KUIJPER *et al.* 2008, STONE *et al.* 2009, AZAM *et al.* 2015], la gestion des forêts [O'DONNELL 2000], les pesticides utilisés pour le traitement du bois [LEEUWANGH & VOUTE 1985, SHOREET *et al.* 1990], les dérangements au sein du gîte [KERBIRIOU *et al.* 2015], ou encore la destruction délibérée. En dehors de ces constats, nous ne disposons pas de mesures précises du taux de déclin des populations, ni d'une évaluation du pourcentage de réduction des aires de distribution, ou encore d'un « niveau de référence des populations ».

Pourtant ces paramètres sont nécessaires pour évaluer correctement l'état de conservation des populations, tel qu'il est défini par la Commission Européenne [EU 2010] ou leur degré de vulnérabilité selon les critères de l'IUCN [IUCN 2015]. Face à ce double constat de déclin des populations et du manque d'information quantifiée, un nouveau plan stratégique global pour la biodiversité (2011-2020) a été adopté en 2010 lors de la 10ème Conférence des Parties de la Convention sur la Diversité Biologique. Pour suivre ces progrès au niveau pan-européen et pour fournir aux décideurs et au public des informations synthétiques sur les changements environnementaux, l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) a appelé à la rationalisation via des indicateurs de biodiversité (SEBI). Ces indicateurs peuvent être également mobilisés pour évaluer les effets des politiques environnementales en Europe [AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT 2013, PELLISSIER *et al.* 2013]. Les indicateurs de biodiversité « directs » sont basés sur les tendances démographiques et la diversité d'un groupe d'espèces

[BALMFORD *et al.* 2005] ou sur l'Indice de la Liste Rouge [BUTCHART *et al.* 2005]. A ce jour, seuls les indicateurs oiseaux et papillons ont été développés [GREGORY *et al.* 2005, VAN STRIEN *et al.* 2001, VAN SWAAY *et al.* 2010] mais il a été reconnu que lorsque les données appropriées étaient disponibles, le jeu d'indicateurs devrait être élargi à d'autres taxons. Les chauves-souris sont potentiellement concernées, certaines études et rapports récents ont en effet examiné la possibilité de mobiliser les données de comptages hivernaux pour évaluer les variations des populations [PRENDERGAST *et al.* 2010, AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT 2013, VAN MEIJ *et al.* 2014]. En France, un groupe de travail a d'ailleurs été constitué en 2015 pour évaluer s'il était possible de :

- (1) mobiliser les données collectées par les groupes Chiroptères régionaux et
- (2) de construire des indicateurs à l'échelle régionale, qui seraient ensuite agrégés aux échelles supérieures (biogéographique/nationale/européenne).

Cependant les comptages hivernaux, même s'ils sont prometteurs, ne permettent pas de pas suivre toutes les espèces et notamment les espèces peu grégaires comme par exemple les Pipistrelles, Noctules et Sérotines. Pour ces espèces communes, les effectifs ainsi dénombrés ne sont pas suffisants pour estimer correctement leur tendance. Une approche basée sur la détection ultrasonore lors de l'activité de chasse en été semble plus appropriée pour ces espèces [ROCHE *et al.* 2011, KERBIRIOU *et al.* 2011, HERZOG & BRITZKE en ligne]. Cette méthode est développée depuis 2006 dans le programme Vigie-Chiro [KERBIRIOU *et al.* 2008a]. Nous présentons, ici, les tendances temporelles ainsi obtenues pour les espèces communes: Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*), Pipistrelle de Kuhl (*P. kuhlii*), Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*), Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*), Noctule commune (*N. noctula*) et le groupe des Myotis (*Myotis* ssp).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Protocoles et sites suivis

Lancé en 2006, le programme Vigie-Chiro regroupe désormais plus de 250 volontaires et couvre 54 départements même si certaines régions restent sous échantillonnées. Ce suivi des populations d'espèces communes repose sur trois protocoles complémentaires: le circuit routier, le circuit pédestre et le poste fixe [KERBIRIOU *et al.* 2014, JULIEN *et al.* 2014] [pour plus de détails consultez les portails web VIGIE CHIRO]. La

* Muséum national d'Histoire naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, 43 rue Buffon CP 135, 75005 Paris

version point fixe repose sur l'enregistrement des ultrasons en continu pendant une nuit complète, elle génère donc un volume considérable de données par site. Cela a nécessité la mise en place d'une plateforme de dépôt des enregistrements [VIGIE CHIRO en ligne], accompagnée d'un premier niveau d'identification reposant sur une reconnaissance automatique [BAS *et al.* 2015]. Les données issues de ce troisième protocole lancé en 2014, ne contribuent pas à l'analyse des tendances présentées ici.

Espèces suivies

Ainsi, après 9 années de suivi, les protocoles pédestre et routier permettent d'évaluer les tendances des populations de Pipistrelle commune (62% des contacts), de Pipistrelle de Kuhl (9% des contacts), de Sérotine commune (5% des contacts), de Noctule de Leisler (5% des contacts), de Noctule commune (3% des contacts) et du groupe des Myotis (3% des contacts). Ce groupe des Myotis comprend tous les enregistrements attribués aux espèces suivantes : *Myotis daubentonii*, *M. nattereri*, *M. myotis*, *M. brandtii*, *M. mystacinus*, *M. emarginatus*, *M. alcatheae*, *M. bechsteinii*, *M. punicus* et *Myotis* indéterminés. Leur détermination sur une base acoustique est en effet délicate, en outre, les contacts obtenus pour la plupart des espèces de ce groupe sont peu nombreux en raison notamment de leur moindre détectabilité. Ce regroupement a d'ailleurs une certaine validité d'un point de vue fonctionnel, puisqu'un bon nombre de ces espèces sont considérées comme « glaneuses », chassent globalement dans des milieux fermés et sont plus longévives que les « tragus ronds » : Pipistrelles, Sérotines et Noctules [AUDET 1990, SWIFT & RACEY 2002, DIETZ *et al.* 2009]. En revanche, l'ancien regroupement *Pipistrellus nathusii* et *Pipistrellus kuhlii* a été abandonné au profit du taxon orthodoxe « *Pipistrellus kuhlii* » car l'amélioration de nos critères d'identification nous permet désormais de séparer cette espèce de *P. nathusii* dans la grande majorité des cas, y compris après une analyse rétrospective des enregistrements des années précédentes. Au stade actuel, nous estimons à moins de 10% la contamination des signaux classés *P. kuhlii* par des cris de *P. nathusii* et nous espérons continuer à améliorer la qualité des analyses pour ce groupe. Le suivi de *P. nathusii*, compte tenu de son abondance et de sa répartition relativement limitée en France, nécessitera un plus vaste échantillonnage, notamment dans le Nord. Il en est de même pour le suivi de la Pipistrelle pygmée (*P. pygmaeus*) qui nécessiterait une augmentation de la pression d'échantillonnage en région méditerranéenne pour être évalué correctement.

Analyse des tendances de population

Pour mesurer d'éventuelles variations d'abondance des populations au cours du temps, nous avons eu recours à des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). Ceux-ci permettent notamment de prendre en compte des variations inter-annuelles de l'effort d'échantillonnage (données manquantes, lorsque par exemple, des sites n'ont pas été suivis une année) [BRAAK *et al.* 1994]. Ces méthodes d'analyse sont régulièrement mises en œuvre pour ce type de données que ce soit pour les oiseaux [VAN STRIEN *et al.* 2001, GREGORY *et al.* 2005], les papillons [Van Swaay *et al.* 2008] ou les chauves-souris [WARREN & WITTER 2002, ROCHE *et al.* 2011, KERBIRIOU *et al.* 2014, 2015, VAN DER MEIJ *et al.* 2015, BARLOW *et al.* 2015]. Les résultats de la première et de la

dernière année de suivi sont à prendre avec précaution puisqu'ils proviennent d'un échantillonnage réduit : 2006 étant l'année de lancement du programme, peu de sites ont été suivis et principalement des sites franciliens, tandis que pour 2014, toutes les données n'ont pas encore été intégrées, notamment celles qui correspondent aux circuits de la moitié Sud de la France. Comme les données remontent souvent par blocs et en fonction de l'animation des réseaux « régionaux » (groupe chiro, Parc Naturel Régional, collectivités...etc.), nous avons inclus dans la modélisation une structure spatiale qui permet de corriger au mieux ce biais.

RÉSULTATS-DISCUSSION

Tendances par espèce

De 2006 à 2014, le réseau constitué de 250 observateurs a déjà permis de collecter des enregistrements sur 284 circuits routier et pédestre, totalisant 111000 contacts. La pression d'observation, encore très perfectible, se reflète dans la précision de ces tendances comme le montrent les erreurs standards. Cependant il apparaît très clairement que certaines espèces déclinent très fortement comme *P. pipistrellus*, *N. leisleri* et *E. serotinus*, tandis que *P. kuhlii* ou le groupe des *Myotis* présentent une tendance significative à l'augmentation jusqu'en 2013. *N. noctula* quant à elle, présente sur la période étudiée d'importantes fluctuations (Fig. 1).

Il est intéressant de faire un parallèle avec les résultats observés chez les oiseaux. Chez ces derniers, les espèces rares sont en moyenne stables, ou même plutôt en augmentation [QUAINTENNE *et al.* 2014], tandis qu'une part importante d'espèces spécialisées et communes déclinent [JIGUET 2010]. Cela pourrait donc s'apparenter à la situation observée chez les d'espèces moins répandues comme le groupe des *Myotis* [VAN DER MEIJ *et al.* 2015] pour lesquels on constate une légère remontée des effectifs et qui s'étaient effondrées au cours du troisième quart du XX^{ème} siècle en Europe [ARTHUR & LEMAIRE 2009]. Au sein de cette communauté de chasseuses en milieu ouvert seule la Pipistrelle de Kuhl voit ses effectifs

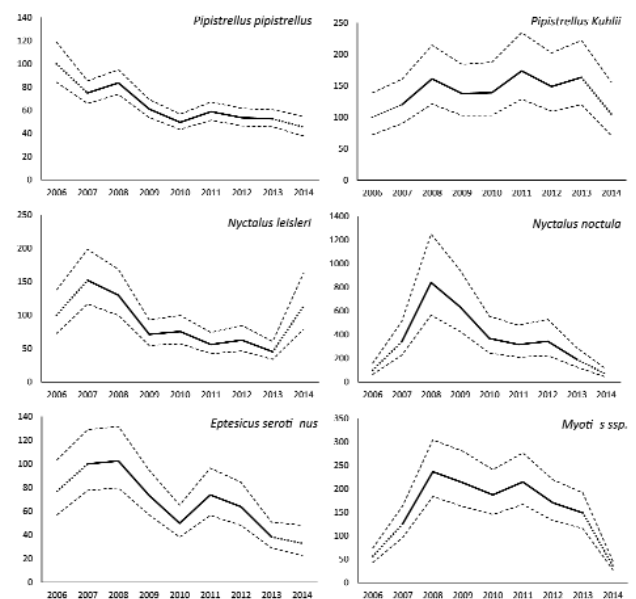


Figure 1. – Modélisation des variations d'abondance (Taux d'accroissement annuel).

augmenter. S'agissant d'une espèce méridionale dont la distribution semble s'étendre depuis quelques dizaines d'années vers le Nord aussi bien que vers des altitudes plus élevées, il est tentant de mettre cette tendance en relation avec le réchauffement climatique.

Notons que l'augmentation de la Pipistrelle de Kuhl est loin de compenser la diminution de la Pipistrelle commune. Quant à l'augmentation du groupe des *Myotis* qui était observée par le réseau Vigie-Chiro, jusqu'en 2013, elle est à mettre en perspective avec la nette remontée des espèces cavernicoles comme les *Myotis* et les Rhinolophes au cours des deux dernières décennies dans plusieurs pays européens [VAN DER MEIJA *et al.* 2015]. Il est très probable que la généralisation des insecticides organo-chlorés et organo-phosphorés au cours de l'après-guerre ait contribué à l'effondrement des espèces cavernicoles, comme ce fut le cas pour l'avifaune [CARSON 1962]. D'ailleurs, le bannissement de ces pesticides vers la fin des années 70 coïncide avec une remontée des effectifs. Cependant, l'augmentation des "cavernicoles" constaté est très loin d'avoir ramené les populations à leur niveau antérieur, plusieurs régions, dont l'île-de-France, n'ont pas retrouvé le

niveau de densité de colonies d'avant-guerre [MARMET *et al.* 2014]. Concernant les populations « non cavernicoles » nous n'avons et n'aurons malheureusement aucune idée de leur évolution au cours de la seconde moitié du XX^e siècle. Si les populations des principales espèces sont désormais suivies à l'échelle du territoire, que ce soit par des suivis acoustiques d'espèces « communes » non cavernicoles ou par des comptages d'effectifs d'espèces cavernicoles en reproduction et en hibernation, force est de constater que ces suivis ne nous permettent pas d'identifier aisément les causes responsables des variations de populations. Il est donc nécessaire d'adosser à ces suivis des études plus spécifiques en France telles que les études menées sur la pollution lumineuse [LACOEUILHE *et al.* 2014, AZAM *et al.* 2015], l'impact des installations éoliennes [MILLON *et al.* 2015], la gestion forestière [REGNERY *et al.* 2013], les pratiques agricoles, etc.

Remerciements. - Ce suivi n'est possible que par l'implication de nombreux naturalistes bénévoles, qu'ils soient ici très chaleureusement remerciés.

Références bibliographiques

- ARTHUR L. & LEMAIRE M., 2009. - *Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Biotope - M.N.H.N. (Parthénope), Mèze - Paris, 542 p.
- AUDET D., 1990. - Foraging behavior and habitat use by a gleaning bat, *Myotis myotis* (Chiroptera : Vespertilionidae). *Journal of Mammalogy*, 71 : 420-427.
- AZAM C., KERBIRIOU C., VERNET A., JULIEN J.F., BAS Y., PLICHARD L., MARATRAT J. & LE VIOL I., 2015. - Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? *Global Change Biology*, 21 : 4333-4341.
- BARLOW K., BRIGGS P., CATTO C., HAYSOM K.A., HUTSON T., LECHIARA N., RACEY P.A., RICHARDSON P., WALSH A. & LANGTON S., in press. Citizen science reveals trends in bat populations: the National Bat Monitoring Program in Great Britain. *Biological Conservation*, 182 : 14-26.
- BAS Y., KERBIRIOU C., JELIAZKOV A., LE VIOL I. & JULIEN J.F., 2015. - Large-scale decline of bats and bush-crickets revealed thanks to automatic acoustic monitoring scheme. 27th International congress for conservation biology. 2nd-6th August 2015, Montpellier, France.
- BONTADINA F., ARLETTAZ R., FANKHAUSER T., LUTZ M., MUHLETHALER E., THEILER A. & ZINGG P., 2000. - The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and research recommendations. *Le Rhinolophe*, 14 : 69-83.
- BRAAK C.J.F.T., VAN STRIEN A.J. & MEIJER R., 1994. - Analysis of monitoring data with many missing values: which method? *Proc. Bird Numbers*, 1992.
- BROSSET A., BARBE E., BEAUCOURNU J.C., FAUGIER C., SALVAYRE H. & TUPINIER Y., 1985. - La raréfaction du rhinolophe euryale (*Rhinolophus euryale*) en France. Recherche d'une explication. *Mammalia*, 52 : 101-122.
- CARSON R., 1962. - *Silent Spring*. Boston, Houghton Mifflin.
- DIETZ C., VON HELVERSEN O. & NILL D., 2009. - *L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord : Biologie, caractéristiques, protection*. Delachaux et Niestlé, Paris, France. 400 p.
- EU 2010. - *Etat de conservation des espèces et des habitats naturels de l'Union européenne*. Publication de la commission européenne. http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/healthcheck/healthcheck_fr.pdf.
- GREGORY R.D., VAN STRIEN A.J., VORISEK P., GMELIG MEYLING A.W., NOBLE D.G., FOPPEN R.P.B. & GIBBONS D.W., 2005. - Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360 : 269-288.
- HAYSOM K.A., JONES G., MERRETT D. & RACEY P.A., 2010. - Bats. In: Maclean, N. (Ed.), *Silent Summer. The State of Wildlife in Britain and Ireland*. Cambridge University Press : 259-280.
- HUTSON A.M., MICKLEBIRGH S.P. & RACEY P.A., 2001. - *Microchiropteran Bats – Global Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Gland.
- IUCN 2015. - *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2015-3. <http://www.iucnredlist.org>.
- JEFFERIES D.J., 1972. - Organochlorine insecticide residues in British bats and their significance. *Journal of the Zoological Society London*, 166 : 245-263.
- JULIEN J.F., HAQUART A., KERBIRIOU C., BAS Y., ROBERT A. & LOIS G., 2014. - Eight years of acoustic bat monitoring in France: increasing sampling efficiency while commonest species' activity is decreasing. XIIIth European Bat Research Symposium 1st – 5th September 2014 ibenik, Croatia.
- KERBIRIOU C., JULIEN J.F., ANCENAZ K., GADOT A.S., LOIS G., JIGUET F. & JULLIARD R., 2008a. - Suivi des espèces communes après les oiseaux ... les chauves-souris ? XI Rencontres franco-phones Chauves-souris, Muséum de Bourges, Bourges, 18-19 Mars. *Symbioses*, n. s., 21 : 23 - 28.
- KERBIRIOU C., JULIEN J.F., MONSARRAT S., LUSTRAT P. & ROBERT A., 2015. - Information on population trends and biological constraints from bat counts in roost cavities: a 22-year case study of a pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber) hibernaculum. *Wildlife Research*, 42 : 35-43.
- KUIJPER P.J., SCHUT J., DULLEMEN D., VAN TOORMAN H., GOOSSENS N., OUWEHAND J. & LIMPENS J.G.A., 2008. - Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*). *Lutra*, 51 : 37-49.
- KUNZ T.H. & FENTON M.B. (eds.), 2003. - *Bat ecology*. University of Chicago. Press, Chicago, 779 p.
- KURTA A. & TERAMINO J.A., 1992. - Bat community structure in an urban park. *Ecography*, 15 : 257-261.
- LACOEUILHE A., MACHON N., JULIEN J.F., LE BOCCA, KERBIRIOU C., 2014. - The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context Article. *PLOS ONE*, published 31, Oct 2014
- LEEUEWANGH P. & VOÛTE A.M., 1985. - Bats and wood preservatives. Pesticide residues in the Dutch pond bat (*Myotis dasycneme*) and its implications. *Mammalia*, 49 : 517-524.
- LOEB S.C., POST C.J. & HALL S.T., 2009. - Relationship between urbanization and bat community structure in national parks of the southeastern US. *Urban ecosystems*, 12 : 197-214.
- MARMET J., JULIEN J.F., DRUESNE R., BIRARD J., LOIS G., GALAND N., PELLISSIER V. & KERBIRIOU C., 2014. - Dépoussiérage des anciens registres de baguage : le cas de l'île-de-France. *Symbioses*, n.s., 32 : 77-82.
- MILLON L., JULIEN J.F., JULLIARD R. & KERBIRIOU C., 2015. - Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines

- and offset measures. *Ecological Engineering*, 75 : 250-257.
- O'DONNELL C.F.J., 2000. - Conservation status and causes of decline of the threatened New Zealand long-tailed bat *Chalinobus tuberculatus* (Chiroptera : Vespertilionidae). *Mammal Review*, 30 : 89-106.
- PELLISSIER V., TOUROULT J., JULLIARD R., SIBLET J.P. & JIGUET F., 2013. - Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey. *Animal Conservation*, 16 : 566-574.
- QUAINTENNE ET LES COORDINATEURS ESPÈCES, 2014. - Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2013. *Ornithos*, 21 : 297-331.
- RACEY P.A. & STEBBINGS R.E., 1972. - Bats in Britain – a status report. *Oryx*, 11 : 319-327.
- RANSOME R.D., 1989. - Population changes of greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty-six years. *Biological Journal of the Linnean Society*, 38 : 71-82.
- REGNERY B., COUVET D., KUBAREK L., JULIEN J.F. & KERBIRIOU C., 2013. - Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34 : 221-230.
- ROCHE N., LANGTON S., AUGHNEY T., RUSS J.M., MARNELL F., LYNN D. & CATTO C., 2011. - A car-based monitoring method reveals new information on bat populations and distributions in Ireland. *Animal Conservation*, 14 : 642-651.
- SHORE R.F., BOYD I.L., LEACH D.V., STEBBINGS R.E. & MYHILL D.G., 1990. - Organochlorine residues in roof timber treatments and possible implications for bats. *Environmental Pollution*, 64 : 179-188.
- STEBBINGS R.E., 1988. - *Conservation of European Bats*. Christopher Helm, London.
- JIGUET F., 2010. - *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. www2.mnhn.fr/vigie-nature.
- STONE E.L., JONES G. & HARRIS S., 2009. - Street lighting disturbs commuting bats. *Current Biology*, 19 : 1123-1127.
- SWANEPOEL R.E., RACEY P.A., SHORE R.F. & SPEAKMAN J.R., 1999. - Energetic effects of sublethal exposure to lindane on pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *Environmental Pollution*, 104 : 169-177.
- SWIFT S. & RACEY P., 2002. - Gleaning as a foraging strategy in Natterer's bat *Myotis nattereri*. *Behavioural Ecology & Sociobiology*, 52 : 408-416.
- TEMPLE H.J. & TERRY A., 2007. - *The Status and Distribution of European Mammals*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- VAN DER MEIJA T., VAN STRIEN A.J., HAYSOM K.A., DEKKER J., RUSS J., BIAL K., BIHARI Z., JANSEN E., LANGTON S., KURALI A., LIMPENS H., MESCHÉDE A., PETERSONS G., PRESETNIK P., PRÜGER J., REITER G., RODRIGUES L., SCHORCHT W., URHIN M. & VINTULIS V., 2015. - Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology*, 80 : 170-177.
- VAN STRIEN A.J., PANNEKOEK J. & GIBBONS D.W., 2001. - Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48 : 200-213.
- VAN SWAAY C.A.M., NOWICKI P., SETTELE J. & STRIEN A.J., 2008. - Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17 : 3455-3469.
- VIGIE CHIRO : <http://vigienature.mnhn.fr/page/vigie-chiro>
<https://vigiechiro.herokuapp.com/>
- WALSH A.L. & HARRIS S., 1996. - Foraging habitat preference of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 33 : 508-518.
- WARREN R.D. & WITTER M.S., 2002. - Monitoring trends in bat populations through roost surveys: methods and data from *Rhinolophus hipposideros*. *Biological Conservation*, 105 : 255-261.
- WICKRAMASINGHE L.P., HARRIS S., JONES G. & VAUGHANJENNONGS N., 2004. - Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18 : 1283-1292.