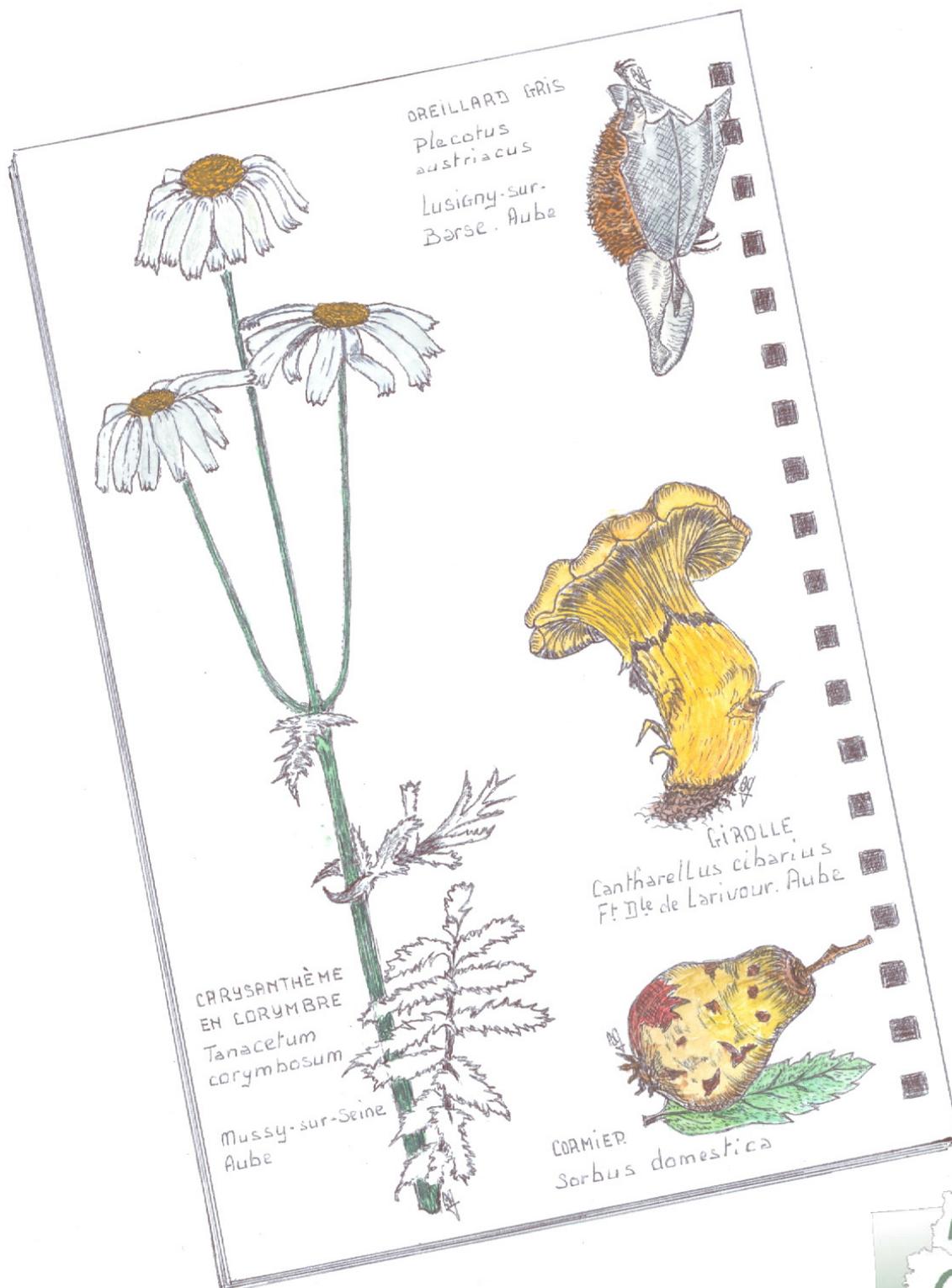


Naturelle

Le bulletin de l'association des Naturalistes de Champagne-Ardenne



Numéro 4 - Octobre 2012



Edito

Vous tenez entre les mains le cinquième épisode des nouvelles naturalistes de Champagne Ardenne. (Les Naturalistes de Champagne-Ardenne ayant édité un n°0 de Naturelle).

Toujours concocté à partir de bonne volonté bénévole, il contient cette fois encore un regroupement de notes et d'articles sur les sujets variés qui intéressent, passionnent ou préoccupent ces étranges bipèdes de la région, que l'on nomme naturalistes. Le tirage des 100 exemplaires de cette édition a été financé par la Direction régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement Champagne-Ardenne.

Notez toutefois que Naturelle 4 sera dans le même temps disponible en téléchargement sur internet en version pdf.

(blog NCA. <http://lesnouvellesnca.blogspot.com/>)

Nous attendons vos remarques et vos avis avec impatience. Et pourquoi pas un article pour Naturelle 5...

David Bécu

Sommaire

L'Œdipode stridulante <i>Psophus stridulus</i> (Linné, 1758) : situation en Champagne-Ardenne.....	2
« Potentialités de présence de <i>Boyeria irene</i> (Foncolombe, 1838) et <i>Ophiogomphus cecilia</i> (Fourcroy, 1785) en Champagne-Ardenne »	8
La Vipère péliade (<i>Vipera berus</i>) dans les Ardennes Françaises – Eléments historiques de répartition et connaissances actuelles	20
La Rainette arboricole <i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758) en Champagne-Ardenne : Etat des lieux 2010	26
Inventaire des urodèles dans six mares de Champagne humide (Soulaines-Dhuys-10 et Trémilly-52) à l'aide de nasses à poissons.....	32
Influence de l'occupation du sol sur l'avifaune nicheuse de l'agglomération troyenne le long d'un gradient d'urbanisation	40
Suivi de l'avifaune nicheuse dans des forêts domaniales du Barrois en Champagne-Ardenne : 2004-2010.....	58
Le Grimpereau des bois <i>Certhia familiaris</i> : en extension vers l'ouest?.....	72
Vertigo moulinsiana (DUPUY, 1849) & Vertigo angustior (JEFFREYS, 1830) sur la région Champagne - Ardenne	74
Végétation et flore de la prairie au lieu-dit « Les Eaux Fontaines » à Charmont (Marne).....	84
Histoire récente de l'invasion des Ardennes par trois rongeurs aquatiques : le Castor européen, le Ragondin et le Rat musqué	90
Premiers résultats sur les arbres gîtes à chauves-souris et les surfaces des domaines vitaux en Champagne-Ardenne.	100



L'Œdipode stridulante *Psophus stridulus* (Linné, 1758) : situation en Champagne-Ardenne (Orthoptera, Acrididae, Oedipodinae)

Romarc LECONTE

Conservatoire d'espaces naturels de Champagne-Ardenne
Maison de Pays – BP 9 – 52160 Auberive
rleconte@cen-champagne-ardenne.org

Vincent TERNOIS

CPIE du Pays de Soulaines
Domaine de Saint-Victor
10200 Soulaines-Dhuys
cpie.pays.soulaines@wanadoo.fr

Préambule

L'Œdipode stridulante *Psophus stridulus* (L., 1758) est l'un des orthoptères les plus remarquables de Champagne-Ardenne et du nord de la France en général. Bien que fréquent dans les massifs montagneux français, il se fait rare en plaine (VOISIN, 2003). Cet orthoptère est considéré au bord de l'extinction dans la moitié nord de la France (SARDET et DEFAUT, 2004).



Oedipode stridulante mâle (photo. R. Leconte)

En 2005, l'un d'entre nous faisait état de la (re)découverte de *P. stridulus* dans l'Aube, en l'occurrence un mâle observé le 2 août puis un second le 30 août 2005 sur une pelouse des Riceys (TERNOIS, 2005). C'est alors la 3^{ème} station « récente » connue pour l'espèce en Champagne-Ardenne ; si *P. stridulus* est revu régulièrement sur la Butte de Talaison à Bay-sur-Aube (Haute-Marne), la mention de l'espèce sur le site du Cul du Cerf à Orquevaux (Haute-Marne) remonte alors à 1985 (TERNOIS, 2006).

Compte tenu de son extrême rareté en Champagne-Ardenne, il nous est apparu important d'en savoir plus sur cette espèce, et en particulier d'identifier les quelques sites pouvant l'abriter. Chose faite en 2008 et 2009 dans le cadre d'une étude financée par la DREAL Champagne-Ardenne et le Conseil Régional (TERNOIS et LECONTE, 2008 ; TERNOIS et al., 2009).

Identification des sites favorables

En Champagne-Ardenne, les trois localités connues ont pour particularité commune d'appartenir aux pelouses submontagnardes à Sesslerie (pelouses du Seslerio-Mesobromenion), même si, sur les Riceys, la pelouse ne peut pas être qualifiée de pelouse submontagnarde en raison de la très faible surface concernée (quelques mètres carrés) ; les quelques touffes de Sesslerie confirment néanmoins que le microclimat est proche de celui des stations de Bay-sur-Aube et Orquevaux (D. Bécu, com. pers.).

Les pelouses à Sesslerie du Seslerio-Mesobromenion sont rares en Champagne-Ardenne. ROYER (2003) précise que ce groupement est spécifique de la Montagne châillonaise et du Plateau de Langres (Bay-sur-Aube, Perrogney, Arbot,...).

Dans le Haut-Pays (Orquevaux, Doulaincourt, Buxières-les-Froncles,...) et le secteur de Chaumont, elles sont appauvries floristiquement. Ces pelouses sont absentes de la Marne (J.-M. Royer, com. pers.).

Bilan des prospections 2008-2010

En 2008, les investigations ont été menées sur les sites historiques connus (Bay-sur-Aube, Orquevaux, Les Riceys et Mussy-sur-Seine). Celles-ci ont été étendues l'année suivante aux autres pelouses à Sésalérie identifiées grâce à Jean-Marie Royer (Arbot, Brottes, Buxières-les-Froncles, Perrogney-les-Fontaines, Poinzenot, Poulangy, Courteron, Essoyes).

Méthodologie

L'ensemble des zones favorables a été prospecté par des parcours en zigzags visant à couvrir toute la surface des sites favorables. Les effectifs ont été estimés à vue, sans capture ni marquage (technique envisagée au départ mais abandonnée suite aux premiers résultats). Compte tenu de la forte pente des milieux prospectés, en particulier sur le site du « Cul du Cerf », la méthode de capture-marquage-recapture est impossible à mettre en oeuvre, les mâles de *P. stridulus* pouvant s'envoler à plusieurs dizaines de mètres.

Les effectifs notés sont indicatifs. En effet, les mâles émettent un bruit de crécelle lors de l'envol, ce qui attire l'attention de l'observateur, alors que les femelles restent camouflées au sol ou sont plus discrètes à l'envol, ce qui limite leur observation.



Oedipode stridulante femelle (photo. R. Leconte)

Synthèse des données de 2005 à 2010

Commune	Lieu-dit	Obs.*	Date	Présence / absence de <i>P. stridulus</i>
• Haute-Marne				
Arbot	« Combe Berthe »	RL	18/08/2008	Absence
		RL	7/08/2009	Absence
Bay-sur-Aube	« Butte de Talaison »	RL	17/07/2008	1 femelle immature
		RL	31/07/2008	15-20 mâles
		RL	2/09/2008	5-10 mâles
		RL	2/08/2009	1 mâle, 1 femelle
		RL	4/08/2009	1 mâle
		RL	5/08/2009	1 mâle
		RL	3/08/2010	12 mâles
Brottes	« Combe au Pelé »	RL	5/08/2009	Absence
Brottes	« Côte Grillée »	RL	5/08/2009	Absence

Commune	Lieu-dit	Obs.*	Date	Présence / absence de <i>P. stridulus</i>
Buxières-les-Froncles	« Le Grand Bois »	RL	4/08/2009	Absence
Orquevaux	« Cul du Cerf »	RL	2/08/2008	10 mâles, 2 femelles
		VT	30/07/2009	Absence
		EF	31/08/2009	Absence
Orquevaux	« La Vau »	VT	30/07/2009	Absence
Perrogney-les-Fontaines	« Haut-du-Sec »	RL	5/08/2009	Absence
Poinsnot	« Les Teurets »	RL	6/08/2009	Absence
Poulangy	« Haute Roche »	RL	6/08/2009	Absence

• Aube **

Les Riceys	« Champ Cognier »	VT	2/08/2005	1 mâle
		VT	30/08/2005	1 mâle
		VT	5/08/2008	Absence
		VT	6/08/2008	Absence
		VT	26/08/2008	Absence
		VT	31/07/2009	1 mâle
		VT	20/08/2010	Absence
Courteron	« Chemin de la Reine »	VT	29/07/2009	Absence
Essoyes	« Côte Digne »	VT	29/07/2009	Absence

* Observateurs : RL = Romaric LECONTE ; VT = Vincent TERNOIS ; EF = Emmanuelle FRADIN

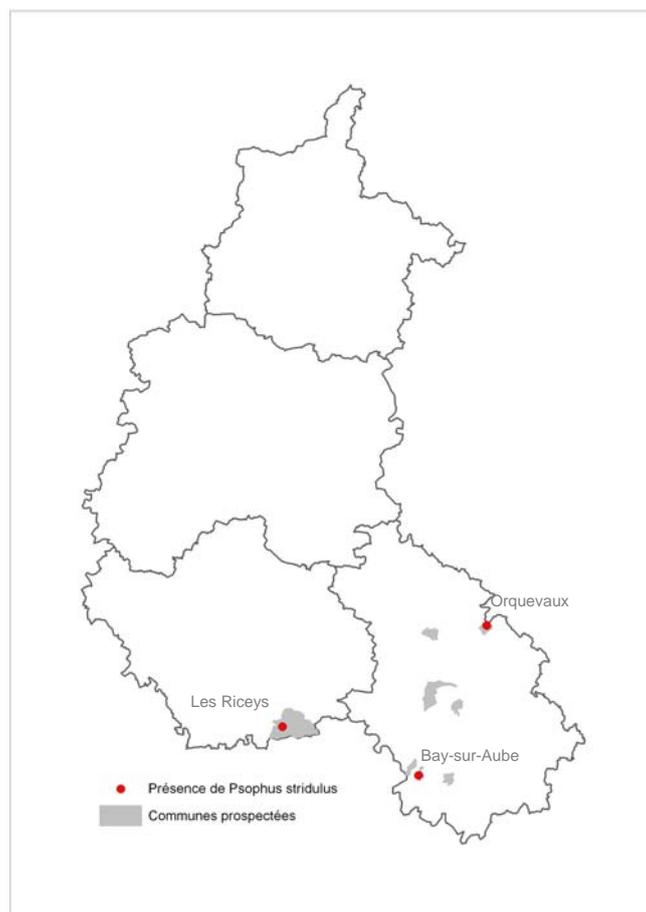
** Plusieurs autres pelouses du Barséquanais ont été parcourues mais sans résultat

Commentaires

Les prospections 2009 n'ont pas permis de découvrir de nouvelle station pour *Psophus stridulus*.

Compte tenu du type de pelouse (pelouse submontagnarde à Séslerie) et du recouvrement herbacé (entre 60 et 80 %), caractéristiques des stations connues de Bay-sur-Aube et d'Orquevaux, les pelouses d'Arbot, de Brottes (« Combe au Pelé ») et de Perrogney semblent les plus favorables. Cependant l'espèce n'y a pas été observée.

La « Côte grillée » et une partie de la « Combe au Pelé » à Brottes présentent des caractéristiques différentes avec des éboulis thermophiles à *Silene glauca* et *Galeopsis angustifolia*, à faible recouvrement herbacé (< 25 %), des rochers et dalles, et de la pelouse à Brome, ce qui correspond a priori moins à l'habitat favorable à *Psophus stridulus*.



Le site de Buxières-les-Froncles est dominé par des éboulis à *Iberis durandii*, *Leontodon hyoseroides*, *Galium fleurotii* et *Silene glauca*. Les quelques secteurs de pelouses à Séslyrie présentent à priori un recouvrement herbacé trop important (90 à 100 %), et sont très réduits en surface.

Le site de Poulangy est réduit à quelques dizaines de m² de pelouse à Séslyrie à fort recouvrement herbacé et semble peu favorable à l'espèce. Quant à la pelouse de Poinsetot, les secteurs à Séslyrie ont entièrement disparu sous la décharge présente sur le site.

La « Butte de Talouison » à Bay-sur-Aube a de nouveau été parcourue en 2009 et 2010 afin d'affiner les connaissances sur la population présente. Alors que 15 à 20 mâles avaient été dénombrés le 31 juillet 2008, seul 1 mâle a été observé en 2009, malgré 3 passages à des horaires différents. En 2010, 12 mâles ont été observés le 3 août.

Si 12 individus ont été dénombrés le 02 août 2008 au « Cul du Cerf » à Orquevaux, aucun ne l'a été en 2009 malgré 2 visites.

Comme nous l'avons déjà noté en 2005 lors des prospections entomologiques réalisées sur le site Natura 2000 « Pelouses du Barséquanais » et en 2008 lors des premières investigations « *P. stridulus* », peu de pelouses de ce secteur semblent favorables à l'espèce en dehors de celles des Riceys, cela en raison de la faible présence des pelouses à Séslyrie, du taux de recouvrement important sur la plupart des sites échantillonnés ainsi que des perturbations constatées : surpiétinement des pelouses (terrain de cross, parkings pour vendangeurs...), destruction directe (extraction de roches, développement du vignoble...)... Seule la pelouse du « Champ Cognier », site où l'espèce a été découverte en 2005, semble pouvoir encore abriter l'espèce malgré un taux de recouvrement relativement important et une surface réduite. Si les prospections 2008 n'avaient pas permis de retrouver l'espèce, un mâle a pu à nouveau y être identifié le 31 juillet 2009. Aucun individu n'a été vu en 2010.

Les investigations menées en 2008 et 2009 sur Mussy-sur-Seine, commune où l'Abbé d'Antessanty (1916) indique une donnée, sont restées vaines.

Conclusion

Cette étude a permis de confirmer la présence de *Psophus stridulus* sur 3 sites (Bay-sur-Aube, Orquevaux et Les Riceys), et de confirmer la très grande vulnérabilité de cette espèce à l'échelle de la région. Les recherches menées sur les rares pelouses à Séslyrie de la région sont restées vaines. Si on ne peut pas totalement écarter une présence sur quelques sites (Arbot et Brottes), la probabilité de découvrir de nouvelles stations semble bien réduite.

En l'état actuel de nos connaissances, il n'apparaît pas nécessaire d'étendre les recherches sur d'autres sites de la région. Il est par contre indispensable de suivre l'évolution des 3 stations connues. Compte tenu de la variabilité annuelle des effectifs constatée sur Bay-sur-Aube et Orquevaux, plusieurs années consécutives de dénombrement apparaissent nécessaires pour évaluer la taille des populations.

Bibliographie

ANTESSANTY G. (Abbé de), 1916. Liste des orthoptères observés dans l'Aube. Mémoires de la Société Académique de l'Aube, 25 : 1-9.

ROYER J.-M., 2003. Aperçu des pelouses calcaires de la Haute-Marne (Evolution, répartition géographique, flore et phytosociologie). Bull. S.S.N.A.H.M., Nouvelle série, 2 : 12-62.

SARDET E. et DEFAUT B. (coordinateurs), 2004. Les Orthoptères menacés en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques, 9 : 125-137.

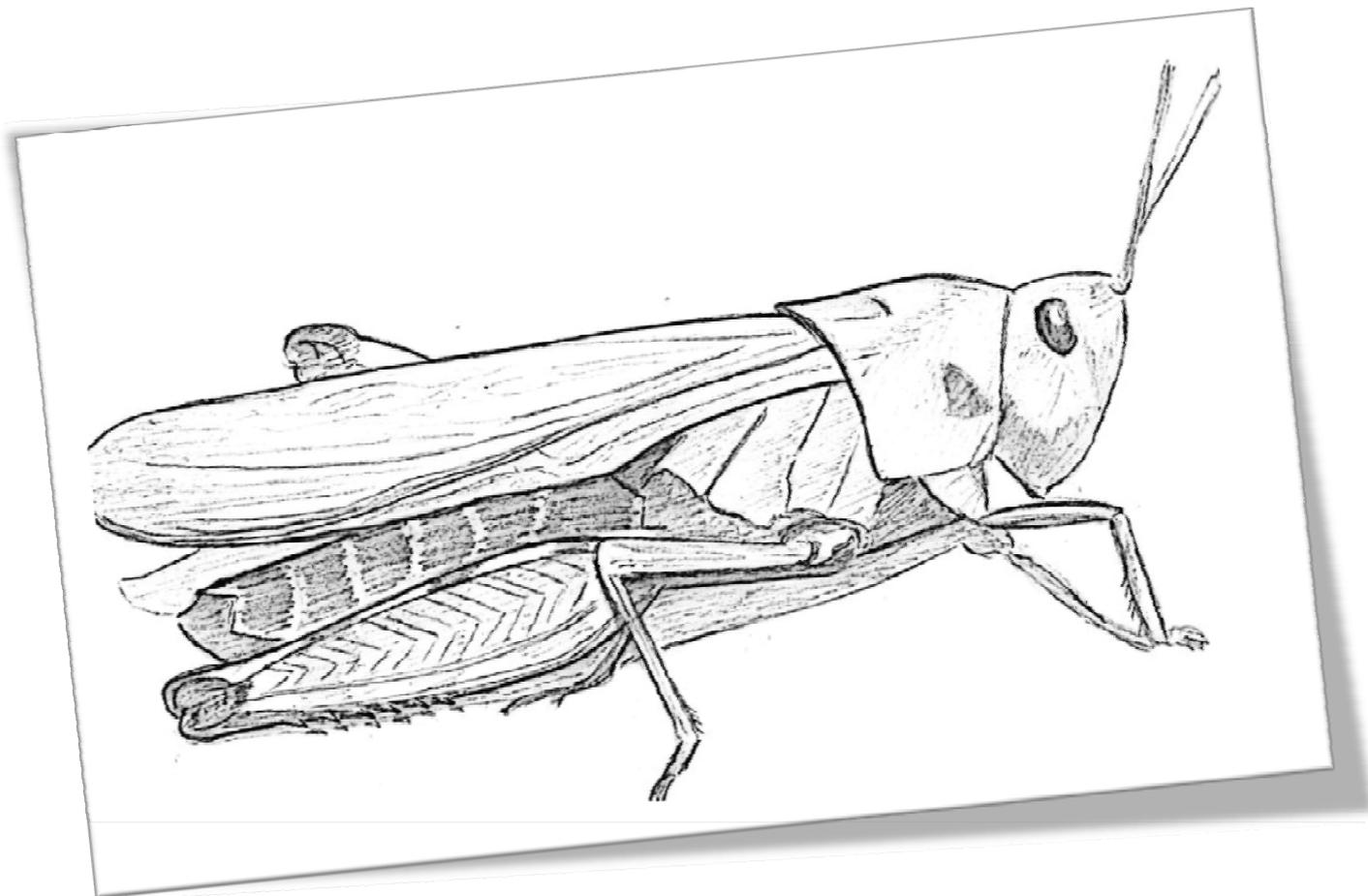
[TERNOIS V., 2005. Diagnostic écologique du site Natura 2000 n°6 "Pelouses et forêts du Barséquanais". Inventaires entomologiques (Orthoptères, Rhopalocères, Odonates,...). CPIE du Pays de Soulaines / Chambre d'Agriculture de l'Aube, 36pp.]

TERNOIS V., 2006. Sur la présence de l'Ædipode stridulante *Psophus stridulus* (Linné, 1758) dans le département de l'Aube. (Orthoptera, Acrididae, Oedipodinae). *Naturelle* 1 : 67-70.

[TERNOIS V. et LECONTE R. (coord.), 2008. Sur la présence de l'Ædipode stridulante *Psophus stridulus* (L., 1758) en Champagne-Ardenne. Bilan des prospections 2008. CPIE du Pays de Soulaines / CPNCA. 17pp.]

[TERNOIS V., LECONTE R. et FRADIN E., 2009. Sur la présence de l'Ædipode stridulante *Psophus stridulus* (L., 1758) en Champagne-Ardenne. Bilan des prospections 2009. CPIE du Pays de Soulaines / CPNCA. 17pp.]

VOISIN J.-F. (coord.), 2003. Atlas des Orthoptères (Insecta : Orthoptera) et des Mantides (Insecta : Mantodea) de France. Patrimoines Naturels, 60, 104pp.



12 juillet 2011 : 5^{ème} journée d'information sur les odonates
de la Délégation inter Régionale de Metz
de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

« Potentialités de présence de *Boyeria irene* (Foncolombe, 1838) et *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) en Champagne- Ardenne »

Jean-Luc LAMBERT

ONEMA, Service Départemental de la Marne

Mail : jean-luc.lambert18@wanadoo.fr

Résumé

Dans le cadre de la déclinaison régionale du Plan National d'Actions en faveur des odonates, nous nous devons d'approfondir les connaissances sur les espèces retenues prioritaires en Champagne-Ardenne dont *Boyeria irene* (Foncolombe, 1838) et *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) font partie. Les connaissances encore fragmentaires sur la répartition et l'habitat de *B. irene* en région doivent être améliorées. L'affirmation ou l'infirmité de la présence d'*O. cecilia* sur les cours de Champagne-Ardenne doit également être précisée (TERNOIS, 2011).

Ces deux taxons figurent notamment sur les listings de macrofaune benthique établis d'après les prélèvements réalisés sur plusieurs stations IBGN (études DREAL Champagne-Ardenne depuis 1988). L'expérience montre cependant que des confusions peuvent facilement apparaître au niveau générique lors de l'utilisation de la clé dichotomique utilisée par les détermineurs chargés d'établir les listes taxonomiques.

La 5^{ème} journée annuelle consacrée aux odonates de la Délégation inter Régionale de Metz de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques est l'occasion de mener des investigations ciblées sur deux stations où s'effectuent des relevés d'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) de la rivière Aube où les genres *Boyeria* McLachlan, 1896 et *Ophiogomphus* Selys, 1854 apparaissent dans les listings.

Introduction

Dans le cadre d'une connaissance plus fine des invertébrés dépendant des milieux aquatiques et des zones humides, des stages de formation pour la détermination des odonates ont été mis en place depuis 7 ans (2004) par le Conseil Supérieur de la Pêche devenu depuis l'ONEMA. Ces stages sont particulièrement axés sur la recherche, la détermination et la biologie des espèces protégées ou patrimoniales.

Le maintien et l'approfondissement des connaissances acquises en formation dépendent grandement de mises en applications concrètes sur le terrain et d'échanges suffisamment nombreux et variés avec différentes personnes et structures concernées par les problématiques liées aux odonates. Il a donc été décidé de mettre en place au sein de la Délégation inter Régionale (DiR) de Metz une journée technique par an portant sur les odonates (LAMBERT et LUMET, 2008 ; LAMBERT, 2010). Un réseau régional s'est ainsi mis en place au sein de cette DiR, facilité par la présence de l'auteur, l'un des deux principaux formateurs du stage « odonates », dans un des services départementaux de cette Délégation.

L'objectif de chacune de ces journées est de présenter les relations qui lient la présence de certaines espèces à la qualité d'habitats ayant conservés des fonctionnalités suffisantes pour l'accomplissement de leurs cycles biologiques. Ces taxons peuvent ainsi servir d'éléments diagnostics pour apprécier l'état de conservation de zones humides ou évaluer la qualité de certaines caractéristiques hydromorphologiques d'un cours d'eau (diversité et vitesses d'écoulement, substrats, granulométrie, fonctionnalité de la ripisylve, végétation aquatique, etc.) Ces résultats peuvent être mis directement en relation avec les objectifs d'atteinte du bon état écologique des masses d'eau dans le cadre de la DCE.

Thématiques de la journée

Le 12 juillet 2011, le cinquième rassemblement « journée odonates de la DiR de Metz » se déroule dans le département de l'Aube, dans le secteur de Bar-sur-Aube. 14 agents de l'ONEMA participent à cette journée, accompagnés de 4 personnes provenant d'organismes liés à la qualité des eaux et à la protection de l'environnement (Figure 10) : Sébastien ADIN (ONEMA /08), Patrick COLLAVINI, Yves SECHURE et Nicolas PESENTI (ONEMA/10), Jean-Pierre RAULIN, Jean-Luc LAMBERT et Cédric MASSON (ONEMA /51), Didier DRUART (ONEMA /52), François MAIMBOURG et Livier SCHWEYER (ONEMA /57), Thierry BUZZI (ONEMA /55), Jean-Claude LUMET, Emmanuel PEREZ, Claudia ETCHECOPAR-ETCHART (ONEMA /DiR de Metz), Béatrice COLIN (AESN), Muriel ROBIN (DREAL Champagne-Ardenne), Lucile DELACOUR (SMAVAS) et Vincent TERNOIS (Société française d'odonatologie & CPIE du Pays de Soulaies).

La journée est animée par Jean-Luc LAMBERT. L'organisation et la logistique ont été assurées par Jean-Claude LUMET, Yves SECHURE, Patrick COLLAVINI, Didier DRUART, Jean-Luc LAMBERT et Vincent TERNOIS.

Cette année, le sujet de la journée porte sur deux anisoptères inféodés aux cours d'eau et particulièrement rares dans le nord-est de la France : l'Aeschne paisible *Boyeria irene* (Foncolombe, 1838) et le Gomphe serpent *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785). En effet, la consultation en DREAL des listes taxonomiques issues des études IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) réalisées entre 1988 et 2010 a révélé plusieurs citations de ces deux taxons en Champagne-Ardenne, notamment sur deux sites de prélèvements situés sur la rivière Aube à proximité de Bar-sur-Aube. Ainsi, *B. irene* fait l'objet d'une mention récente à Outre-Aube, commune de Longchamp-sur-Aujon (IBGN de 2010), et *O. cecilia* de trois observations sur cette même station (IBGN de 1998, 1999 et 2000) et d'une à Dolancourt (IBGN de 2007). Si, pour la première espèce, la présence en région ainsi que son indigénat ont été récemment démontrés (TERNOIS, 2008 ; LAMBERT et TERNOIS, à paraître), il n'en va pas de même pour la seconde qui n'a jamais fait l'objet d'observation.

Il faut cependant préciser que les données récoltées par l'étude des listings provenant des relevés IBGN prêtent à caution. En effet, les critères de détermination retenus dans « Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie » de TACHET et *al.* (2006 et précédents) et servant d'outil officiel pour la détermination des invertébrés benthiques sont susceptibles d'engendrer des erreurs pour ces deux genres. La nouvelle édition de cet ouvrage, sortie en 2010, corrige en partie ce problème en intégrant de nouveaux critères, plus sûrs, notamment pour la détermination du genre *Ophiogomphus* Selys, 1854, mais reste inchangée en ce qui concerne la séparation du genre *Boyeria* McLachlan, 1896 des autres genres d'*Aeshnidae*. Le critère utilisé reste toujours le même (« tête plus large que longue ») et est insatisfaisant car d'autres genres de cette famille présentent ou peuvent présenter cette caractéristique (notamment le genre *Brachytron* Evans, 1845 et certaines espèces du genre *Aeshna* Fabricius, 1775) et sont susceptibles d'être trouvés en cours d'eau. Ces genres sont pourtant différenciés après le genre *Boyeria* dans le suivi de la clé... Il faut alors se référer à la diagnose du genre *Boyeria* pour obtenir les éléments patents de sa détermination : épines latérales bien marquées sur les segments abdominaux 5 à 9 et bords latéraux-postérieurs de la tête anguleux (Figure 1). L'utilisation un peu trop rapide de la clé, sans la consultation de la diagnose, peut donc encore avoir comme conséquence de faire apparaître le taxon *Boyeria* à la place d'autres taxons d'*Aeshnidae* sur certains cours d'eau...

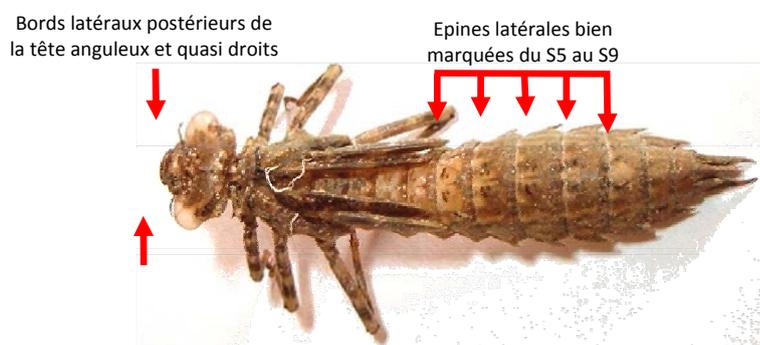


Figure 1 : Distinction du genre *Boyeria* des autres genres d'*Aeshnidae*
- Cliché Jean-Luc Lambert -

Cette journée est l'occasion de vérifier les potentialités d'accueil des habitats de ces deux espèces patrimoniales, de rechercher des indices de leur présence ainsi que des preuves de reproduction sur ces deux stations où ont eu lieu les prélèvements IBGN. Les phénologies comparées de *B. irene* et d'*O. cecilia* montrent une certaine synchronisation dans les périodes d'émergences des deux genres dans le nord-est de la France, globalement situées de la mi-juin à début août, avec une occurrence maximale en juillet (GRAND et BOUDOT, 2006 ; MORELLE, 2002 ; LAMBERT et TERNOIS, à paraître). La date du 12 juillet retenue pour cette journée semble donc propice à la récolte simultanée d'exuvies des deux taxons.

Rappel sur ces 2 espèces :

Boyeria irene est un *Aeshnidae* au genre monospécifique en Europe occidentale. C'est un atlanto-méditerranéen commun en France en région méditerranéenne et en Aquitaine, puis se raréfiant vers le Nord où il est globalement absent au delà d'une ligne reliant le Calvados à la Franche-Comté (GRAND et BOUDOT, 2006). On le rencontre essentiellement sur les eaux courantes des rivières ombragées, où la ripisylve développe un chevelu racinaire immergé suffisamment dense pour constituer l'habitat de prédilection des larves (Figure 2). Des découvertes récentes tendent à prouver que *B. irene* étend son aire de répartition vers le nord et l'est (CLAUSNITZER et *al.*, 2010 ; HERTZOG, 2010). Ce taxon sténoèce, fortement lié aux ripisylves fonctionnelles, ne bénéficie pas de mesure de protection en Europe et n'est protégé en France qu'en région Ile-de-France (arrêté ministériel du 22 juillet 1993).

Son statut de conservation est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » (LC) sur les listes rouges européennes (KALKMAN et *al.*, 2010) et française (DOMMANGET et *al.*, 2009).

En région Champagne-Ardenne, les premières mentions de l'espèce concernent des larves observées dans la rivière Aube et l'Ardusson, affluent de la Seine, à la fin des années 1990 (Y. Séchure et S. Potel, *com. pers.*). Il faut attendre le milieu des années 2000 pour que des imagos soient enfin observés (TERNOIS et EPE, 2007 ; TERNOIS, 2008). L'autochtonie de l'espèce sera prouvée en Champagne-Ardenne en 2009, suite à la collecte d'une exuvie sur les rives de la rivière la Voire dans le département de l'Aube, puis de 11 autres sur celles de la Superbe dans le département de la Marne. Depuis, les connaissances sur le statut régional de *B. irene* se sont quelque peu affinées, grâce notamment à un certain nombre d'actions menées dans le cadre de l'Observatoire Régional des Odonates (LAMBERT et TERNOIS, *à paraître*).



Figure 2 : micro habitat favorable aux larves de *Boyeria irene* en Champagne-Ardenne (l'Ardusson à Ferreux-Quincey, Aube) : chevelu racinaire immergé d'aulnes de la ripisylve - cliché Jean-Luc Lambert -

Ophio gomphus cecilia est un *Gomphidae* eurosibérien, seul représentant du genre en Europe et en limite d'aire de répartition dans notre pays. Il affectionne les eaux courantes des rivières aux fonds constitués de sables et de graviers, ne retenant pas les sédiments fins susceptibles de provoquer un colmatage des substrats (STERNBERG et *al.*, 2000). Sur les cours d'eau peu larges, l'espèce semble également liée à une certaine diversité complémentaire des strates de végétation des rives, allant des associations prairiales jusqu'à la strate arborée (JACQUEMIN, 2002 ; JACQUEMIN et BOUDOT, 2001). La ripisylve est appréciée mais semble cependant ne pas devoir excéder un taux d'ombrage de 60% sur le cours d'eau. Toutes ces exigences font d'*Ophio gomphus cecilia* une espèce sténoèce. Sur les deux listes rouges européennes, il est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » (LC) (KALKMAN et *al.*, 2010) mais reste « en danger » sur le projet de liste rouge française (DOMMANGET et *al.*, 2009). Il est intégralement protégé en France (article 2 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007) et figure aux annexes 2 et 4 de la Directive Habitats-Faune-Flore.

En Champagne-Ardenne, ce taxon n'a encore jamais été identifié lors de recherches odonatologiques. Cependant, en France, ses deux grands foyers de populations se trouvent sur le fleuve Loire et ses affluents ainsi que sur quelques rivières des Vosges et le Rhin (DUPONT, 2010). La région Champagne-Ardenne, occupant une position intermédiaire entre ces deux populations, peut donc logiquement être

colonisée si elle présente des milieux favorables à l'espèce. Précisons enfin, qu'*O. cecilia* semble en plein essor en Europe centrale depuis les années 90 (DIJKSTRA, 2007), qu'il a fait l'objet depuis le début des années 2000 de quelques observations ponctuelles inédites sur le Doubs en Saône-et-Loire et en Franche-Comté, et que son indigénat vient d'être formellement établi sur la rivière le Hérisson dans le Jura (LAMBERT et MILLARD, à paraître).

Prospections et résultats

Premier site : Rivière Aube. Commune de Longchamp-sur-Aujon, hameau d'Outre-Aube au pont de la D12, code station IBGN : 03015000. Temps de prospection : 1h30 (10h30-12h00).

Sur ce site, la rivière Aube mesure 15 à 20 mètres de large et présente des faciès d'écoulements relativement hétérogènes favorisant le tri et le calibrage des dépôts. Les substrats sont donc diversifiés avec une prédominance de cailloux et de graviers. De nombreux dépôts sableux sont également visibles à la faveur d'embâcles, de blocs ou de petits atterrissements. La ripisylve, qui occupe environ 80% du linéaire des berges, est haute mais peu recouvrante, laissant le cours d'eau largement ensoleillé (Figure 3). De nombreux arbres borduriers, notamment des saules, des aulnes et des frênes, laissent apparaître des chevelus racinaires immergés assez bien développés. Toutes ces conditions semblent relativement favorables à l'établissement de populations de *B. irene* et d'*O. cecilia*.

Les relevés IBGN indiquent la présence d'une larve du genre *Boyeria* en 2010. Précisons que *Boyeria irene* est, par ailleurs, déjà identifié sur ce secteur le 04 août 2010 (5 exuvies sous le pont) dans le cadre de prospections spécifiques menées sur plusieurs cours d'eau du sud de la région (LAMBERT et TERNOIS, à paraître). 8 exuvies (5 femelles de type *brachycerca* et 3 mâles) sont aussi retrouvées le 01 juillet 2011 (V. Ternois, com. pers.) Les listings IBGN font également mention de plusieurs spécimens du genre *Ophiogomphus* sur ce site, avec 3 larves en 1998, 1 en 1999 et 1 en 2000. Ajoutons encore, qu'au cours de ces trois années, le genre *Onychogomphus* Selys, 1854 n'est identifié qu'une seule fois en 1999 et le genre *Gomphus* Leach, 1815 n'apparaît dans aucun de ces listings.

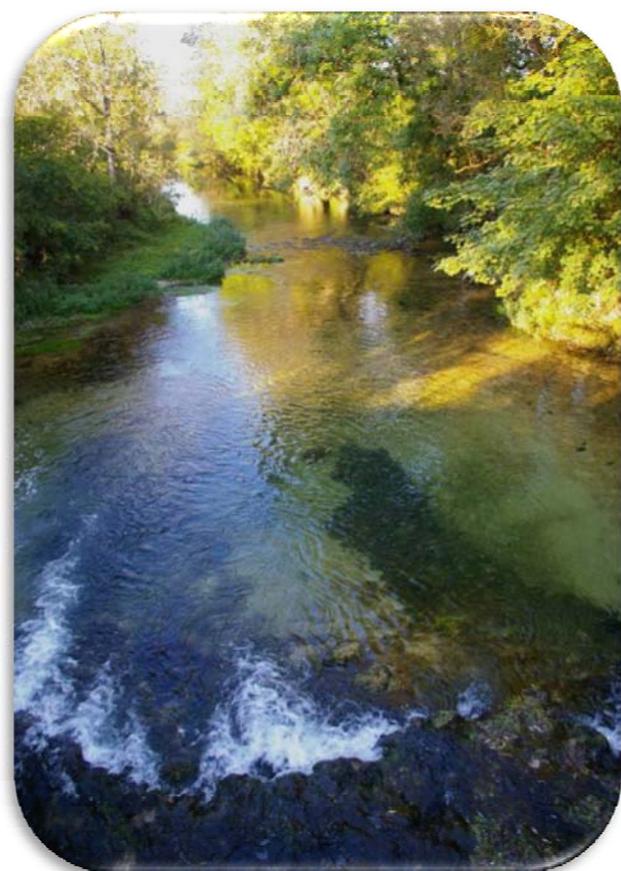


Figure 3 :
l'Aube à Outre-Aube (Longchamp-sur-Aujon) :
ripisylve fonctionnelle et diversité des écoulements...
- Cliché Jean-Luc Lambert -

Des exemplaires mis en collection d'exuvies des deux espèces recherchées sont présentés au préalable aux participants car les investigations porteront principalement sur les dépouilles larvaires de ces deux taxons. Il est toutefois précisé aux prospecteurs de récolter toutes les exuvies d'anisoptères rencontrés afin d'améliorer les connaissances odonatologiques sur ce secteur de la rivière Aube.

Quatre groupes se constituent afin de prospecter, depuis le cours d'eau, les berges des deux rives en amont et en aval du pont de la D12. Chaque groupe inspecte ainsi minutieusement environ 150 mètres de rive. Les exuvies sont donc recueillies sur un linéaire de 600 mètres de rive au total. Le temps, couvert et incertain, est peu propice au vol des imagos et seuls quelques anisoptères sont capturés pendant les recherches, dont notamment une femelle ténérale de *B. irene* (forme *brachycerca*) avec l'aile postérieure gauche atrophiée (Figure 4), deux mâles de *Cordulegaster boltonii* (Donovan, 1807), une femelle émergente d'*Onychogomphus forcipatus* (L. 1758), une dizaine de *Calopteryx virgo* (L. 1758), au moins 30 *Calopteryx splendens* (Harris, 1776), et une quinzaine de *Platycnemmis pennipes* (Pallas, 1771). 70 exuvies d'anisoptères et 8 de zygoptères (seules ces quelques exuvies de ce sous ordre ont été prélevées parmi un grand nombre sur le site) sont collectées et concernent les espèces suivantes :

Espèce	Quantité	Nombre de mâles	Nombre de femelles	Forme des femelles de <i>B. irene</i>
<i>Boyeria irene</i>	30	18	12	11 <i>brachycerca</i> et 1 <i>typica</i>
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	0			
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	33			
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1			
<i>Cordulegaster boltonii</i>	6			
<i>Calopteryx splendens</i>	7			
<i>Platycnemmis pennipes</i>	1			

Tableau 1 : Nombre d'exuvies récoltées par espèce sur l'Aube à Longchamp-sur-Aujon

On constate que *B. irene* est bien implanté sur le site avec en moyenne une exuvie tous les 20 mètres de rive. C'est à ce jour la section de cours d'eau où le plus grand nombre d'exuvies de l'espèce a été collecté en Champagne-Ardenne. Le sexe ratio est à l'avantage des mâles mais on remarque surtout que, chez les femelles, la forme *typica* est très minoritaire avec une seule femelle de ce type contre 11 de la forme *brachycerca*. La forme *typica* semble donc peu représentée dans notre région. Ce constat corrobore les observations réalisées les années précédentes (LAMBERT et TERNOIS, à paraître).



Figure 4 : Femelle de *Boyeria irene* à aile postérieure gauche atrophiée
- Cliché Muriel Robin -

Aucun *O. cecilia* n'est contacté sur le site malgré les potentialités d'accueil non négligeables citées plus haut. Par contre, parmi les exuvies d'*O. forcipatus*, on remarque que plusieurs spécimens sont de grande taille (27 mm) et présentent des épines dorsales particulièrement développées et bien « décollées » des parties intersegmentaires (Figure 7). Au premier coup d'œil, on peut avoir facilement l'impression d'être en présence d'une exuvie d'*O. cecilia* ! De plus, en examinant ces exuvies, on s'aperçoit que le segment 10 est souvent en partie rétracté dans le segment 9, donnant ainsi l'impression que sa longueur est bien inférieure au précédent. Ce phénomène peut également être observé chez certaines larves. Ce dernier critère est pourtant le seul donné pour discriminer les deux genres dans la clé de détermination proposée dans l'ouvrage de TACHET et *al.*, jusqu'à son édition de 2006. Seule la lecture des diagnoses apporte quelques précisions importantes, notamment sur les rapports de longueurs des derniers segments abdominaux. Cette imperfection dans la clé est-elle à l'origine de confusions et des données énigmatiques d'*Ophiogomphus* dans les listings de macrofaune benthique des IBGN de la DREAL Champagne-Ardenne ? On peut aisément le supposer...



Figure 5 : *Ophiogomphus cecilia* : épines dorsales bien développées et longueur de S10 < longueur de S9 - Cliché Jean-Luc Lambert -



Figure 6 : *Onychogomphus forcipatus*, forme « typique » : épines développées et S10 ≤ S9 - Cliché Cédric Masson



Figure 7 : *Onychogomphus forcipatus*, forme « atypique » : épines dorsales peu développées et S10 < S9 – Cliché Jean-Luc Lambert -

La nouvelle édition de cet ouvrage, datée de 2010, s'affranchit enfin de ce moyen de distinguer *Onychogomphus* d'*Ophiogomphus* en fournissant dans la clé un nouveau critère, plus précis et moins sujet à variations, basé sur l'étude des lobes latéraux du front. Cet examen de la forme de ces lobes latéraux (Figure 8) était déjà utilisé pour séparer les deux genres par HEIDEMANN et SEIDENBUSCH en 2002, puis a été repris par DOUCET en 2010.

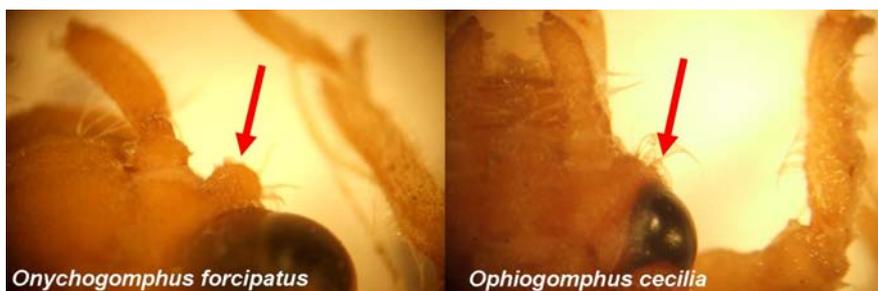


Figure 8 : lobes latéraux du front s'écartant obliquement vers l'extérieur chez *Onychogomphus* et restant plaqués vers la gena chez *Ophiogomphus* – Cliché Renaud Millard -

Deuxième site : Rivière Aube. Commune de Dolancourt, lieu-dit La Noue au pont de la N19, code station IBGN : 03017000. Temps de prospection : 1h30 (14h30-16h00).

L'après-midi, les recherches se poursuivent sur l'Aube à une vingtaine de kilomètres en aval, sur la commune de Dolancourt. La rivière mesure entre 20 et 25 mètres de large et montre des écoulements plus homogènes avec une prédominance de faciès lotiques conservant un aspect général relativement monotone. On note une prépondérance de blocs et de pierres, peu de dépôts sableux et quelques zones limoneuses ou vaseuses. Les substrats sont en partie colmatés. La ripisylve occupe différentes strates, allant de formations buissonneuses jusqu'à la strate arborée. Elle couvre environ 50% du linéaire de berge. Les chevelus racinaires sont plus épars que sur le premier site et souvent bien moins développés. Malgré la présence discontinue de la ripisylve, sa stratification irrégulière et la largeur non négligeable du cours d'eau assurant un taux d'ensoleillement élevé du lit mineur, l'ensemble des conditions laisse entrevoir, pour les deux espèces recherchées, un potentiel d'accueil bien moins élevé que sur le premier site. Les relevés IBGN de cette station ne font mention que d'une seule observation pour ces deux taxons : une larve d'*Ophiogomphus* identifiée dans les prélèvements de 2007. Aucun autre genre de *Gomphidae* n'est cité dans ce même listing.



Figure 9 : l'Aube à Dolancourt au pont de la N19 : ripisylve irrégulière et faciès d'écoulements monotones...
- Cliché Patrick Collavini -

Quatre groupes se forment à nouveau afin de prospecter 600 mètres de rive (4 x 150 m) en suivant les mêmes consignes que le matin. Les conditions météorologiques sont toutefois légèrement différentes car la pluie vient quelque peu perturber les investigations et limiter l'observation d'imagos. 4 espèces seulement sont donc observées au stade imaginal : 2 femelles émergentes d'*O. forcipatus*, une vingtaine de *C. splendens*, une femelle et un mâle de *C. virgo*, ainsi qu'une vingtaine de *P. pennipes*. Toutefois, 415 exuvies d'anisoptères sont récoltées, ainsi que 6 exuvies de zygoptères. Précisons encore ici, que seules quelques exuvies de zygoptères sont collectées parmi un très grand nombre, alors que toutes les exuvies d'anisoptères sont ramassées mis à part quelques spécimens apparaissant très abimés ou détremés et laissés sur le terrain (appartenant certainement tous au genre *Onychogomphus* d'après leur morphologie et leur taille) :

Espèce	Quantité	Nombre de mâles	Nombre de femelles	Forme des femelles de <i>B. irene</i>
<i>Boyeria irene</i>	0			
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	0			
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	410			
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	5			
<i>Calopteryx splendens</i>	4			
<i>Platycnemmis pennipes</i>	2			

Tableau 2 : Nombre d'exuvies récoltées par espèce sur l'Aube à Dolancourt

Les conditions atmosphériques peu propices à l'observation des imagos n'ont cependant que très peu affecté la collecte des exuvies qui permet, d'emblée, d'apprécier l'importance des émergences d'*O. forcipatus* sur ce site à cette période de l'année. Aucune dépouille larvaire de *B. irene* ou d'*O. cecilia* n'est trouvée, confirmant la faible capacité d'accueil de ce tronçon de l'Aube pour ces deux espèces, estimée dès notre arrivée par le constat de l'indigence de leurs habitats de prédilection (peu de sables et de cailloux, faible représentation des racinaires immergés, ces derniers peu développés) et de leur dégradation (colmatage).

Enfin, sans qu'il soit établi le moindre lien avec les observations précédentes, ajoutons pour information que l'on a remarqué également sur ce site l'omniprésence de *Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852, écrevisse invasive d'origine américaine, ainsi qu'une population d'*Unio crassus* (Philipsson, 1788), bivalve rare et protégé à l'échelon européen.

Conclusion

Cette journée consacrée aux odonates est l'occasion de présenter aux participants les principaux objectifs de la Déclinaison régional du Plan national d'actions en faveur des Odonates, ainsi que les problématiques liées à deux espèces prioritaires en région, *B. irene* et *O. cecilia* : autochtonie, répartition, potentialités d'accueil et diagnostic de la qualité de leurs habitats sur les cours d'eau de la région, enjeux de conservation... C'est aussi l'opportunité de mener une recherche efficace d'indices de présence (habitats, observation d'imagos...) et, surtout, de preuves de reproduction par la collecte systématique d'exuvies sur deux des stations IBGN de la région où ces taxons patrimoniaux apparaissent sur les listings faunistiques. Il est intéressant de constater que seul *B. irene* est trouvé, en nombre, sur le premier site alors qu'il ne fait l'objet ici que d'une seule mention sur les listings IBGN. A contrario, *O. cecilia* n'est identifié sur aucun de ces deux sites alors que ce genre apparaît sur trois années consécutives dans les études IBGN du premier site et une fois sur le deuxième...

L'explication de ce phénomène est cependant certainement assez simple. En effet, des larves d'*O. forcipatus*, espèce largement présente sur ces deux sites, peuvent souvent être déterminées comme appartenant au genre *Ophiogomphus* par les détermineurs s'appuyant sur le critère de la clé proposé dans les éditions de 2006 (et antérieures) de l'ouvrage de Tachet et al. La réédition de ce livre en juin 2010 propose enfin un critère discriminant beaucoup plus sûr entre les deux genres. Gageons qu'à l'avenir, les erreurs de détermination entre ces deux taxons deviendront anecdotiques. En ce qui concerne l'identification du genre *Boyeria*, le critère utilisé dans ce même ouvrage reste inchangé par rapport aux différentes éditions et prêche donc toujours à confusion, favorisant l'identification du genre *Boyeria* par rapport aux autres genres d'*Aeshnidae*. Cependant, le problème est ici légèrement différent. En effet, des études récentes menées en Champagne-Ardenne montrent que *B. irene* est bien

représenté dans la région, notamment dans la moitié sud. Chez les *Aeshnidae*, c'est l'espèce typique des cours d'eau, les autres genres et espèces occupant ce milieu de manière bien plus marginale. Des erreurs de détermination mentionnant donc le genre *Boyeria* à la place d'un autre genre d'*Aeshnidae* peuvent donc survenir mais resteront plutôt rares car une larve d'*Aeshnidae* prélevée dans une rivière de la région a de grandes chances d'être *B. irene* !

Remerciements

Je tiens à remercier Gilles Neveu, Jean-Claude Lumet, Vincent Ternois, Didier Druart, Patrick Collavini, Yves Séchure, Jean-Pierre Raulin, Renaud Millard, Cédric Masson et Muriel Robin pour leur aide précieuse à l'organisation de cette journée, la mise en forme ou la relecture de cet article, ainsi que tous les participants pour leur sympathie et leur contribution active.



Figure 10 : Les participants à la 5^{ème} journée annuelle consacrée aux odonates de la DiR de Metz de l'ONEMA
- Cliché Jean-Claude Lumet -

Bibliographie

- CLAUSNITZER H.-J., HENGST R., KRIEGER C. et THOMES A., 2010. *Boyeria irene* in Niedersachsen (Odonata : Aeshnidae). *Libellula* 29 (3/4) : 155-168.
- DIJKSTRA K.-D. B., 2007. *Guide des libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris, 320 pp.
- DOMMANGET J.-L., PRIOUL B., GAJDOS A. et BOUDOT J.-P., 2009. *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivi prioritaire*. Société Française d'Odonatologie, 47 pp.
- DOUCET G., 2010. *Clé de détermination des exuvies des odonates de France*. Société Française d'Odonatologie, 64 pp.
- DUPONT P., 2010. *Plan National d'Actions en faveur des odonates*. Office pour les insectes et leur environnement / Société Française d'Odonatologie – Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de la Mer, 170 pp.
- GRAND D. et BOUDOT J.-P., 2006. *Les libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 480 pp.
- HEIDEMANN H. et SEIDENBUSCH R., 2002. *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse)*. - Société Française d'Odonatologie, 416 pp.
- HERTZOG M., 2010. Beobachtung eines frisch geschlüpften Weibchens von *Boyeria irene* am Seerhein (Odonata : Aeshnidae). *Libellula* 29: 169-174
- JACQUEMIN G., 2002. Les Odonates de Lorraine: rôle bio-indicateur, protection. Actes des Premières et Secondes Rencontres odonatologiques de France, Soc. Fr. d'Odonatologie. *Martinia* n° Hors série 4 : 79-84.
- JACQUEMIN G. et BOUDOT J.-P., 2001. Les Odonates (Libellules) des Vosges du Nord: originalité du peuplement. *Annales scientifiques de la Réserve de la Biosphère transfrontalière des Vosges du Nord-Pfälzerwald* 10 : 145-158.
- KALKMAN V.J., BOUDOT J.-P., BERNARD R., CONZE K.-J., DE KNIJF G., E. DYATLOVA, S. FERREIRA, JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. and SAHL G. 2010. *European Red List of Dragonflies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 28pp.
- LAMBERT J.-L., 2010 - Seconde journée annuelle d'information sur les odonates de la Délégation inter Régionale de METZ de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) : 10 juillet 2008 : Marais tufeux, petits cours d'eau et lacs-réservoirs de Haute-Marne. *Bull. Soc. Sci. Nat. et Arch. de la Haute-Marne*, N. S., 9 : 8-11.
- LAMBERT J.-L. et LUMET J.-C., 2008 – Une journée consacrée aux odonates pour les agents de la Délégation interrégionale de Metz de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. *Martinia*, 24 (3) : 101-105.

LAMBERT J.-L. et MILLARD R., à paraître. Première preuve d'indigénat d'*Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) dans le Jura Franc-Comtois. *Martinia* 28.

LAMBERT J.-L. et TERNOIS V., à paraître. Nouvelles découvertes de *Boyeria irene* (Fonscolombe, 1838) en Champagne-Ardenne et premières mentions pour le département de la Marne (Odonata : Anisoptera : Aeshnidae). *Martinia* 27.

[MORELLE S., 2002. *Etude complémentaire Natura 2000 : « le Gomphe serpentifère »*. Sycoparc, Parc Naturel régional des Vosges du Nord].

STERNBERG K., HOPFNER B., HEITZ A. et HEITZ S., 2000. *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785). Grüne Flußjungfer. *Die Libellen Baden-Württembergs - Band 2*. V. E. U. Sternberg & Buchwald (eds), Stuttgart: 358-373.

TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. et USSEGLIO-POLATERA P., 2006. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris 587 pp.

TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. et USSEGLIO-POLATERA P., 2010. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*. Nouvelle édition revue et augmentée. CNRS Editions, Paris 600 pp.

TERNOIS V. et EPE M., 2007. Première mention de *Boyeria irene* (Fonscolombe, 1938) dans le Parc naturel régional de la Forêt d'Orient et en région Champagne-Ardenne (Odonata, Anisoptera, Aeshnidae). *Martinia* 23 (2) : 53-57.

TERNOIS V., 2008. L'Aeschne paisible *Boyeria irene* (Fonscolombe, 1938) : première mention pour le département de la Haute-Marne (Odonata, Anisoptera, Aeshnidae). *Bull. Soc. Sc. Nat. Arch. Hte-Marne*, N. S., 7 : 11-13.

[TERNOIS V. (coord.), 2011. *Déclinaison régionale du plan national d'actions en faveur des Odonates - Champagne-Ardenne - 2011-2015*. CPIE du Pays de Soulaines / SFO Champagne-Ardenne/ DREAL Champagne-Ardenne. 81pp.]

La Vipère péliade (*Vipera berus*) dans les Ardennes Françaises – Éléments historiques de répartition et connaissances actuelles

Nicolas HARTER

Association ReNArd
3 rue Choisy
08130 COULOMMES ET MARQUENY
bureau.renard@orange.fr

Contexte

Fin 2008 est apparue, à l'initiative du CPIE du Pays de Soulaines, la volonté de fédérer autour d'un projet commun les différents herpétologues de la région Champagne-Ardenne. Il se nomme l'Observatoire des Amphibiens et des Reptiles.

Ce projet commun portait notamment sur le suivi de la Vipère péliade, une espèce dont le principal bastion régional est situé dans le département des Ardennes, sa présence ailleurs en région étant localisée et méconnue (BROUILLARD Y. 2009, MIONNET A. *com pers.*). En tant que structure locale, l'association ReNArd s'est donc chargée des prospections de terrain ainsi que de faire un point sur la connaissance de l'espèce dans le département des Ardennes.

Le présent article est donc issu du bilan de ces travaux, présenté en février 2010 en Belgique lors de la journée de rencontres herpétologiques, organisée par l'a.s.b.l. Natagora.

Méthodologie

Le recueil des données s'est effectué au travers de trois axes différents :

Un appel aux observateurs, que sont les bénévoles de l'association, les spécialistes locaux ou encore certains photographes (site Internet).

Récupération de données anciennes, issues des bases de données associatives ou de rapport d'étude d'impact.

Des prospections de terrain sur des sites déjà connus pour confirmer la présence de l'espèce ou pour rechercher de nouveaux sites.

Un des objectifs, outre l'actualisation du statut de l'espèce, était, pour une équipe inexpérimentée, d'acquérir des connaissances sur la biologie de l'espèce et se former aux techniques d'inventaire pour pouvoir accroître les prospections dans les années à venir.

Résultats

Les différentes recherches ont permis la collecte de 25 observations, réparties de 2001 à 2008. Elles concernent une grosse douzaine de communes différentes, toutes réparties sur le massif ardennais.

Le recueil des bases de données, notamment celle de la LPO Champagne-Ardenne, a permis la collecte de plus de 60 données sur une période allant de 1920 à 1990, pour 42 communes différentes.

Enfin, les prospections de terrain n'ont permis que 3 observations en 2009, dont la découverte d'une nouvelle station. Réalisées en nombre insuffisant, et parfois perturbées par la météorologie, leur apport ne peut être considéré comme déterminant. Deux données collectées depuis, en 2010, ont été ajoutées.

A partir des différentes données récoltées, il a été possible d'établir deux cartographies différentes (figures 1 et 2). La première cartographie représente la répartition connue de l'espèce entre 1920 et 1990 dans les Ardennes. La seconde présente la répartition connue entre 2000 et 2010 (prospections incluses).

L'écart de 10 années entre ces deux cartographies provient de l'absence quasi-totale d'observations récoltées entre 1990 et 1999, même s'il est très probable que quelques données dorment dans les carnets des naturalistes.

Une approche des milieux de prédilection de la Vipère péliade a été tentée. Mais force est de constater qu'en raison du trop faible nombre de données récoltées et de l'imprécision d'une partie des observations sur la période 2000 - 2008, il n'a pas été possible d'en tirer de résultats tangents. Cette analyse pourra cependant être réalisée ultérieurement, si le nombre de données recueillies est jugé suffisant.

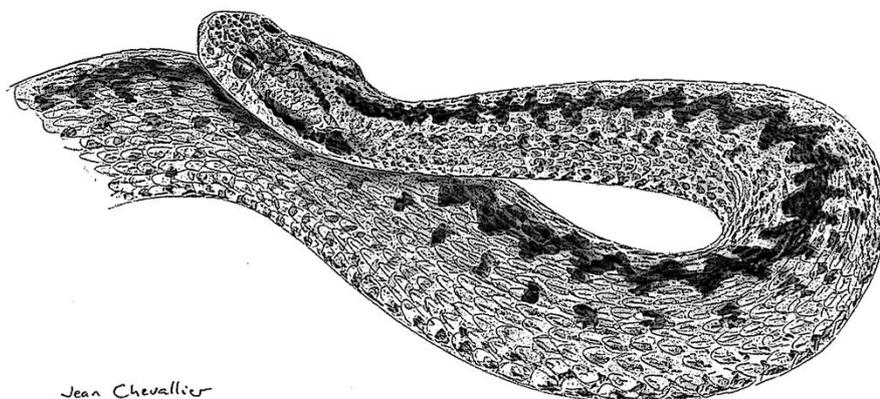


Figure 1 : Données entre 1920 et 1990

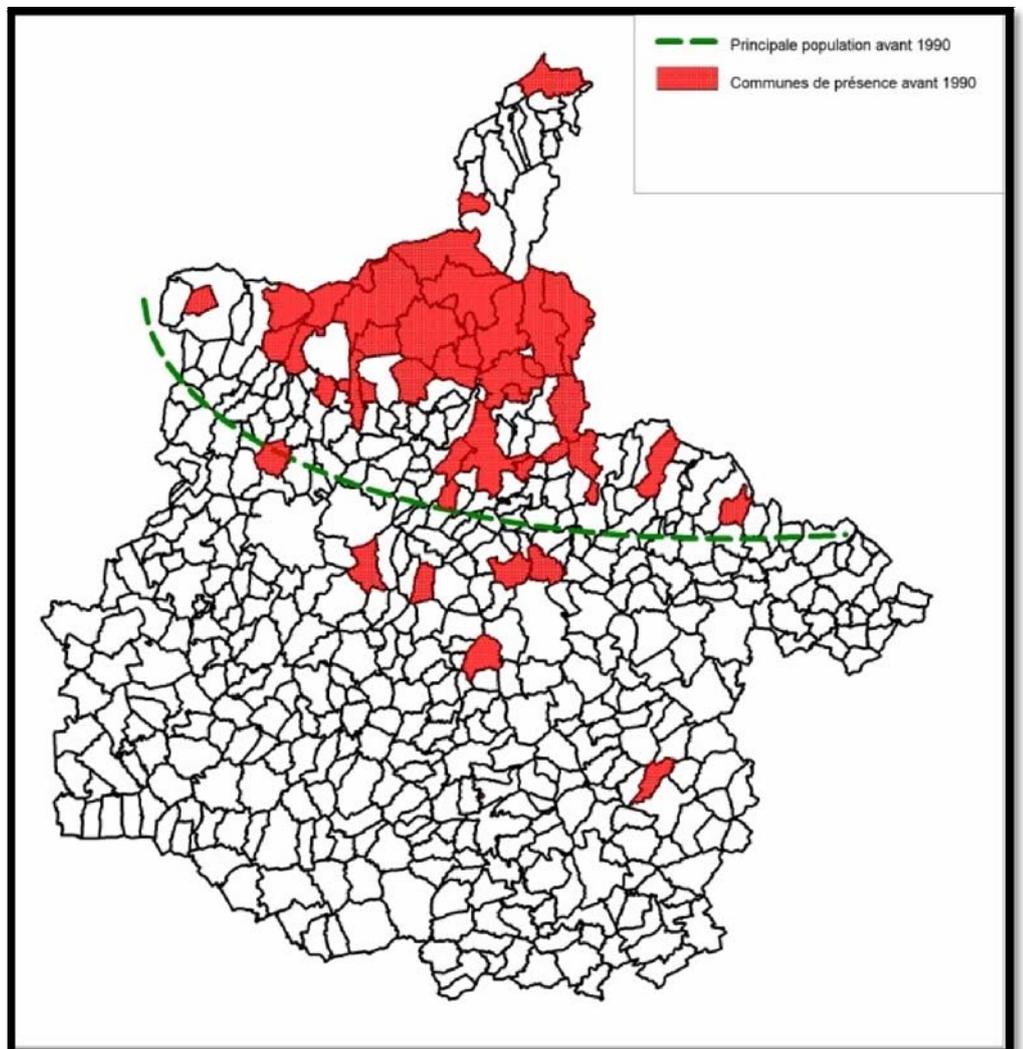
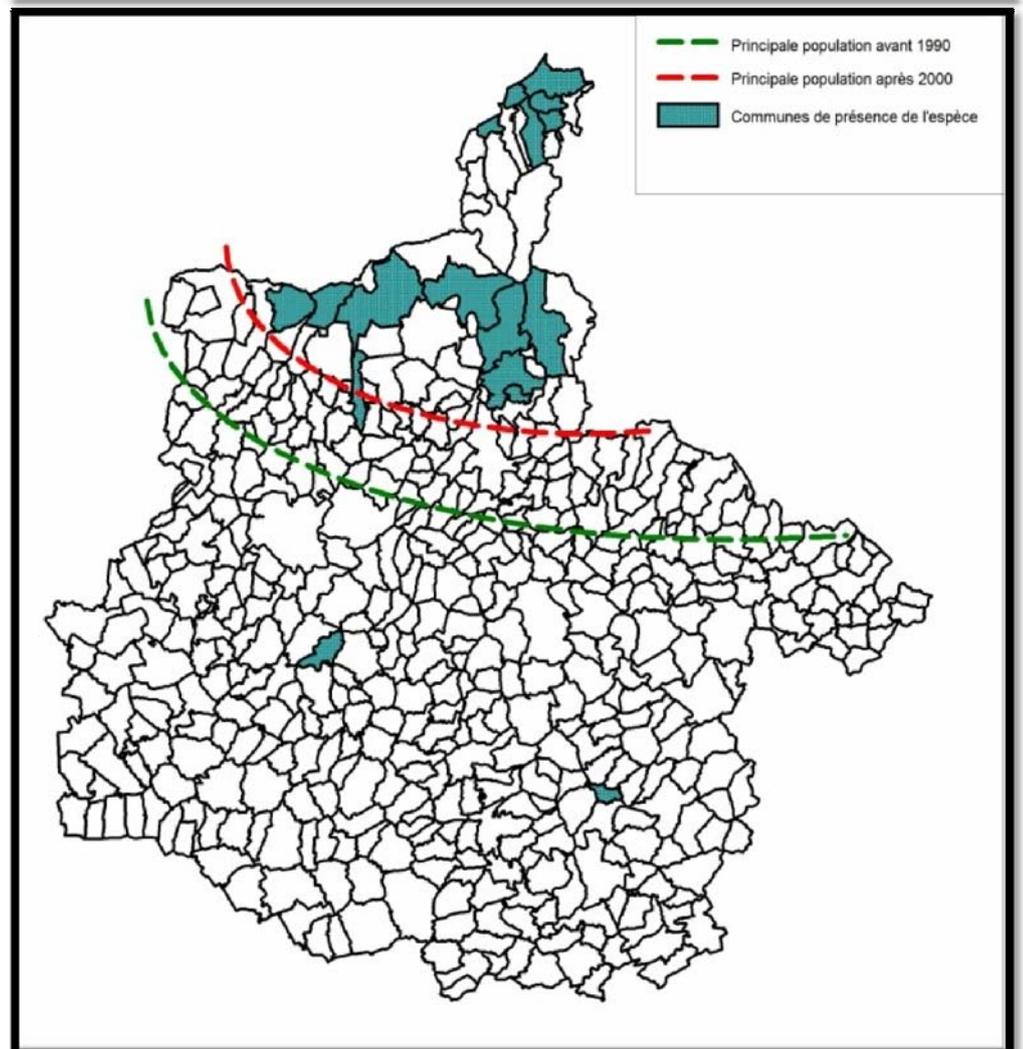


Figure 2 : Données entre 2000 et 2010



Analyse et discussion

D'après les figures ci-dessus, il résulte une contraction importante de l'aire de répartition vers le nord, entre les deux périodes étudiées. Ce retrait est évalué à une dizaine de kilomètres.

L'espèce a, semble-t-il, presque disparu de la Thiérache et des crêtes préardennaises, alors qu'elle se maintient au sein du massif ardennais (géologiquement parlant).

Cette contraction de l'aire de répartition vers le nord de l'espèce a déjà été décrite ailleurs en France, notamment par NAULLEAU (2003), dans le centre-ouest du pays.

Il existe peu de certitudes quant à ce déclin de l'espèce. L'évolution du climat est une cause possible, mais nous ne disposons pas aujourd'hui d'éléments suffisants pour confirmer ou infirmer cette hypothèse. Une autre piste, plus probable, est à rechercher dans l'évolution des paysages qui pourrait peut-être apporter d'autres éléments de réponse (GUILLER G. et LEGENTILHOMME J., 2006)

En effet, les mutations de l'agriculture et donc des milieux associés ont été très fortes sur l'ensemble du territoire départemental depuis la fin des années 60. Les deux régions naturelles citées précédemment ne font pas exception. Majoritairement consacrées à l'élevage, elles ont vu peu à peu disparaître un réseau bocager très dense avec l'agrandissement des parcelles agricoles. Cette tendance s'accélère ces dernières années, avec une disparition de l'élevage, au profit de la céréaliculture.

Le massif ardennais dans son ensemble fait exception, car largement dominé par la foresterie même si, là encore, la disparition des landes et tourbières ainsi que l'enrésinement massif ont pu avoir localement un effet négatif. Par ailleurs, les pratiques agricoles y sont fortement limitées par les conditions édaphiques et climatiques.

Cette analyse doit cependant être prise avec prudence pour plusieurs raisons :

Le faible nombre de données peut biaiser les résultats.

La discrétion de l'espèce rend sa détectabilité difficile. On ne peut exclure que certaines stations soient encore présentes ailleurs dans le département. Deux observations de l'espèce en 2005 dans le marais de Corny (MARTIN-BOUYER *com. pers.*) et en 2006 sur la commune de Germont, en Argonne ardennaise (GALAND *com. pers.*), vont dans ce sens.

L'absence de recherches spécifiques et systématiques entraîne une évaluation assez floue des limites de répartition réelle de l'espèce.

Cependant, la pression d'observation globale des naturalistes s'est accrue ces 15 dernières années dans les Ardennes. Il en ressort une observation régulière (volontaire ou non) de l'espèce sur le massif ardennais mais une absence d'observation au sein des crêtes préardennaises ou ailleurs.

Dans ce sens, l'augmentation, entre les figures 1 et 2, du nombre de communes où l'espèce a été observée sur la pointe de Givet n'est très probablement pas le fruit d'un accroissement de la répartition de la Vipère péliade. Elle est plutôt issue d'une meilleure répartition géographique de la pression d'observation.

Par ailleurs, l'absence de données entre la pointe de Givet et les populations du plateau de Rocroi et de la Croix-Scaille est certainement plus liée à un défaut de prospection qu'à une réelle absence de l'espèce. La répartition de l'espèce en Wallonie va dans ce sens.

Notons enfin que cette probable régression de la péliade dans le département est à mettre en relation avec celle, déjà décrite localement de l'autre côté de la frontière belge (JACOB J-P, 2007).

Conclusion

La première année d'étude menée en 2009 souligne tout d'abord la nécessité de travailler sur le long terme pour suivre avec précision cette espèce, afin de pouvoir recueillir un nombre suffisamment élevé de données.

Par ailleurs, et malgré toutes les réserves qu'il faut émettre en raison des nombreux biais déjà décrits, cette première approche du statut de l'espèce dans le département illustre un état de conservation préoccupant pour la Vipère péliade, avec un retrait possible de près de 10 kilomètres de l'aire de répartition vers le nord.

Enfin, comme cela a déjà été souligné dans ce bilan, une meilleure connaissance du statut de l'espèce est indispensable pour affiner ces hypothèses. Elle passe par un accroissement de la pression d'observation, une recherche de nouveaux sites et une collecte accrue des différentes données dispersées ici et là.

A moyen terme, une caractérisation des habitats, couplée à de possibles études éco-éthologiques sera nécessaire pour que l'espèce puisse être prise en compte dans la gestion des milieux naturels du département des Ardennes.

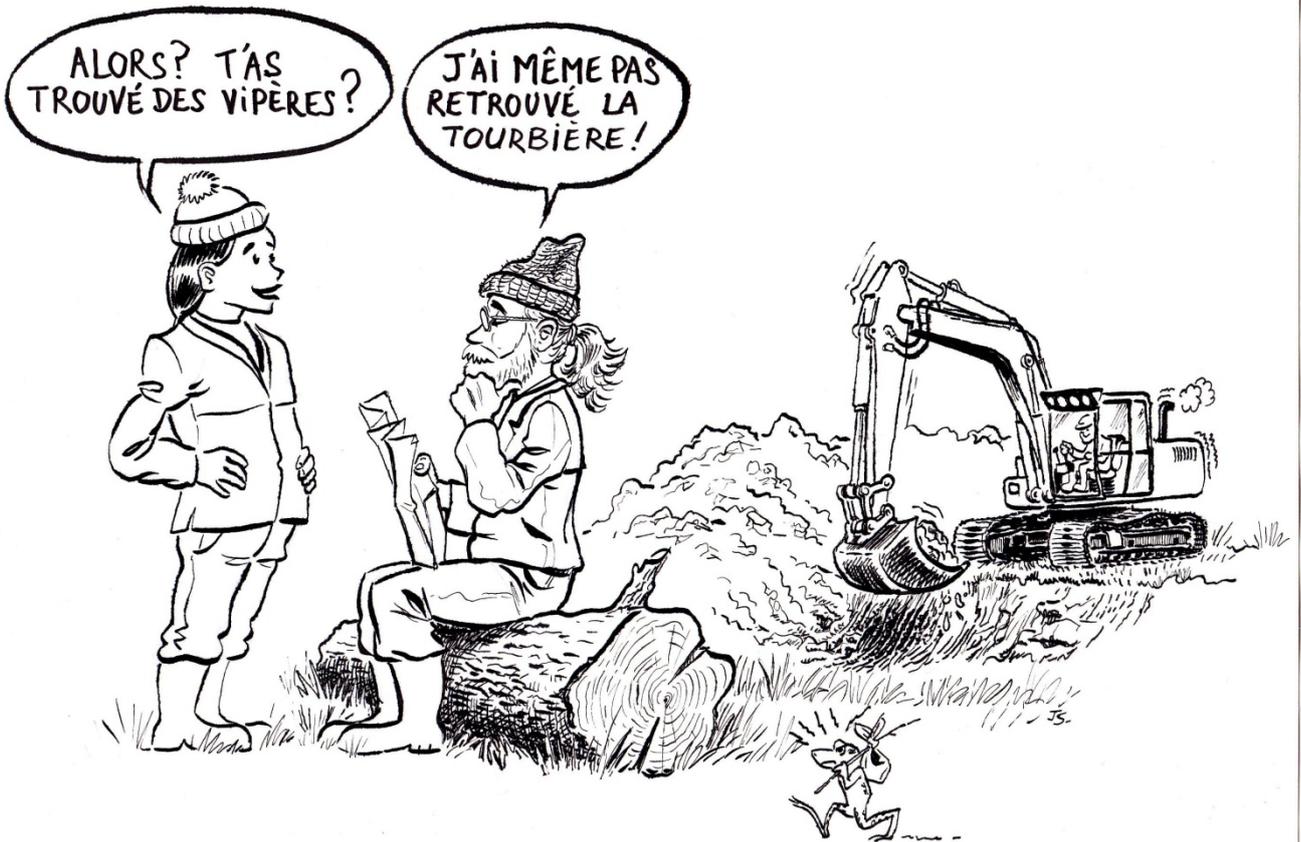
Bibliographie

BROUILLARD, Y. (2009) – Eléments récents sur la répartition de la Vipère péliade (*Vipera berus*) et de la Couleuvre verte-et-jaune (*Hierophis viridiflavus*) dans le département de l'Aube. *Naturelle*, n°3. Pp 13-19

GUILLER G. et LEGENTILHOMME J. (2006) - Impact des pratiques agricoles sur une population de *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) (*Ophidia*, *Viperidae*) en Loire-Atlantique. *Bulletin de la Société des sciences naturelles de l'Ouest de la France*, 28 (2) : 73-82

JACOB J-P. et al. (2007) – Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves – Raîgne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série "Faune – Flore – Habitats" n°2, Namur, 384 p.

NAULLEAU G. (2003) – Evolution de l'aire de répartition en France, en particulier au centre ouest, chez trois serpents : extension vers le Nord (la Couleuvre verte et jaune, *Coluber viridiflavus* et la Vipère aspic) et régression vers le nord (la Vipère péliade *Vipera berus*). *Biogeographica*, 79 (2) : 59-69



La Rainette arboricole *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) en Champagne-Ardenne : Etat des lieux 2010 : (Amphibia, Anura : Hylidae)

Emmanuelle FRADIN et Stéphane BELLENOUE (coord.)

CPIE du Pays de Soulaines, Domaine de Saint-Victor F-10200 Soulaines-Dhuys
cpie.soulaines.emmanuelle@orange.fr

Préambule

En région Champagne-Ardenne, la Rainette arboricole accuse un déclin rapide. Dans l'atlas des amphibiens et reptiles de 1995, GRANGE (1995) indique que cette espèce disparaît petit à petit des sites anciennement occupés. C'est l'espèce qui inquiète le plus les naturalistes régionaux tant son déclin est prononcé et s'est accéléré ces 20 dernières années. Il convient donc rapidement de prendre des mesures de conservation pour cette espèce signalée comme « en danger » dans les ORGFH de Champagne-Ardenne (DIREN CA, 2004).

Le statut de la Rainette arboricole comme principale espèce d'amphibien menacée fait consensus dans les associations naturalistes régionales. Afin de déterminer l'ampleur de cette situation, une vaste enquête de terrain a été lancée en 2009 par le collectif régional « Observatoire des Amphibiens et Reptiles de Champagne-Ardenne »⁽¹⁾ pour rechercher les sites où cette espèce se maintient en Champagne-Ardenne. Un programme d'inventaire complet a ainsi été mis en œuvre sur la quasi-totalité des territoires où l'espèce était connue ou suspectée.

Les campagnes de prospection 2009 et 2010 se sont déroulées de la mi-mai à la fin juin. Le protocole mis en place consistait en un repérage des mâles chanteurs (prospections nocturnes de la tombée jusqu'à la moitié de la nuit) dans les secteurs historiques ou potentiellement favorables (Brie, Champagne Humide, vallées de l'Aube, de l'Aisne, de l'Orvin...) sur la base d'un maillage de 5 km sur 5 km. Suite au repérage nocturne, un retour sur site de jour a permis d'identifier et de caractériser les stations à Rainette arboricole. Il existe une fiche « site » pour chacune des stations nouvellement recensées et un ensemble de caractéristiques stationnelles ont pu être mises en évidence.

Au total, 637 mailles ont été prospectées, soit 15 925 km² ou 62% de la région Champagne-Ardenne. Au final, 135 stations à Rainette arboricole ont pu être identifiées au cours de ces deux années d'investigations.

¹ Le programme « Rainette » est piloté par le CPIE du Pays de Soulaines, avec la collaboration de l'Association Nature du Nogentais, du Regroupement des Naturalistes Ardennais, de la Ligue de Protection des Oiseaux Champagne-Ardenne et reçoit le soutien de bénévoles.

Répartition régionale

Les données historiques, dont la plupart sont antérieures à 1995, faisaient état d'une présence régulière sur « l'arc » de Champagne humide ainsi que dans la Brie champenoise (ouest du département de la Marne) jusque dans les années 1990. Les données plus récentes et très ponctuelles datent des années 2000 (2001, 2004 et 2006). Elles situent l'espèce en Argonne, dans la vallée de l'Aisne et au cœur de la Champagne Humide. L'examen de ces données et les résultats de deux années de prospections mettent en évidence un net déclin de l'espèce dans la plupart des régions naturelles de Champagne-Ardenne favorables à l'espèce (fig.1).

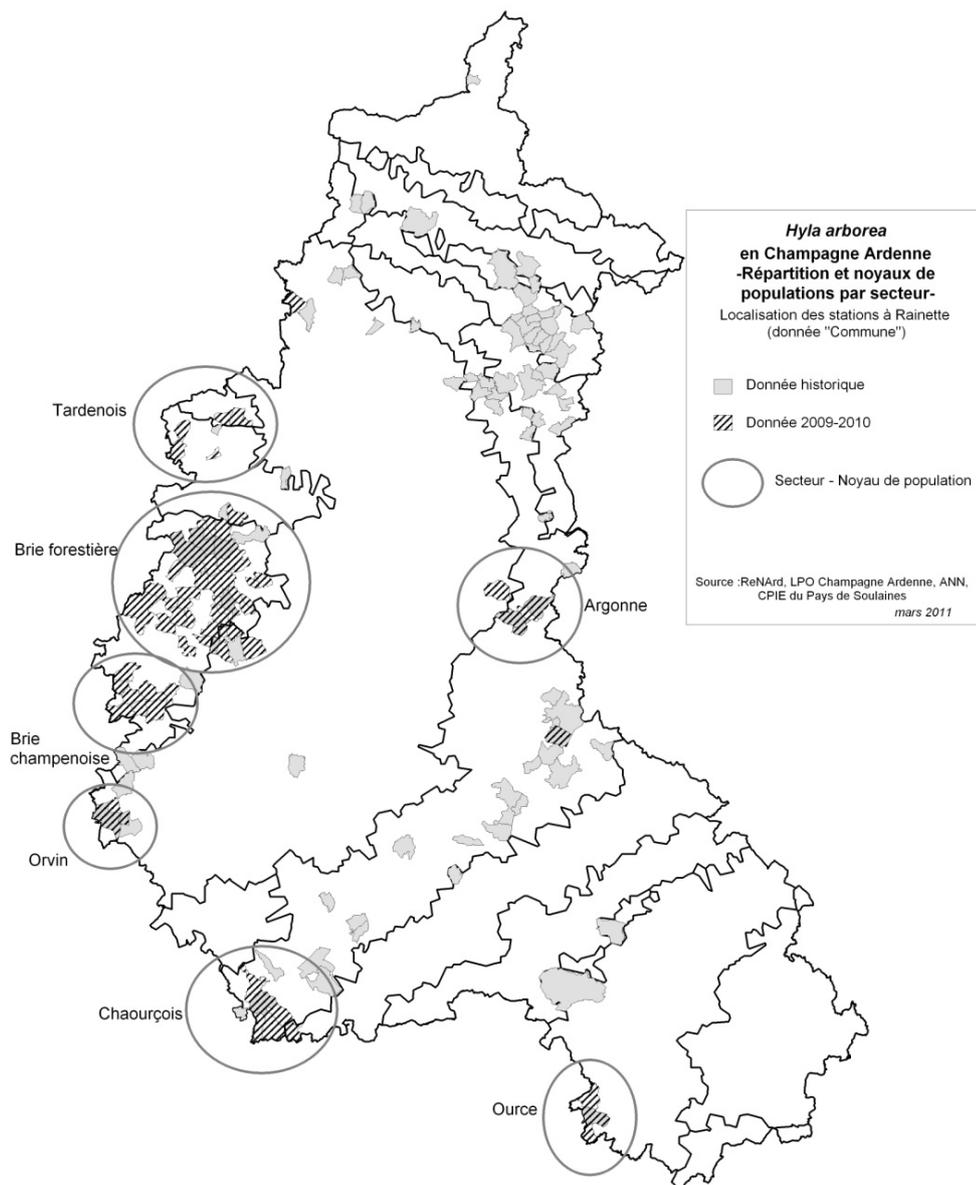


Figure 1 : Carte de répartition communale et noyaux de population d'*Hyla arborea* en Champagne-Ardenne à l'issue des prospections 2009-2010

La Rainette arboricole est encore bien représentée dans le département de la Marne avec un noyau de population assez conséquent sur le secteur, dans l'ouest du département, qui correspond à la Brie forestière et un autre plus au sud dans la Brie champenoise (au sud d'Esternay, 51). Ces 2 noyaux de populations sont par ailleurs probablement en continuité avec les populations de la région voisine (départements de Seine-et-Marne, 77, et de l'Aisne, 02). Cette hypothèse est émise suite au recensement de stations en marge de la Champagne-Ardenne (4 stations de Seine-et-Marne et 1 de l'Aisne ont été notées par le collectif à l'occasion du programme de prospection régional).

Ces données marnaises sont complétées au nord, dans la région naturelle du Tardenois, par des données nouvelles dans la vallée de la Vesle, où l'espèce est désormais connue dans 6 communes (Arcis-le-Ponsart, Châlons-sur-Vesle, Courville, Poilly, Prouilly et Trigny) contre une seule historiquement (Branscourt).

A l'exception de ces régions naturelles de la Brie et du Tardenois, le fort déclin de l'espèce est avéré sur le reste de la région champenoise et notamment en Champagne Humide. A l'exception du Chaourçois, où l'espèce a été retrouvée à Chessy-les-Prés (10) et découverte dans les communes voisines (Bernon, Coussegrey, Ervy-le-Châtel, Lignières et Marolles-sous-Lignières), la Rainette arboricole a pratiquement disparu du sud de la Champagne Humide (elle n'a pas été retrouvée sur les 19 communes historiques) ; et la station d'Humbécourt (52) se trouve désormais bien isolée. La campagne 2010 a cependant permis de recenser plusieurs stations un peu plus au nord de cette région naturelle autour de Vanault-les-Dames (51), dans la vallée de la Saulx.

Dans le département des Ardennes (le nord de la Champagne humide, les crêtes pré-ardennaises et la vallée de l'Aisne), la Rainette n'a été contactée sur aucune des 44 localités historiques. Une seule station a été recensée à l'ouest du département sur la commune de Le Thour en 2009, mais n'y a pas été confirmée en 2010.

Dans le Nogentais, sur les 7 communes où l'espèce était connue, seulement 3 (Bouy-sur-Orvin, Gumery et Trainel) sont encore occupées par la Rainette arboricole. Son territoire se limite désormais à 4 communes de la vallée de l'Orvin (les 3 citées ci-dessus et celle de Fontenay-de-Bossery).

En Haute-Marne, un petit noyau de population (4 stations proches dont 3 recensées en 2009 et 1 en 2010) est confirmé dans la vallée de l'Ource et ses alentours, à nouveau en limite d'une région voisine, la Bourgogne, où l'espèce est assez bien représentée (DUGUET et al., 2003).

Ainsi, le principal noyau de population d'*Hyla arborea* de la région est la Brie forestière, limité au nord par le Parc Naturel de la Montagne de Reims et au sud par les marais de Saint-Gond avec 65 stations réparties sur 28 communes, dont 5 communes situées en limite du périmètre au nord-ouest du PNR de la Montagne de Reims. Seule la commune de Poilly, en limite du PNR abrite encore la Rainette arboricole. L'espèce n'a cependant pas été contactée sur la commune de Rilly-la-Montagne (donnée historique) située au cœur du territoire du PNR.

En ce qui concerne les effectifs, 1 à 5 mâles chanteurs ont été entendus sur un bon nombre des stations recensées. Quelques noyaux de populations plus importants (11 à 50 mâles chanteurs entendus) sont localisés de façon très disparate dans la Brie forestière (Courjeonnet, Courville, Fèrebrianges et Oeuilly). Une seule station présente un effectif très important (plus de 50 mâles chanteurs entendus), il s'agit de la station haut-marnaise de Colmier-le-Haut, dans la vallée de l'Ource.

Discussion

En région Champagne-Ardenne, la Rainette arboricole apparaît donc comme une espèce menacée. Des noyaux de populations subsistent notamment à l'ouest de la région. La régression observée depuis le dernier atlas (GRANGE, 1995) a probablement plusieurs origines.

Comme pour l'ensemble des Amphibiens, la destruction des mares, sites potentiels de reproduction, l'eutrophisation liée aux activités humaines et de ce fait la fragmentation des habitats apparaît comme un facteur important de l'évolution observée depuis le début des années 2000 (DUGUET et *al.*, 2003).

Une étude menée en Suisse (PELLET et *al.*, 2004) montre que la présence d'une population de Rainette sur un site de reproduction est corrélée négativement avec l'urbanisation et la conductivité de l'eau (liée à la pollution agricole) et positivement avec l'ensoleillement et l'éloignement d'une route.

La Rainette arboricole est, de plus, une espèce qui souffre particulièrement de la fragmentation de ses habitats et de l'isolement des sous-populations (ANDERSEN, 2004). L'effet direct de la réduction des habitats et de leur fragmentation est la décroissance du nombre d'individus au sein des populations restantes. Cette réduction du nombre d'individus induit un changement sur la structure génétique des populations où les connexions qui permettaient les échanges au sein d'une métapopulation sont rompues, réduisant par là-même les échanges génétiques et augmentant la consanguinité. L'adaptation des individus décroît avec l'homogénéisation de leur structure génétique, ce qui hypothèque la survie de la population en question.

Une étude génétique sur des populations du Danemark a démontré que les populations isolées avaient une diversité génétique faible pouvant aller jusqu'à la consanguinité et qui conduisait à une décroissance de la viabilité des œufs (ANDERSEN, 2004). Chez la Rainette arboricole, le degré de variation génétique est corrélé positivement à un accroissement moyen du nombre de mâles chanteurs dans la population (ANDERSEN, 2004). Cet auteur prouve que le succès de reproduction est plus faible dans les populations isolées que dans les autres, ce qui selon lui peut être dû à la consanguinité ou au fait qu'un allèle non favorable ait été fixé.

Cependant, cette disparition d'habitats et l'absence de brassage génétique ne peuvent pas expliquer à elles seules la quasi-disparition de la Rainette arboricole du département des Ardennes et de la région naturelle « Champagne Humide », s'étendant du département des Ardennes jusqu'au sud-ouest de l'Aube. L'hypothèse d'un problème infectieux ne doit pas être écartée. En effet, les populations de Rainette arboricole en Wallonie ont disparu au cours de la dernière décennie (JACOB, J.-P. et *al.*, 2007). Cette extinction de l'espèce s'est étendue au département des Ardennes et à la Champagne Humide *a contrario* de la Brie et du Tardenois séparés de ce dernier par la Champagne Crayeuse, région naturelle peu propice à la présence de l'espèce.

Il convient donc de prendre en compte l'ensemble de ces paramètres pour les recherches à venir et la conservation de l'espèce. Une des voies à explorer pour la conservation de cette espèce est donc, d'une part, la remise en connexion des populations ne l'étant plus, en particulier dans la Brie où les effectifs sont encore importants mais pour lesquelles les stations de reproduction continuent d'être menacées : comblement des mares, drainage, mise en culture des prairies, etc. La création de nouvelles mares de reproduction peut suivre cette voie. Ainsi, en remettant en contact deux populations isolées, le mixage

des gènes permettra de redynamiser les deux populations ainsi que la nouvelle naissante. D'autre part, il convient de prendre en compte un éventuel problème infectieux pour mettre en place un programme de recherche spécifique sur les populations existantes et notamment les derniers noyaux de la Champagne Humide.

De récents travaux de restauration et de gestion d'habitats réalisés en Belgique au sein de la réserve naturelle de Maaseik (Province de Limbourg) montrent que la situation n'est pas inexorable. La mise en place de mesures de restauration et la mise en connectivité est possible en région Champagne-Ardenne, même si des études complémentaires dans la région naturelle de Champagne Humide doivent être menées pour identifier la(les) cause(s) d'une telle régression.

Remerciements

Nous tenons à remercier individuellement les personnes salariées et/ou bénévoles qui ont participé aux prospections entre 2009 et 2010 : Aurélien Deschatres (LPO Champagne-Ardenne), Ariane Dupéron (RENARD), Guillaume Geneste (ANN), Rémy Hanotel (LPO Champagne-Ardenne), Aymeric Mionnet (LPO Champagne-Ardenne), Romain Provost (RENARD), Stéphanie Rondel (CPIE), Guillaume Widiez et Dominique Zabinski.

Des remerciements sont également adressés à l'Agence de l'eau Seine-Normandie, à la DREAL Champagne-Ardenne et à l'Europe (fond FEDER) pour leur contribution à la réalisation du programme régional « Rainette arboricole ».

Bibliographie

[ANDERSEN, L. W. (2004). Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). Proc. R. Soc. Lond. B, n°271 : 1293-1302.]

[FRADIN, E. (2010). Etat des lieux de la répartition de la Rainette arboricole (*Hyla arborea*) dans l'ouest du département de la Marne. CPIE du Pays de Soulaïnes & collectif régional 35 pp.]

[FRADIN, E. (2011). Etat des lieux de la répartition de la Rainette arboricole (*Hyla arborea*) en Champagne-Ardenne. CPIE du Pays de Soulaïnes & collectif régional. 37 pp.]

*DIREN Champagne Ardenne. (2004). Orientations Régionales de Gestion de la Faune Sauvage et de l'amélioration de la qualité de ses Habitats. 17 pp.]

[DUGUET, R. et MELKI, F. Collection Parthénope. (2003). Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. 480 pp.]

*Grangé, P. (2005). Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de Champagne Ardenne. L'Orfraie, numéro spécial – Mars 2005. Ligue pour la Protection des Oiseaux Champagne Ardenne. 84 pp.]

[JACOB, J.-P. PERCSY, C. de WAVRIN, H. GRAITSON, E. KINET, T. DENOEL, M. PAQUAY, M. PERCSY, N. & REMADE, A. (2007). Atlas des Amphibiens et Reptiles de Wallonie. 384 pp.]

[PELLET, J. GUISAN, A., PERRIN, A. (2004) – A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European Tree Frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 18(6): 1599 – 1606.]

[PELLET, J. HELFER, V. YANNIC, G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia – Reptilia*, 28: 287 – 294.]

[PELLET, J. SCHMIDT, B.K. (2005). Monitoring distribution using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, 123: 27 – 35.]

[PELLET, J, HOEHN, S, PERRIN, N (2004). Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland. *Biodiversity and Conservation*.13: 2227-2235.]

[SCHNEEWEISS, N. (2008). Artenschutzprogramm Rotbauchunke und Laubfrosch. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. 97 pp.]

Inventaire des urodèles dans six mares de Champagne humide (Soulaines-Dhuys-10 et Trémilly-52) à l'aide de nasses à poissons

(Amphibia, Caudata : Pleurodelinae)

Stéphanie RONDEL⁽¹⁾, Vincent TERNOIS⁽²⁾ et Stéphane BELLENOUE⁽²⁾

⁽¹⁾165, rue d'Arras F-59000 Lille

stefrondel@hotmail.fr

⁽²⁾CPIE du Pays de Soulaines, Domaine de Saint-Victor F-10200 Soulaines-Dhuys

cpie.pays.soulaines@wanadoo.fr

Introduction

Les méthodologies utilisées pour réaliser des inventaires sur les amphibiens sont nombreuses : écoute des mâles chanteurs, comptage des pontes, observation nocturne à l'aide d'une lampe, capture à l'épuisette (adultes ou larves). Nous avons testé une nouvelle méthode utilisée de plus en plus dans certains pays européens (BOCK D. et *al.*, 2009 ; KRÖPFLI M. et *al.*, 2010) dont la France. Elle consiste à poser des pièges (nasses) permettant de capturer en priorité les espèces de tritons (*Ichtyosaura*, *Lissotriton* et *Triturus*).

Le dérangement occasionné sur la faune et la flore peut être important lors de la mise en œuvre de certaines méthodologies comme la capture au troubleau ou les inventaires par observation directe lorsqu'il est nécessaire de pénétrer dans l'eau. L'utilisation de nasses, quant à elle, a peu d'impact sur le milieu puisque celles-ci sont jetées depuis les berges de la mare ou de l'étang sans que l'opérateur n'ait besoin de pénétrer dans l'eau. Notre premier objectif était donc de savoir si cette méthode était pertinente.

Actuellement, les inventaires sur les amphibiens sont essentiellement menés de nuit, l'observation de ces espèces étant plus aisée. En posant les pièges dans chaque mare pendant 24 heures, nous avons cherché à mieux connaître la période d'activité des tritons au cours d'une journée.

Site d'étude

La région naturelle de la Champagne Humide forme un arc traversant la région Champagne Ardenne qui se dessine du sud-ouest du département des Ardennes au sud de l'Aube en effleurant la Haute-Marne. Cette région naturelle correspond aux affleurements géologiques argileux du Crétacé inférieur. L'imperméabilité des sols a permis le maintien de vastes massifs forestiers, bordés de nombreuses prairies (élevage laitier et viande) et parsemés de complexes d'étangs bien souvent d'origine du Moyen Age et exploités aujourd'hui à des fins de loisirs et/ou de pisciculture.

Le protocole présenté ici a été mis en œuvre dans six mares localisées dans des prairies pâturées sur les communes de Trémilly (3 mares) en Haute-Marne et de Soulaines-Dhuys (3 mares) dans l'Aube.

Les mares ont été caractérisées d'après la fiche produite par le groupe d'étude sur les mares de Bourgogne (Conservatoire des Sites Naturels de Bourgogne, 2008). L'ensemble des mares est voué à l'abreuvement du bétail (tab.1).

Station	Surface (m ²)	Pérennité	Turbidité	Alimentation	Profondeur	Berges en pente douce (%)	Poissons	Exclos
SL16	140	Permanent	Limpide	Ruissellement	>100 cm	25	Absence	total
SL17	120	Permanent	Très trouble	Ruissellement	60-100 cm	25	Présence	total
SL6	270	Permanent	Très trouble	Ruissellement	>100 cm	50	Absence	non
TR6	150	Permanent	Limpide	Ruissellement	60-100 cm	50	Absence	non
TR8	150	Permanent	Limpide	Ruissellement	>100 cm	50	Absence	non
TR9	300	Permanent	Limpide	Ruissellement	>100 cm	25	Absence	non

Tab.1. : Morphotype des 6 mares suivies

Seulement deux des six mares sont en exclos, les vaches pouvant alors s'abreuver grâce à une pompe à museau. La superficie des mares de l'étude peut être jugée de moyenne à grande par rapport à l'ensemble des mares répertoriées à ce jour sur le territoire (moy=134 m², N=106). L'eau est transparente dans quatre des six mares, pour les deux restantes, elle est très trouble. Les berges en pente douce représentent sur ce lot de mares de 25 à 50% du linéaire total des berges (mesure prise sur 2 mètres à partir de l'eau).

Station	Végétation	Hélophytes (%)	Hydrophyte émergente (%)	Hydrophyte flottante submergée (%)	Hydrophyte flottante (%)	Hydrophyte flottante non enraciné (%)	Hydrophyte submergée (%)	Algue (%)	Eau libre (%)
SL16	Moyen	5	20	5	10	5	0	0	45
SL17	Peu	0	0	0	0	0	0	20	30
SL6	Beaucoup	10	10	30	5	0	0	10	35
TR6	Beaucoup	5	0	0	35	0	40	0	20
TR8	Beaucoup	5	5	0	60	0	0	0	30
TR9	Beaucoup	40	0	30	0	0	0	20	10

Tab.2. : Répartition de la végétation au sein des mares échantillonnées

Seule la mare SL17 est peu végétalisée (tab.2), elle est aussi la seule à accueillir du poisson (tanche). Les algues filamenteuses sont peu présentes sur les mares échantillonnées (< 20 %). Il est possible qu'aux dates de caractérisation, ce type de végétation soit peu développé (30/04 et 05/05).

Méthodologie et dates de prospection

Les pièges utilisés sont des nasses repliables de la marque CORMORAN®. Ce sont initialement des nasses à vifs disposant d'une ouverture par fermeture éclair pour le vidage du poisson. Le filet, d'une grande robustesse, est 100% polyester. La nasse a un diamètre de 30 cm pour une longueur de 60 cm.

L'étude a été menée du 28 au 30 avril 2009 à l'époque où les tritons sont regroupés sur les sites de reproduction. Les trois mares de Soulaines-Dhuys ont été inventoriées de 16h00 le 28 avril à 16h00 le 29 avril ; celles de Trémilly de 16h00 le 29 avril à 16h00 le 30 avril.

Dans chaque mare, trois nasses ont été posées à différentes profondeurs et distances de la berge afin d'optimiser les captures. Selon la profondeur d'eau et la densité de végétation, les nasses peuvent être totalement immergées ou non. La localisation précise des nasses n'a pas été référencée ; il n'est donc pas possible de savoir si la position de celles-ci favorise la capture.

A partir de la pose dans chaque mare, les nasses ont été relevées toutes les trois heures (+/- 30 min). Les relevés, toutes les trois heures, ont été calibrés d'après une étude réalisée en Allemagne qui préconise ce pas de temps afin de ne pas avoir de mortalité (HAACKS, M. et DREWS, A., 2008).

Résultats globaux

583 tritons ont été capturés au cours de ces 48 heures (tab.3). Le Triton palmé (*Lissotriton helveticus*) est l'espèce capturée en plus grand nombre avec 330 captures. Il est suivi par le Triton crêté (*Triturus cristatus* ; N=133) et le Triton alpestre (*Ichtyosaura alpestris* ; N=120). Des captures « accidentelles » de Grenouilles de Lessona (*Pelophylax lessonae*) ont également eu lieu (N=7). Des têtards de Grenouille rousse/agile (*Rana temporaria/dalmatina*) ont aussi été capturés ; ils n'ont cependant pas été comptabilisés.

	SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Ichtyosaura alpestris</i>	17	12	16	2	37	36	120
<i>Lissotriton helveticus</i>	132	36	14	16	41	91	330
<i>Triturus cristatus</i>	24	20	34	9	27	19	133
Total	173	68	64	27	105	146	583

Tab.3 : résultats des captures par espèce dans les six mares

Dans les mares prairiales du secteur, les trois espèces de tritons précitées sont les plus communes. En effet, bien que très présent sur le secteur du lac du Der, le Triton ponctué (*Lissotriton vulgaris*) est rare dans le Soulainois.

Le sexe-ratio établi sur 581 individus met en avant un nombre supérieur de captures de mâles (235 femelles pour 346 mâles ; sexe-ratio = 1,47), en particulier en ce qui concerne le Triton alpestre (1,55) et le Triton crêté (1,73). Toutefois, les résultats collectés témoignent de fortes variations en fonction des mares échantillonnées (tab. 4 et 5).

	SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Ichtyosaura alpestris</i>	8	4	9	1	27	24	73
<i>Lissotriton helveticus</i>	65	29	10	12	23	51	190
<i>Triturus cristatus</i>	6	14	24	7	23	9	83
Total	79	47	43	20	73	84	346

Tab.4 : nombre de mâles capturés par mare et par espèce

	SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Ichtyosaura alpestris</i>	9	8	7	1	10	12	47
<i>Lissotriton helveticus</i>	67	7	4	4	18	40	140
<i>Triturus cristatus</i>	16	6	10	2	4	10	48
Total	92	21	21	7	32	62	235

Tab.5 : nombre de femelles capturées par mare et par espèce

Résultats spécifiques

Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768)

Sur l'ensemble des mares, 133 captures ont été enregistrées. Celles-ci concernent 83 mâles et 48 femelles. Les mâles représentent, dans le cas présent, 62% des effectifs.

Bien que des individus aient été capturés sur l'ensemble des périodes horaires (fig.1), le graphique ci-dessous suppose que cette espèce semble plus active en fin de journée et début de nuit puis en début de journée. Une baisse d'activité est notée au milieu de la nuit et en milieu de journée. Une exception est toutefois notée avec la mare TR9 dans laquelle 9 individus ont été capturés et plutôt au cours de la nuit et dans la matinée.

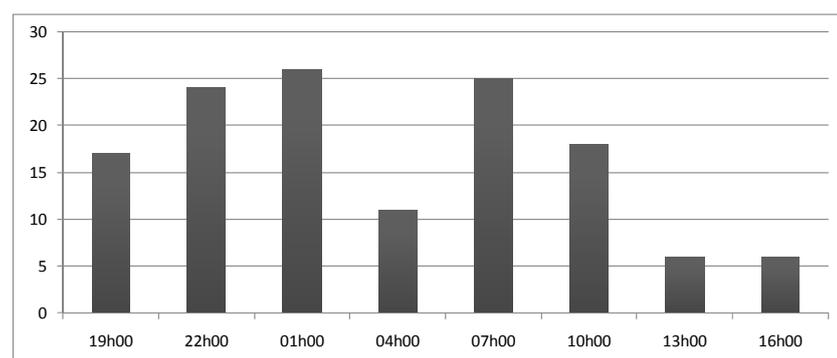


Fig.1 : répartition des effectifs de Triton crêté en fonction de l'heure du relevé

19h00	5
22h00	5
01h00	6
04h00	5
07h00	6
10h00	5
13h00	3
16h00	3

Tab.6 : nombre de mares où l'espèce a été capturée en fonction de l'heure du relevé (total = 6 mares)

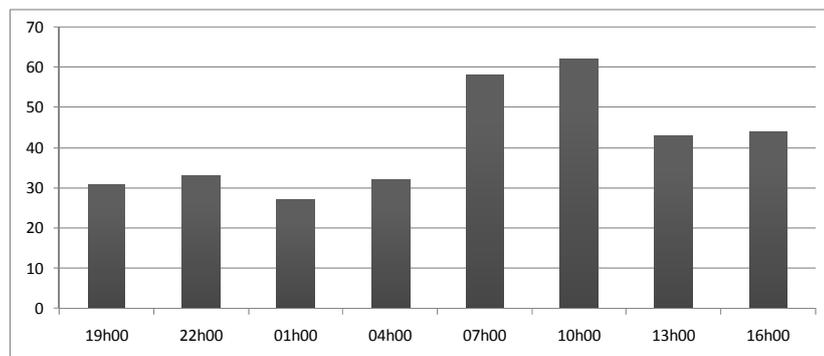
La plage horaire située entre 19h00 et 10h00 semble la plus optimale pour la capture des Tritons crêtés. Les prospections nocturnes ne sont pas nécessaires pour le suivi de cette espèce ; les investigations peuvent être réalisées en fin de journée ou au lever du jour. Les heures les plus chaudes de la journée doivent, par contre, être évitées.

En complément de ces suivis sur 24 heures, l'ensemble des Tritons crêtés capturés dans les mares de Trémilly ont été photographiés. En effet, les clichés du patron ventral de chaque individu permettent de reconnaître les individus capturés et de vérifier une éventuelle recapture. Au final, malgré des effectifs parfois importants dans certaines mares qui pouvaient suggérer des double-comptages, aucun individu n'a été recapturé au cours de la nuit.

Triton palmé *Lissotriton helveticus* (Razoumovsky, 1789)

Sur l'ensemble des mares, 330 individus ont été capturés. Parmi eux, 190 mâles et 140 femelles. Les mâles représentent, dans le cas présent, 57,5% des effectifs.

Cette espèce semble plus active en début de journée et au cours de l'après midi (fig.2). Une baisse d'activité est notée en début et en cours de nuit mais les captures restent relativement importantes. Toutefois notons que, la session de 19h00 mise à part, des individus de cette espèce ont été capturés à chaque session dans chaque mare et ce malgré la différence de densité dans les différentes mares (de 14 à 132 individus). Précisons que c'est dans les deux mares qui concentrent les plus faibles effectifs qu'aucun individu n'a été capturé au cours de la session de 19h00.



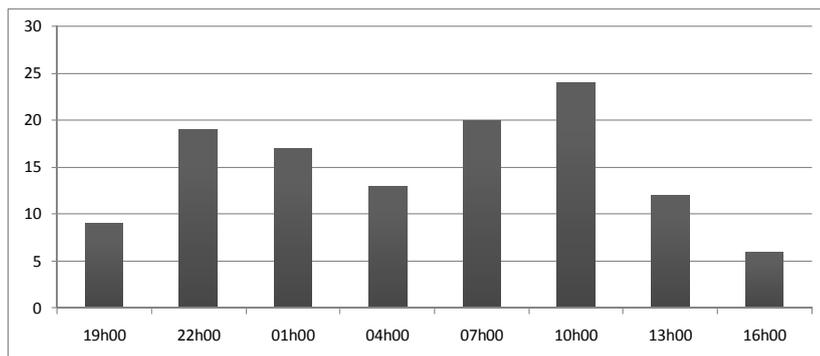
19h00	4
22h00	6
01h00	6
04h00	6
07h00	6
10h00	6
13h00	6
16h00	6

Tab.7 : nombre de mares où l'espèce a été capturée en fonction de l'heure du relevé (total = 6 mares)

Fig.2 : répartition des effectifs de Triton palmé en fonction de l'heure du relevé

Triton alpestre *Ichtyosaura alpestris* (Laurenti, 1768)

120 individus ont été capturés. Parmi eux, 73 mâles et 47 femelles. Les mâles représentent, dans le cas présent, 60,8% des effectifs. Au cumul des deux journées de suivi, les données suggèrent une activité importante en début de journée et en début de nuit. Par contre, une baisse de celle-ci est notée en cours de nuit et au cours de l'après midi.



19h00	3
22h00	5
01h00	5
04h00	4
07h00	6
10h00	5
13h00	4
16h00	3

Tab.8 : nombre de mares où l'espèce a été capturée en fonction de l'heure du relevé (total = 6 mares)

Fig.1 : répartition des effectifs de Triton alpestre en fonction de l'heure du relevé

La meilleure période pour capturer les Tritons alpestres semble s'étendre du coucher du soleil jusqu'à midi environ. Il convient d'éviter les relevés au cours de l'après midi pour détecter l'espèce.

Discussion

L'utilisation des nasses à vifs pour la conduite d'inventaires sur la batrachofaune, et notamment en ce qui concerne la capture des urodèles, a été jugée comme très satisfaisante au cours de cette étude. Certes, il est nécessaire de passer au moins deux fois sur le site à inventorier (pose et relevé des pièges, parfois plusieurs sessions) contrairement à un inventaire nocturne à la lampe qui ne nécessite qu'un passage. Toutefois, dans le cas de mares où l'eau est très trouble ou recouverte de lentilles, il est impossible de procéder à des inventaires à la lampe. La nasse devient donc un moyen plus approprié pour éviter des erreurs de diagnostic.

Il semble que, pour les trois espèces concernées, des heures d'activité plus intense aient été repérées. Toutefois, le faible échantillonnage (6 mares et 1 journée de suivi par mare) ne nous permet pas de tirer des conclusions bâties sur la significativité de tests statistiques. Il conviendrait, par exemple, de tester l'influence de la température sur l'activité des tritons mais aussi les variations saisonnières en fonction de l'activité sexuelle des mâles (est-ce que les captures sont constantes tout le long de la saison de reproduction ?) ou encore du développement de la végétation aquatique...

Le fait de pouvoir conduire des inventaires même en pleine journée permet d'être plus efficace sur le terrain et d'optimiser les prospections sur des secteurs où de nombreux sites de reproduction potentiels sont présents. La standardisation de protocoles par l'utilisation des nasses est également plus facile puisque l'on met de côté le biais « observateur » et son potentiel de détection des espèces.

Les nasses peuvent s'avérer intéressantes dans la mise en œuvre de suivis de populations de Triton crêté par la méthode capture-marquage-recapture, même si l'étude menée n'a pas permis de mettre en avant de recapture. Dans ce cas, il serait nécessaire d'espacer de plusieurs jours chaque campagne pour limiter un éventuel comportement d'évitement du système de capture qui semble avoir été constaté ici (absence de recapture d'une session à l'autre).

Bibliographie

BOCK D., HENNIG V., STEINFARTZ S., 2009. The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive, *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Supplement : 1-10.

[Conservatoire des sites naturels de Bourgogne, 2008. Réseau Mares de Bourgogne.]

<http://www.csnb.fr/images/stories/CSNB/documents/biodiversite/ReseauxMares/enbourgogne11-rmb-06072010.pdf>

GRANGE P. (coord.), 1995. Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de Champagne-Ardenne. *L'Orfraie*, numéro spécial. 84 pp.

HAACKS, M. et DREWS, A., 2008. Bestandserfassung des Kammmolchs in Schleswig-Holstein, Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichtfallen und Kleinfischreusen. *Zeitschrift für Felherpetologie* 15 : 79-88

KRÖPFLI M., HEER P., PELLET J., 2010. Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt (*Triturus cristatus*), *Amphibia-Reptilia* 31 : 403-410.

ANNEXES – NOMBRE DE TRITONS CAPTURES SELON L'HEURE DU RELEVÉ ET LA MARE

		SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Triturus cristatus</i>	19h00	4	7	1		3	2	17
	22h00	7	5	5		1	6	24
	01h00	10	2	4	3	3	4	26
	04h00		1	3	2	2	3	11
	07h00	2	3	4	1	13	2	25
	10h00		1	9	3	3	2	18
	13h00		1	4		1		6
	16h00	1		4		1		6
Total	24	20	34	9	27	19	133	

		SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Lissotriton helveticus</i>	19h00	17	6			2	6	31
	22h00	11	5	1	2	4	10	33
	01h00	11	3	1	3	1	8	27
	04h00	7	1	2	1	4	17	32
	07h00	21	6	2	3	5	21	58
	10h00	17	5	2	3	16	19	62
	13h00	21	7	3	3	3	6	43
	16h00	27	3	3	1	6	4	44
Total	132	36	14	16	41	91	330	

		SL16	SL17	SL6	TR9	TR8	TR6	Total
<i>Ichtyosaura alpestris</i>	19h00	2				4	3	9
	22h00	1	1	2		3	12	19
	01h00	5	2	5		2	3	17
	04h00	3		2		4	4	13
	07h00	1	3	5	1	6	4	20
	10h00	2	4	1		8	9	24
	13h00		2	1		8	1	12
	16h00	3			1	2		6
Total		17	12	16	2	37	36	120

Influence de l'occupation du sol sur l'avifaune nicheuse de l'agglomération troyenne le long d'un gradient d'urbanisation

Pierrick Cantarini

Conservatoire d'espaces naturels de Champagne-Ardenne
33 boulevard Jules Guesde
10 000 Troyes

Introduction

Le processus d'urbanisation, qui connaît un essor considérable depuis la seconde moitié du 20^{ème} siècle dans la plupart des pays d'Europe (Antrop, 2004) en réponse à l'augmentation de la population (Dale *et al.*, 2000 ; Miller et Hobbs, 2002), impacte fortement les écosystèmes naturels (Alberti, 2005). A l'échelle des habitats, il entraîne un changement global dans l'occupation du sol (Chapman et Reich, 2007) et une diminution de la variabilité écosystémique (Shochat *et al.*, 2006). Il perturbe également les relations inter-spécifiques (compétition, prédation, etc.) (Shochat *et al.*, 2006), ce qui provoque d'importantes modifications sur les communautés animales et végétales (Rottenborn, 1999 ; McKinney, 2006 ; Pennington *et al.*, 2010). Ainsi, l'urbanisation est actuellement considérée comme l'une des menaces les plus importantes pour la biodiversité (McKinney et Lockwood, 1999 ; Turner *et al.*, 2004).

Les écosystèmes aquatiques et rivulaires sont aujourd'hui particulièrement perturbés par les changements d'occupation du sol et le développement des zones urbaines. La Plaine de Troyes, ancienne zone d'expansion des crues, a par exemple fait l'objet de nombreux aménagements hydrauliques irréversibles depuis le milieu du 19^{ème} siècle (comblement et canalisation des cours d'eau, etc.) (Pennerath, 2008). Ces milieux, qui constituent des habitats privilégiés pour de nombreuses espèces (Faulkner, 2004), subissent par conséquent de nombreux bouleversements hydrologiques, chimiques et physiques en réponse à l'imperméabilisation des terres (Alberti *et al.*, 2007). Ces modifications influencent fortement la composition des cortèges faunistiques, notamment au niveau des espèces vertébrées (Naiman *et al.*, 1993), dont les oiseaux (Gergel *et al.*, 2002).

Plusieurs études ont tenté de mieux comprendre l'influence de l'occupation du sol et de l'urbanisation sur les communautés avifaunistiques. Il apparaît que la fragmentation des habitats naturels s'accompagne généralement d'une perte de diversité importante (Shirley et Smith, 2005). L'urbanisation intensive entraîne également une banalisation de l'avifaune (Beissinger et Osborne, 1982), les diverses espèces qui préexistaient laissant place à un petit nombre d'entre elles, adaptées aux conditions de la vie urbaine et présentent abondamment (Marzluff, 2001 ; Clergeau *et al.*, 2006).

Les objectifs de cette étude sont donc (i) : déterminer les relations entre l'occupation du sol et les communautés d'oiseaux nicheurs le long d'un transect établi en bord de Seine au sein de l'agglomération troyenne ; (ii) évaluer le rôle particulier de l'urbanisation sur ces communautés et sur les espèces.

Matériels et Méthodes

Localisation et description succincte de la zone d'étude

La zone d'étude se trouve au centre du département de l'Aube (10), en Champagne-Ardenne (**Figure 1**). Elle appartient à la région biogéographique continentale et à la région naturelle de la plaine de Troyes. Elle se situe au cœur du bassin versant de la Seine et de ses affluents. Le secteur prospecté comprend l'ensemble des communes riveraines de la Seine situées entre SAINT-LYE au Nord et VERRIERES au Sud, soit un linéaire de plus de 30 km. Il se caractérise par une forte urbanisation et la prédominance des espaces agricoles en périphérie de l'agglomération. Ces deux éléments ont tendance à limiter les milieux naturels en général et les zones humides en particulier.

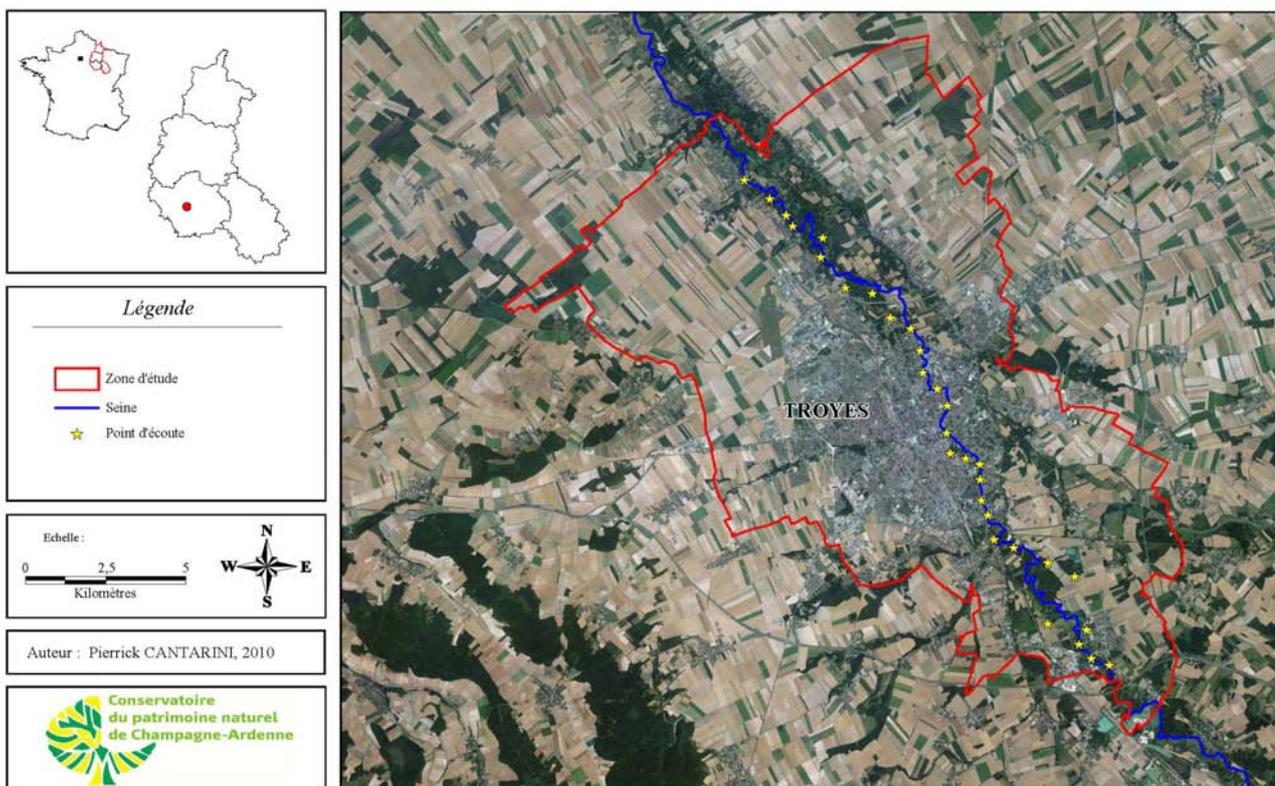


Figure 1 : Localisation des points d'écoute

Inventaire de l'avifaune

L'inventaire de l'avifaune a été réalisé à partir de la méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) (Blondel *et al.*, 1970).

Chaque point d'écoute a été localisé précisément selon l'accessibilité des sites de relevé (les propriétés privées clôturées ont préalablement été repérées et évitées) et géo-référencés. Ils ont été effectués pendant une durée de 10 min, 1 min après l'arrivée de l'observateur sur site. Les relevés ont pris en compte les espèces contactées, ainsi que le nombre d'individus par espèce. Les oiseaux ont été contactés à vue ou par le chant. Seuls les individus contactés dans un rayon de 100 m ont été répertoriés afin de pallier à la variabilité de la détectabilité des différentes espèces. Les points d'écoute ont été séparés d'au moins 400 m afin d'éviter les doubles comptages. Le centre de chaque point a été placé le plus près possible du cours d'eau, le plus souvent en lisière de celui-ci (berges).

Les relevés ont été effectués par le même observateur, dans des conditions météorologiques favorables à la détection des oiseaux (journées ensoleillées et pas/peu ventées), lors des quatre premières heures suivant le levé du jour (période de forte activité des oiseaux). Deux passages ont été réalisés du 19 au 28 avril et du 27 mai au 4 juin 2010, soit avec plus de trois semaines d'écart afin de maximiser la liste des espèces présentes (nicheurs précoces et tardifs). Pour chaque site, l'estimation finale de l'abondance d'une espèce correspond au nombre le plus élevé d'individus contactés lors des deux passages.

Détermination de l'occupation du sol

Il semble que la majorité des espèces (en particulier les Passereaux) présente un territoire inférieur à 150 m de rayon en période nidification (Bibby *et al.*, 1998). L'occupation du sol a donc été décrite à l'échelle locale, à partir des photographies aériennes de la zone (BD Orthophoto de l'année 2005) et d'observations de terrain. Le pourcentage de recouvrement de la surface urbanisée (URB), agricole (AGR), naturelle (NAT) et recouverte par des jardins/potagers, parcs et vergers (JPV) dans un rayon de 200 m autour des points d'écoute a pour cela été répertorié. Ces différents habitats ont été définis comme suit (**Figure 2**) :

- les zones urbanisées rassemblent l'ensemble des surfaces artificialisées : zones pavillonnaire, commerciale et industrielle, voirie, etc. ;
- les zones agricoles correspondent aux surfaces cultivées et/ou pâturées ;
- les zones naturelles rassemblent les habitats forestiers et marécageux, les zones humides et les friches ;
- les parcs, jardins/potagers et vergers correspondent aux espaces entretenus par l'Homme et jouant un rôle écologique intermédiaire au sein des zones urbaines (« espaces verts » par exemple).

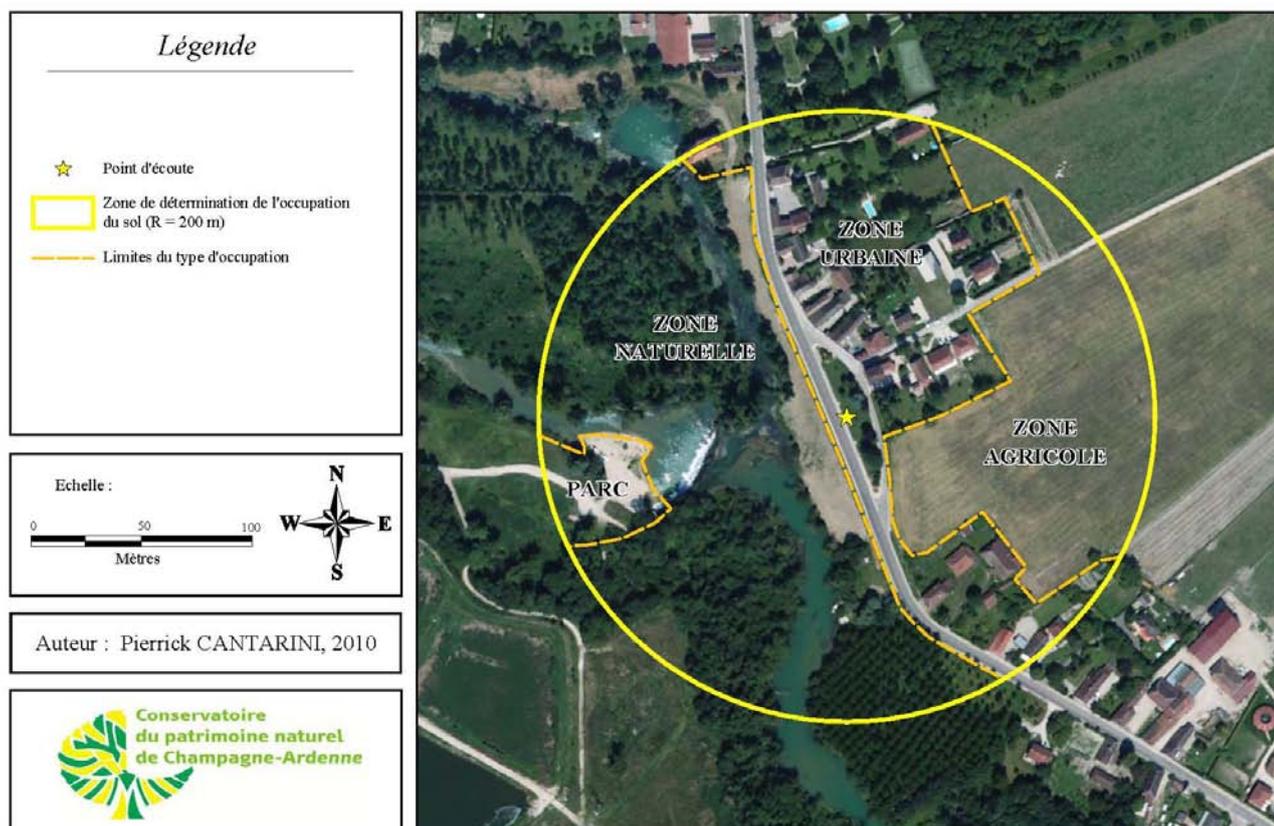


Figure 2 : Détermination de l'occupation du sol autour des points d'écoute

Analyse des données

• **Evaluation de l'influence de l'occupation du sol sur les communautés avifaunistiques**

Plusieurs variables descriptives ont été calculées pour chaque point d'écoute. La première est la richesse spécifique (S), qui correspond au nombre total d'espèces contactées sur le site. L'abondance cumulée globale (nombre total d'individus contactés) a été calculée dans un second temps. La proportion des espèces insectivores, granivores et omnivores dans la richesse spécifique (PS_{ins} , PS_{gra} et PS_{omn}) et l'abondance cumulée globale (PA_{ins} , PA_{gra} et PA_{omn}) a également été répertoriée. Un indice de diversité tenant compte de la richesse spécifique et de l'abondance relative de chaque espèce a ensuite été utilisé pour évaluer la diversité α des sites (Shannon et Weaver, 1949) : $H' = -\sum p_i \ln p_i$, où p_i est la proportion de l'espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S). Enfin, l'indice d'Equitabilité (H'/H'_{max} , où $H'_{max} = \ln S$) a été calculé pour évaluer la répartition des espèces les unes avec les autres. Ce dernier varie entre 0 et 1 et est maximal lorsque l'ensemble des espèces contactées sur un site sont présentes en même abondance.

Des tests de corrélation de Spearman ont été utilisés pour évaluer les relations entre la structure et la composition des communautés d'oiseaux nicheurs (variables définies au paragraphe précédent) et les variables de description de l'occupation du sol (URB , AGR , NAT , JPV). Les tests ont été réalisés à l'aide du logiciel XL STAT 2010.

• **Evaluation de l'influence de l'occupation du sol au niveau spécifique**

La distribution spatiale des différentes espèces contactées en fonction de l'occupation du sol (variables AGR , NAT , JPV et URB) a été appréciée à l'aide d'une Analyse de Redondance (ARD) basée sur l'abondance des espèces. Cette analyse permet d'identifier les paramètres expliquant la répartition des espèces et de déterminer leur position le long des axes formés par chacun d'entre eux. Elle a été effectuée sur le logiciel Canoco for Windows 4.5. Un test de Monte-Carlo à 499 permutations a également été effectué pour tester la significativité de la distribution des espèces le long des deux premiers axes de l'ARD.

Les données bibliographiques indiquent que le degré d'urbanisation semble tout particulièrement conditionner la répartition des oiseaux. L'abondance de toutes les espèces contactées sur au moins quatre sites a donc été calculée sur différents gradients d'urbanisation définis *a priori* : zone pas/peu urbanisée ($URB < 10\%$), zone modérément urbanisée ($11\% < URB < 50\%$) et zone intensivement urbanisée ($URB > 50\%$). Les tests de Kruskal-Wallis et/ou de Mann-Whitney ont alors été utilisés pour évaluer si l'abondance de chaque espèce varie significativement selon le niveau d'urbanisation (logiciel XL STAT 2010).

Résultats

Généralités sur les communautés avifaunistiques de l'agglomération

Un total de 59 espèces a été inventorié sur l'ensemble des 30 points d'écoute (**Tableau 1**). 28 d'entre elles présentent un régime alimentaire en période de nidification majoritairement insectivore, 11 granivore, 17 omnivore et trois autres (carnivore ou piscivore). La richesse spécifique varie de 11 à 23 espèces par point et l'abondance cumulée de 18 à 85 individus par point. Les indices de Shannon et d'Equitabilité sont respectivement compris entre 2.20 et 2.89 et 0.79 et 0.97 pour l'ensemble des relevés. La majorité des espèces peut être considérée comme rare ou inégalement distribuée sur la zone d'étude : 24 d'entre elles ont été contactées sur moins de cinq points d'écoute et seulement 13 espèces sont présentes sur plus de la moitié des sites.

Tableau 1
Espèces contactées sur les différents points d'écoute ($n = 30$)

Espèce	Nb de sites de présence	Abondance moyenne ^a	Espèce	Nb de sites de présence	Abondance moyenne ^a
Merle noir <i>Turdus merula</i> ³	30	3,07 ± 1,20	Loriot d'Europe <i>Oriolus oriolus</i> ¹	6	0,20 ± 0,41
Mésange charbonnière <i>Parus major</i> ¹	28	2,50 ± 1,20	Sitelle torchepot <i>Sitta europaea</i> ³	6	0,20 ± 0,41
Fauvette à tête noire <i>Sylvia atricapilla</i> ¹	27	2,60 ± 1,63	Bergeronnette grise <i>Motacilla alba</i> ¹	5	0,20 ± 0,48
Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i> ²	27	1,93 ± 1,34	Héron cendré <i>Ardea cinerea</i> ³	5	0,17 ± 0,38
Corneille noire <i>Corvus corone</i> ³	25	1,77 ± 1,92	Pouillot fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> ¹	5	0,17 ± 0,38
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i> ²	25	1,60 ± 1,16	Martin pêcheur <i>Alcedo atthis</i> ⁴	4	0,17 ± 0,46
Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i> ³	23	2,93 ± 3,39	Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i> ¹	3	0,10 ± 0,31
Pouillot véloce <i>Phylloscopus collybita</i> ¹	22	1,17 ± 0,87	Bergeronnette des ruisseaux <i>Motacilla cinerea</i> ¹	3	0,13 ± 0,43
Troglodyte mignon <i>Troglodytes troglodytes</i> ¹	21	1,10 ± 0,88	Bruant jaune <i>Emberiza citrinella</i> ³	3	0,20 ± 0,66
Grimpereau des jardins <i>Certhia brachydactyla</i> ¹	17	0,67 ± 0,66	Pic vert <i>Picus veridis</i> ¹	3	0,10 ± 0,31
Moineau domestique <i>Passer domesticus</i> ³	16	4,80 ± 6,46	Pipit des arbres <i>Anthus trivialis</i> ¹	3	0,17 ± 0,53
Rougequeue noir <i>Phoenicurus ochruros</i> ¹	16	0,70 ± 0,75	Coucou gris <i>Cuculus canorus</i> ¹	2	0,07 ± 0,25
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i> ³	15	2,40 ± 4,16	Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> ⁴	2	0,13 ± 0,51
Tourterelle turque <i>Streptopelia decaocto</i> ²	14	0,53 ± 0,63	Linotte mélodieuse <i>Carduelis cannabina</i> ²	2	0,17 ± 0,65
Verdier d'Europe <i>Carduelis chloris</i> ²	14	0,67 ± 0,80	Mésange à longue queue <i>Aegithalos caudatus</i> ¹	2	0,07 ± 0,25
Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i> ¹	13	1,30 ± 2,35	Rougegorge familier <i>Erithacus rubecula</i> ¹	2	0,07 ± 0,25
Martinet noir <i>Apus apus</i> ¹	13	2,50 ± 3,68	Rougequeue à front blanc <i>Phoenicurus phoenicurus</i> ¹	2	0,10 ± 0,40
Pigeon biset <i>Columba livia</i> ²	13	2,40 ± 4,17	Tourterelle des bois <i>Streptopelia turtur</i> ²	2	1,71 ± 1,11
Mésange bleue <i>Parus caeruleus</i> ¹	12	0,63 ± 0,96	Buse variable <i>Buteo buteo</i> ⁴	1	0,07
Fauvette grisette <i>Sylvia communis</i> ¹	11	0,60 ± 1,00	Choucas des Tours <i>Coloeus monedula</i> ³	1	0,03
Geai des chênes <i>Garrulus glandarius</i> ³	11	0,57 ± 0,94	Cincla plongeur <i>Cinclus cinclus</i> ¹	1	0,07
Pie bavarde <i>Pica pica</i> ³	11	0,57 ± 0,82	Corbeau freux <i>Corvus frugilegus</i> ³	1	0,03
Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i> ³	10	0,37 ± 0,56	Cygne tuberculé <i>Cygnus olos</i> ³	1	0,03
Serin cini <i>Serinus serinus</i> ²	10	0,43 ± 0,73	Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i> ²	1	0,03
Chardonneret élégant <i>Carduelis carduelis</i> ²	9	0,97 ± 1,65	Grosbec casse-noyaux <i>Coccothraustes coccothraustes</i> ²	1	0,03
Hirondelle de fenêtre <i>Delichon urbica</i> ¹	9	2,13 ± 4,78	Hirondelle de rivage <i>Riparia riparia</i> ¹	1	0,07
Rosignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i> ¹	9	0,37 ± 0,61	Locustelle tachetée <i>Locustella naevia</i> ¹	1	0,07
Pic épeiche <i>Dendrocopos major</i> ¹	8	0,27 ± 0,45	Milan noir <i>Milvus migrans</i> ³	1	0,07
Gallinule poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i> ³	7	0,30 ± 0,60	Pie-grièche écorcheur <i>Lanius collurio</i> ¹	1	0,03
Alouette des champs <i>Alauda arvensis</i> ³	6	0,33 ± 0,71			

^a Abondance moyenne = nombre d'individus contactés par site (moyenne ± E.T.)

¹ Espèce insectivore ; ² Espèce granivore ; ³ Espèce omnivore ; ⁴ Autre (d'après Grant et al., 2003)

Description de l'occupation du sol et des niveaux d'urbanisation

Les pourcentages de recouvrement des quatre variables descriptives de l'occupation du sol à l'échelle locale sont disponibles dans le **Tableau 2**. Trois zones distinctes peuvent être identifiées le long du transect (**Figure 3**) :

- la première zone (Nord de l'agglomération troyenne : sites 1 à 10) se caractérise par un niveau d'urbanisation faible à modéré et la prédominance des espaces naturels. Les surfaces agricoles sont également localement importantes ;

- la seconde zone (sites 11 à 21) se caractérise par un niveau d'urbanisation intensif ($URB > 50\%$) et la présence de jardins/potagers, de parcs ou de vergers. Les surfaces naturelles y sont relativement limitées. Elle correspond à l'agglomération troyenne ;

- la dernière zone (Sud de l'agglomération troyenne : sites 22 à 30) se caractérise par un niveau d'urbanisation globalement faible et la présence relativement importante des surfaces agricoles. Les milieux naturels restent néanmoins dominants du point de vue du pourcentage de recouvrement.

Ainsi, les sites fortement urbanisés se situent au centre de la zone d'étude (agglomération de Troyes). Ceux faiblement ou modérément urbanisés sont présents au Nord et au Sud de celle-ci, en périphérie de l'agglomération. On note également que la transition entre les zones à dominantes naturelles et l'agglomération est brutale.

Tableau 2

Occupation du sol et niveau d'urbanisation à l'échelle locale

Site	Occupation du sol (%)				Niveau d'urbanisation
	URB ^a	AGR ^b	VERG ^c	NAT ^d	
1	45,8	8,9	8,7	36,6	2
2	0,5	11,1	5,3	83,1	1
3	20,1	6,8	1,3	71,8	2
4	13,9	0,0	8,0	78,1	2
5	0,0	0,0	0,0	100,0	1
6	18,2	20,0	1,9	59,9	2
7	18,2	34,9	0,0	46,9	2
8	0,0	0,0	0,0	100,0	1
9	5,5	51,7	7,2	35,6	1
10	34,9	24,9	0,0	40,2	2
11	71,9	0,0	14,2	13,9	3
12	81,4	0,0	8,9	9,7	3
13	95,5	0,0	4,5	0,0	3
14	100,0	0,0	0,0	0,0	3
15	100,0	0,0	0,0	0,0	3
16	52,9	0,7	33,0	13,4	3
17	62,2	8,1	22,6	7,1	3
18	57,8	0,0	7,3	34,9	3
19	75,9	0,0	2,3	21,8	3
20	91,5	3,9	4,7	0,0	3
21	91,4	4,5	4,1	0,0	3
22	13,8	25,5	3,5	57,2	2
23	11,0	5,5	2,1	81,4	2
24	1,0	66,9	0,0	32,1	1
25	2,2	54,3	0,0	43,5	1
26	2,0	56,7	0,0	41,3	1
27	14,2	10,1	15,5	60,2	2
28	27,0	0,0	9,4	63,6	2
29	7,9	14,6	7,9	69,6	1
30	11,4	23,7	5,2	59,7	2

Occupation du sol dans un rayon de 200 m autour du point d'écoute : ^a surface urbanisée ; ^b surface agricole ; ^c surface en jardins, parcs et vergers ; ^d surface naturelle

Niveau d'urbanisation : site pas/peu urbanisé (1), site modérément urbanisé (2), site intensivement urbanisé (3)

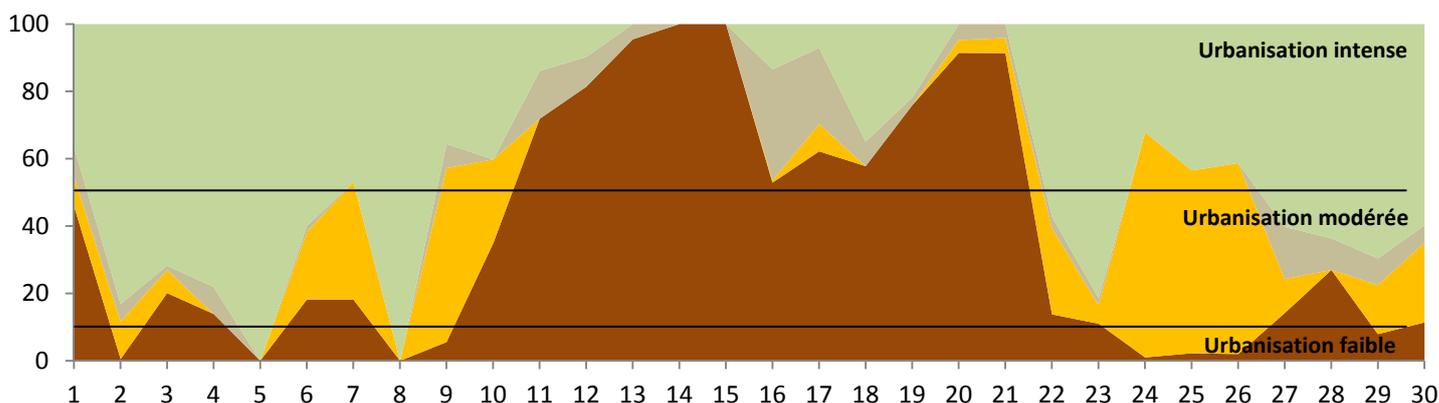


Figure 3 : Description de l'occupation du sol et évolution du degré d'urbanisation autour des points d'écoute le long du transect (les surfaces grisées correspondent au pourcentage de recouvrement des zones urbanisées, agricoles, naturelles et recouvertes par des jardins, parcs et jardins dans un rayon de 200 m autour des 30 points d'écoute).

Relation entre les communautés d'oiseaux nicheurs et l'occupation du sol

• Occupation du sol et structure des communautés

Les analyses de corrélations (test de Spearman) permettent d'apprécier l'influence de l'occupation du sol sur la structure générale des communautés avifaunistiques. Il ressort que le nombre d'espèces par site (*S*) n'est corrélé de façon significative à aucune des variables (**Tableau 3**). Le nombre d'individus contactés par site (*Ab*) est corrélé positivement avec le pourcentage de surface urbanisée, ainsi que négativement avec la variable NAT. L'indice de Shannon est corrélé négativement à la variable URB. L'indice d'Équitabilité présente une corrélation négative avec les pourcentages de surfaces urbanisée et agricole, ainsi qu'une corrélation positive avec le pourcentage de surface naturelle.

Tableau 3

Matrice des corrélations entre les variables descriptives de l'occupation du sol et celles caractérisant la structure des communautés avifaunistiques (Spearman)

	S ^a	Ab ^b	H' ^c	Eq ^d
URB	0,180	0,717	-0,368	-0,616
AGR	0,173	0,401	-0,192	-0,439
JPV	0,143	0,075	0,011	-0,213
NAT	-0,306	-0,491	0,319	0,570

^a Richesse spécifique = nombre d'espèces par site ; ^b Nombre d'individus par site ; ^c Indice de Shannon ; ^d Indice d'Équitabilité ; les valeurs en **gras** sont significatives pour $p < 0.05$, celles en **gras et italique** pour $p < 0.01$

• Occupation du sol et composition des communautés

Les tests de corrélation de Spearman mettent en avant l'influence de l'urbanisation sur la composition des communautés d'oiseaux nicheurs. Le pourcentage de surface urbanisée est en effet corrélé de façon positive avec la proportion des espèces granivores dans la richesse spécifique et l'abondance cumulée, et dans une moindre mesure avec celle des espèces omnivores dans l'abondance cumulée (**Tableau 4**). Cette variable présente également une corrélation négative avec la proportion des espèces insectivores dans l'abondance cumulée et celle des espèces omnivores dans la richesse spécifique. La proportion des espèces granivores dans l'abondance cumulée présente par ailleurs une corrélation positive avec le pourcentage de surface agricole. Enfin, le pourcentage de surface naturelle est corrélé négativement avec la proportion des espèces granivores dans la richesse spécifique et positivement avec celle des espèces insectivores dans l'abondance cumulée.

Tableau 4

Matrice des corrélations entre les variables descriptives de l'occupation du sol et celles caractérisant la composition des communautés avifaunistiques (Spearman)

	PS _{ins} ^a	PS _{gra} ^a	PS _{omn} ^a	PA _{ins} ^b	PA _{gra} ^b	PA _{omn} ^b
URB	-0,267	0,576	-0,443	-0,664	0,565	0,388
AGR	-0,099	0,343	-0,212	-0,360	0,429	0,189
JPV	0,103	-0,065	0,053	0,030	-0,011	-0,188
NAT	0,142	-0,385	0,346	0,444	-0,291	-0,320

^a Proportion des espèces insectivores, granivores et omnivores dans la richesse spécifique ; ^b Proportion des espèces insectivores, granivores et omnivores dans l'abondance cumulée ; les valeurs en **gras** sont significatives pour $p < 0.05$, celles **en gras et italique** pour $p < 0.01$

Relation entre espèces et occupation du sol

• Distribution des espèces

La **Figure 4** permet d'évaluer le rôle de l'occupation du sol sur la répartition des 59 espèces d'oiseaux contactées lors des 30 points d'écoute. Ces paramètres présentent des facteurs d'inflation compris entre 1 et 20 et ne sont donc pas liés. La représentation des espèces et des variables environnementales est significative sur les axes 1 et 2 (test de Monte-Carlo, $P = 0.002$). L'axe 1 de la RDA présente respectivement une corrélation négative très forte et forte avec les variables **NAT** et **AGR**, ainsi qu'une corrélation positive très forte avec la variable **URB**. L'axe 2 présente une corrélation positive forte avec la variable **JPV**, ainsi qu'une corrélation négative faible avec la variable **AGR**. Les variables **NAT** et **AGR** sont par ailleurs fortement corrélées positivement entre elles et très fortement corrélées négativement avec la variable **URB**. La variable **JPV** présente finalement une corrélation positive faible avec la variable **URB**.

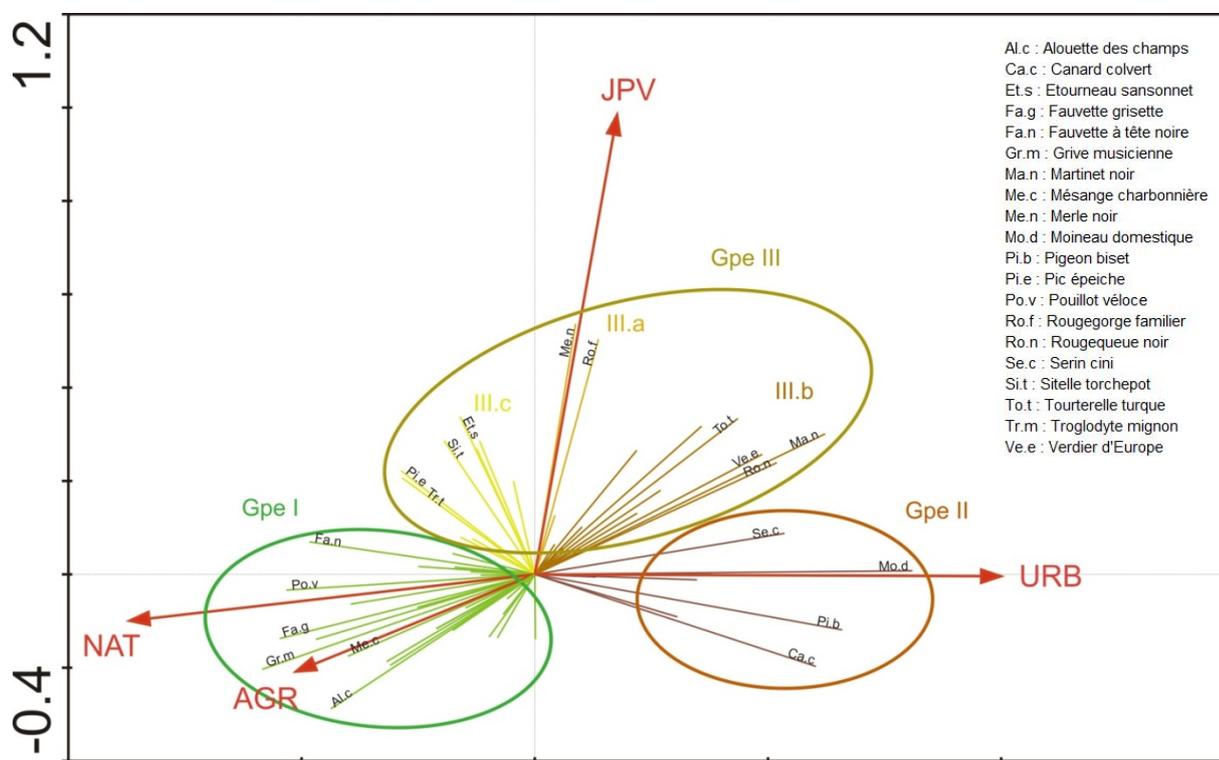


Figure 4 : Répartition des espèces contactées lors des points d'écoute en fonction des pourcentages de recouvrement des surfaces agricole (AGR), naturelle (NAT), urbanisée (URB) et recouverte par des jardins, parcs et vergers (JPV) dans un rayon de 200 m autour des points. La liste des espèces appartenant aux différents groupes identifiés est disponible dans le **Tableau 5**.

L'arborescence des 59 espèces autour des quatre variables environnementales semble indiquer que l'occupation du sol joue un rôle non négligeable sur la présence/absence des espèces. L'analyse permet plus précisément d'identifier les espèces corrélées avec chacune des variables de façon plus ou moins significative. Elle permet de distinguer trois groupes différents, chacun rassemblant les espèces dont la distribution est influencée de façon similaire par l'occupation du sol (**Tableau 5**) :

- le groupe I rassemble les espèces corrélées positivement avec les surfaces naturelles et agricoles et négativement avec la surface urbanisée. Il s'agit en particulier de l'Alouette des champs, la Grive musicienne et la Mésange charbonnière pour les surfaces agricoles et de la Fauvette grisette, la Fauvette à tête noire et le Pouillot véloce pour les surfaces naturelles ;

- le groupe II rassemble les espèces corrélées positivement avec la surface urbanisée et négativement avec les surfaces naturelles et agricoles. On y retrouve notamment le Moineau domestique, le Canard colvert, le Pigeon biset et le Serin cini ;

- le groupe III rassemble les espèces corrélées positivement de façon plus ou moins marquée avec la variable JPV. On y retrouve des espèces très fortement corrélées à la surface en vergers, parcs et jardins (groupe III.a : Merle noir et Rougegorge familier), mais aussi des espèces positivement corrélées avec la surface urbanisée (groupe III.b : Martinet noir, Rougequeue noir, Tourterelle turque et Verdier d'Europe par exemple) et d'autres positivement corrélées avec la surface naturelle (groupe III.c : Etourneau sansonnet, Pic épeiche, Troglodyte mignon et Sittelle torchepot par exemple).

Tableau 5

Sensibilité des espèces aux différences d'occupation du sol à l'échelle locale

Groupe I : espèces des milieux naturels et agricoles

Accenteur mouchet
Alouette des champs
Bruant jaune
Cincla plongeur
Corneille noire
Coucou gris
Cygne tuberculé
Faisan de Colchide
Faucon crécerelle
Fauvette à tête noire
Fauvette grisette
Gallinule poule d'eau
Geai des chênes
Grive musicienne
Grosbec casse-noyaux
Héron cendré
Hirondelle rustique
Locustelle tachetée
Loriot d'Europe
Mésange charbonnière
Pic vert
Pie-grièche écorcheur
Pinson des arbres
Pipit des arbres
Pouillot fitis
Pouillot véloce
Rossignol philomèle
Tourterelle des bois

Groupe II : espèces adaptées aux milieux urbains

Bergeronnette des ruisseaux
Bergeronnette grise
Canard colvert

Groupe III : Espèces ubiquistes

III.a : Espèces des parcs urbains, vergers et jardins
Martin pêcheur
Merle noir
Rougegorge familier
III.b : Espèces à dominante urbanisée
Chardonneret élégant
Corbeau freux
Hirondelle de fenêtre
Martinet noir
Mésange à longue queue
Mésange bleue
Pigeon ramier
Rougequeue à front blanc
Rougequeue noir
Tourterelle turque
Verdier d'Europe
III.c : Espèce à dominante naturelle
Buse variable
Choucas des Tours
Etourneau sansonnet
Grimpereau des jardins
Linotte mélodieuse
Milan noir
Pic épeiche
Sittelle torchepot
Troglodyte mignon

Hirondelle de rivage
 Moineau domestique
 Pie bavarde
 Pigeon biset
 Serin cini

Sensibilité des espèces à l'urbanisation

La comparaison de l'abondance des différentes espèces contactées sur au moins quatre sites ($n = 36$, voir **Tableau 1**) au sein des trois niveaux d'urbanisation définis *a priori* fait ressortir une variation significative pour les 15 espèces suivantes (**Tableau 6**):

- l'Alouette des champs, le Geai des chênes et le Pouillot véloce sont significativement plus abondants en zone pas/peu urbanisée qu'en zones modérément et intensivement urbanisées ;
- la Fauvette grisette et la Grive musicienne présentent une diminution significative de leur abondance au sein des zones intensivement urbanisées mais non entre les zones pas/peu et modérément urbanisées ;
- le Chardonneret élégant, le Pigeon ramier, le Rougequeue noir, le Serin cini, la Tourterelle turque et le Verdier d'Europe présentent au contraire une abondance en hausse significative pour les zones modérément et intensivement urbanisées par rapport à celles à dominance naturelle ;
- le Martinet noir, le Pigeon biset, le Canard colvert et le Moineau domestique sont plus abondants en zone intensivement urbanisée qu'en zones pas/peu et modérément urbanisées. Cette dernière espèce présente d'ailleurs une hausse significative de son abondance dès la zone d'urbanisation modérée.

Tableau 6

Sensibilité des espèces au degré d'urbanisation

Espèces	Abondance par niveau d'urbanisation ^a			Significativité ^b		
	1	2	3	1 - 3	1 - 2	2 - 3
<i>Alouette des champs</i>	1,00 ± 1,07	0,18 ± 0,40	0,00	★	ns	ns
<i>Bergeronnette grise</i>	0,00	0,36 ± 0,67	0,18 ± 0,40	ns	ns	ns
<i>Canard colvert</i>	0,13 ± 0,35	1,18 ± 1,54	5,27 ± 5,73	★★	ns	★
<i>Chardonneret élégant</i>	0,00	1,00 ± 1,95	1,64 ± 1,69	★	ns	ns
<i>Corneille noire</i>	1,88 ± 0,83	2,36 ± 2,69	1,09 ± 1,45	ns	ns	ns
<i>Etourneau sansonnet</i>	2,25 ± 3,01	4,45 ± 4,48	1,91 ± 1,70	ns	ns	ns
<i>Fauvette à tête noire</i>	3,13 ± 1,73	3,09 ± 1,22	1,73 ± 1,68	ns	ns	ns
<i>Fauvette grisette</i>	1,50 ± 1,41	0,55 ± 0,69	0,00	★★★	ns	★
<i>Gallinule poule d'eau</i>	0,25 ± 0,46	0,55 ± 0,82	0,09 ± 0,30	ns	ns	ns
<i>Geai des chênes</i>	1,00 ± 1,31	0,73 ± 0,90	0,09 ± 0,30	★	ns	ns
<i>Grimpereau des jardins</i>	0,50 ± 0,53	0,82 ± 0,75	0,64 ± 0,67	ns	ns	ns
<i>Grive musicienne</i>	0,88 ± 0,64	0,36 ± 0,50	0,00	★★★	ns	★
<i>Héron cendré</i>	0,00	0,36 ± 0,50	0,09 ± 0,30	ns	ns	ns
<i>Hirondelle de fenêtre</i>	1,13 ± 2,10	2,64 ± 6,23	2,36 ± 4,82	ns	ns	ns
<i>Hirondelle rustique</i>	2,25 ± 4,17	0,82 ± 1,17	1,09 ± 1,22	ns	ns	ns
<i>Loriot d'Europe</i>	0,25 ± 0,46	0,36 ± 0,50	0,00	ns	ns	ns
<i>Martin pêcheur</i>	0,13 ± 0,35	0,09 ± 0,30	0,27 ± 0,65	ns	ns	ns
<i>Martinet noir</i>	0,00	0,91 ± 2,07	5,91 ± 3,81	★★★	ns	★★★
<i>Merle noir</i>	2,38 ± 0,52	3,27 ± 1,19	3,36 ± 1,43	ns	ns	ns
<i>Mésange bleue</i>	0,38 ± 1,06	0,64 ± 1,03	0,82 ± 0,87	ns	ns	ns
<i>Mésange charbonnière</i>	3,00 ± 1,31	2,73 ± 1,10	1,91 ± 1,04	ns	ns	ns
<i>Moineau domestique</i>	0,00	1,91 ± 2,17	11,18 ± 6,63	★★★	★	★★
<i>Pic épeiche</i>	0,38 ± 0,52	0,27 ± 0,47	0,18 ± 0,40	ns	ns	ns
<i>Pie bavarde</i>	0,25 ± 0,71	0,45 ± 0,69	0,91 ± 0,94	ns	ns	ns
<i>Pigeon biset</i>	0,13 ± 0,35	1,45 ± 3,27	5,00 ± 5,22	★★	ns	★
<i>Pigeon ramier</i>	1,00 ± 0,76	2,18 ± 1,25	2,36 ± 1,50	★	★	ns
<i>Pinson des arbres</i>	1,50 ± 1,20	1,82 ± 1,33	1,45 ± 1,04	ns	ns	ns

Espèces	Abondance par niveau d'urbanisation ^a			Significativité ^b		
	1	2	3	1 - 3	1 - 2	2 - 3
<i>Pouillot fitis</i>	0,25 ± 0,46	0,18 ± 0,40	0,09 ± 0,30	ns	ns	ns
<i>Pouillot véloce</i>	1,75 ± 0,46	1,27 ± 1,01	0,64 ± 0,67	★ ★	ns	ns
<i>Rossignol philomèle</i>	0,63 ± 0,92	0,27 ± 0,47	0,27 ± 0,47	ns	ns	ns
<i>Rougequeue noir</i>	0,13 ± 0,35	0,64 ± 0,81	1,18 ± 0,60	★ ★	ns	ns
<i>Serin cini</i>	0,00	0,27 ± 0,47	0,91 ± 0,94	★ ★	ns	ns
<i>Sitelle torchepot</i>	0,25 ± 0,46	0,18 ± 0,40	0,18 ± 0,40	ns	ns	ns
<i>Tourterelle turque</i>	0,00	0,45 ± 0,52	0,91 ± 0,70	★	ns	ns
<i>Troglodyte mignon</i>	1,13 ± 0,83	1,45 ± 0,93	0,73 ± 0,79	ns	ns	ns
<i>Verdier d'Europe</i>	0,00	0,64 ± 0,81	1,18 ± 0,75	★ ★ ★	★	ns

^a site pas/peu urbanisé (1), site modérément urbanisé (2), site intensivement urbanisé (3) ; les valeurs en **gras** constituent l'abondance maximale de l'espèce.

^b Test de Mann-Whitney entre les différents niveaux d'urbanisation : $p < 0.05$ (★), $p < 0.01$ (★ ★), $p < 0.001$ (★ ★ ★), non significatif (ns) ; seules les espèces contactées sur au moins quatre site figurent dans le tableau.

Discussion

Choix de la méthodologie

La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) est couramment utilisée pour inventorier l'avifaune d'un site à vue et/ou au chant. La majorité des contacts s'effectue toutefois par le chant, ce qui contribue à réduire les biais dus aux différences de visibilité des individus selon les sites. La réalisation de points d'écoute pour identifier l'avifaune le long du transect est donc justifiable. Néanmoins, cette méthode s'avère être chronophage et les 30 relevés réalisés apparaissent relativement faibles quantitativement comparés à l'ensemble des études menées sur la relation entre l'occupation du sol et/ou l'urbanisation et l'avifaune (voir par exemple Rottenborn, 1999 ; Crooks *et al.*, 2004 ; Palomino et Carrascal, 2006). Les tendances observées lors de cette étude sont donc à relativiser et mériteraient d'être confirmées par des relevés plus nombreux, menés sur plusieurs années.

La plupart des 59 espèces contactées lors de cette étude sont par ailleurs relativement communes et facilement identifiables. Il est possible que plusieurs espèces rares et/ou discrètes n'aient pas été répertoriées (méconnaissance du chant, espèces peu audibles et/ou nocturnes), notamment sur les sites à dominance naturelle (= « effet observateur »).

Un biais dû à l'échantillonnage n'est également pas à exclure. Les points d'écoute ont été placés délibérément par l'observateur pour parer aux problèmes d'accessibilité des parcelles, généralement dans des sites présentant une mosaïque d'habitats diversifiée (bords de Seine). Ceci permet de maximiser la liste des espèces contactées, en particulier au niveau des zones urbaines (Beissinger et Osborne, 1982). L'échantillonnage non aléatoire a donc probablement contribué à homogénéiser les relevés avifaunistiques et à les optimiser pour les points d'écoute situés au cœur de l'agglomération (= « effet échantillonnage »).

• Occupation du sol et structure des communautés

La richesse spécifique observée sur chacun des sites n'est corrélée significativement avec aucune des variables descriptives de l'occupation du sol. Cela laisse induire que ce paramètre n'est pas influencé par les variations des surfaces urbanisée, agricole, naturelle et recouverte par des jardins, parcs et vergers. Plusieurs études menées en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord semblent indiquer au contraire une diminution de la richesse spécifique lorsque l'importance des surfaces urbanisées augmente (Rottenborn, 1999 ; Cam *et al.*, 2000 ; Melles *et al.*, 2003 ; Clergeau *et al.*, 2006 ;

McKinney, 2006) ou une richesse spécifique maximale dans les zones modérément urbanisées (Blair, 2004 ; Crooks *et al.*, 2004 ; Donnelly et Marzluff, 2004 ; Blair et Johnson, 2008 ; Garaffa *et al.*, 2009). L'absence de corrélation observée lors de cette étude peut s'expliquer par les « effets observateur et échantillonnage » mis en avant au paragraphe précédent, qui auraient contribué à homogénéiser les relevés ornithologiques sur l'ensemble du transect.

Au niveau de l'abondance cumulée, le nombre d'individus contactés par point semble augmenter lorsque le pourcentage de surface urbanisée augmente et/ou que le pourcentage de surface naturelle diminue. Ceci est en accord avec de nombreuses études, qui mettent en avant une abondance de l'avifaune plus importante dans les zones intensivement urbanisées que dans celles peu urbanisées (McKinney, 2006 ; Palomino et Carrascal, 2006 ; Garaffa *et al.*, 2009). Cette augmentation s'explique notamment par la présence de quelques espèces absentes des cortèges en milieu naturel et très abondantes en milieu urbain. Il s'agit par exemple du Moineau domestique, du Martinet noir et du Pigeon biset, espèces que l'on retrouve dominantes dans la quasi-totalité des grandes agglomérations d'Europe de l'Ouest (Sorace et Gustin, 2008).

L'indice de Shannon (H') semble quant à lui diminuer modérément lorsque le pourcentage de surface urbanisée augmente. Ceci reflète les résultats obtenus par plusieurs auteurs, qui ont observé une diversité maximale au sein des zones modérément urbanisées (Blair, 2004 ; Crooks *et al.*, 2004 ; Blair et Johnson, 2008).

L'indice d'Équitabilité (Eq) semble finalement diminuer significativement lorsque les surfaces urbanisées et agricoles augmentent et/ou lorsque les surfaces naturelles diminuent. Maximal lorsque l'abondance de toutes les espèces contactées est similaire, cet indice témoigne généralement du degré de perturbation du milieu. Les zones urbaines et agricoles présentent des habitats artificialisés et en mauvais état de conservation comparés aux milieux naturels. Elles possèdent donc des cortèges avifaunistiques appauvris et dominés par quelques espèces adaptées aux conditions écologiques particulières de ces milieux (McKinney et Lockwood, 1999 ; Melles *et al.*, 2003). Les zones naturelles du territoire présentent au contraire des habitats peu perturbés avec une végétation diversifiée aux niveaux structurel et compositionnel. Ils comprennent donc de nombreuses niches écologiques, occupées par de nombreuses espèces en abondance équivalente (Chace et Walsh, 2006).

• **Occupation du sol et composition des communautés**

L'analyse des corrélations entre la proportion des espèces insectivores, granivores et omnivores (nombre d'espèces et nombre d'individus) et les variables descriptives de l'occupation du sol permet d'apporter quelques précisions sur les relations entre les communautés d'oiseaux nicheurs et l'occupation du sol à l'échelle locale.

Il semble que la part des espèces granivores augmente en nombre d'espèces et d'individus lorsque la surface urbanisée devient plus importante et diminue en nombre d'espèces au sein des zones à dominance naturelle. Ce phénomène, observé par plusieurs auteurs, s'explique par la présence de sources de nourrissage artificiel (mangeoire par exemple) et de nombreuses plantes ornementales produisant des graines au sein des villes et des villages (Clergeau *et al.*, 2006 ; McKinney, 2006).

La proportion des espèces granivores aurait également tendance à s'accroître en nombre d'individus dans les zones agricoles. La plaine de Troyes constitue une mosaïque d'espaces agricoles céréaliers et d'espaces naturels (forêts, étangs, *etc.*) en périphérie de l'agglomération (Pennerath, 2008). Les cultures céréalières constituent une source importante de nourriture et un abri pour plusieurs espèces granivores, ce qui expliquerait la tendance observée. Celle-ci reste toutefois à confirmer, les corrélations entre variables étant relativement faibles.

Au niveau des espèces insectivores, il semble que la part de ces dernières diminuerait en nombre d'individus avec l'augmentation des surfaces urbanisées et/ou la diminution des surfaces naturelles. Cette diminution peut être due à une baisse de la disponibilité en insectes au sein des zones fortement urbanisées, comme cela est rapporté par Blair et Johnson, 2008.

Finalement, la part des espèces omnivores semble augmenter modérément en nombre d'individus et diminuer en nombre d'espèces au sein des zones urbaines. Quelques espèces très compétitives et présentes abondamment dominent en effet les cortèges urbains. Il s'agit en particulier d'espèces se nourrissant au sol tel que le Moineau domestique (McKinney, 2006). Au même titre que pour les espèces granivores, leur forte abondance s'expliquerait par la présence du nourrissage artificiel (dont les déchets issus de l'alimentation humaine) et des plantes ornementales (source importante de nourriture en invertébrés et en baies) (McKinney, 2006).

• **Distribution spatiale des espèces selon l'occupation du sol**

L'Analyse de Redondance indique que l'occupation du sol a une influence non négligeable sur la distribution spatiale des espèces. La majorité des espèces contactées le long du transect sont en effet fortement corrélées aux surfaces agricoles et naturelles (groupe I, $n = 27$) alors que seulement huit espèces présentent un lien fort avec la surface urbanisée (groupe II). Trois espèces sont quant à elles davantage liées aux surfaces moyennement anthropisées tels que les parcs urbains, les vergers et les jardins/potagers (groupe IIIa). Finalement, une vingtaine d'espèces sont distribuées de façon plus hétérogène, soit au sein des sites à dominantes naturelle et agricole (groupe III.c, $n = 9$), soit au sein des sites à dominante urbanisée (groupe III.b, $n = 11$). Peu d'espèces semblent donc plus fréquentes en zone urbaine qu'en milieu naturel. Ceci s'explique en partie parce que les ressources disponibles en ville limitent la taille des populations (Palomino et Carrascal, 2006) et que la majorité des espèces sont sensibles aux dérangements d'origine anthropique (bruit, mouvement des personnes, animaux domestiques, etc.) (Rottenborn, 1999).

La présence des différentes espèces au sein des trois groupes doit toutefois être nuancée. La position de la majorité des espèces par rapport aux axes 1 et 2 de l'ARD apparaît en effet peu significative. Certains biais liés à la méthode d'échantillonnage constituent également une source d'erreur à ne pas négliger. Quelques espèces parcourent par exemple de grandes distances pour se nourrir et n'ont probablement pas été contactées à proximité de leur site de nidification (rapaces, hirondelles, Héron cendré et Martinet noir). De même, 18 espèces n'ont été contactées que sur un ou deux sites. Les tendances observées pour ces espèces vis-à-vis de l'occupation du sol sont donc peu représentatives et restent à confirmer.

• **Rôle particulier du degré d'urbanisation**

L'analyse de l'abondance des différentes espèces au sein des trois niveaux d'urbanisation définis *a priori* met en évidence la complexité des relations « urbanisation – espèce ». Bien que cette abondance varie significativement pour 15 espèces, il ressort en effet que la variabilité (écart-type) du nombre d'individus contactés pour une espèce donnée sur les sites regroupés au sein d'un même niveau d'urbanisation est très importante. Il apparaît donc que les bornes des niveaux d'urbanisation définis *a priori* ne sont pas appropriées et/ou que les variations de pourcentage de recouvrement ne soient pas le facteur principal pouvant influencer sur l'abondance des espèces. D'autres facteurs liés au degré d'urbanisation, variables selon les espèces, peuvent en effet impacter l'abondance des espèces (McKinney, 2006). Les plus importants semblent être les ressources alimentaires disponibles (McKinney, 2006), les conditions de nidification (Clergeau *et al.*, 2006 ; McKinney, 2006) et la qualité et la quantité

disponible de la végétation (Oneal et Rotenberry, 2009 ; Sorace et Gustin, 2008 ; Palomino et Carrascal, 2006). Les résultats obtenus quant aux relations « urbanisation-espèce » peuvent par conséquent être discutés en fonction de ces facteurs et des données écologiques se rapportant aux espèces issues de Grant *et al.*, 2003.

Cinq espèces semblent être relativement sensibles à l'urbanisation. L'Alouette des champs, le Geai des Chênes et le Pouillot véloce fréquentent les zones naturelles/agricoles à urbanisées mais sont moins abondants lorsque le niveau d'urbanisation s'intensifie fortement. Il apparaît donc que le degré d'urbanisation ne joue qu'un rôle secondaire dans le choix du site de nidification pour ces espèces. La présence de milieux adaptés à leurs exigences écologiques conditionnerait davantage leur répartition. L'Alouette des champs est un oiseau steppique dont la présence est liée aux étendues cultivées. Elle est donc logiquement absente des espaces intensivement urbanisés. Le Geai des Chênes et le Pouillot véloce sont des espèces forestières qui peuvent être présentes en ville dans les forêts de taille relativement importante pour la première et dans la plupart des boisements reliques pour la seconde.

Les deux autres espèces (Fauvette grise et Grive musicienne) sont plus abondantes au sein des sites pas/peu et modérément urbanisés. Elles présentent des exigences écologiques plus restreintes (zone ouverte avec présence de haies et de buissons pour la fauvette et forêt mûre pour la grive), ce qui les rend sensibles à un trop fort degré d'urbanisation.

Dix espèces semblent au contraire adaptées à l'urbanisation, mais à différents degrés. Le Chardonneret élégant, le Pigeon ramier, le Rougequeue noir, le Serin cini, la Tourterelle turque et le Verdier d'Europe présentent une abondance plus forte sur les sites modérément et intensivement urbanisés. Ces espèces colonisent préférentiellement les espaces urbains où subsistent quelques éléments semi-naturels (bosquet, jardins, *etc.*), dont elles tirent profit pour se nourrir et/ou nicher. On les rencontre donc majoritairement au sein des villages et des zones pavillonnaires de l'agglomération.

Le Canard colvert, le Martinet noir, le Moineau domestique et le Pigeon biset peuvent se rencontrer à divers degrés d'urbanisation mais sont plus abondants lorsque la surface urbanisée à l'échelle locale est très importante. Le Canard colvert est une espèce ubiquiste capable de s'adapter aux milieux aquatiques anthropisés. Elle est fortement présente au sein de l'agglomération car elle profite du nourrissage humain. Les trois autres espèces, originellement inféodées aux milieux ruraux, sont préadaptées à la nidification sur les bâtiments (McKinney, 2006). Le Moineau domestique et le Pigeon biset sont également favorisés par l'abondance de leurs ressources alimentaires d'origine humaine. Ceci explique leur présence en grande abondance au sein du cœur de l'agglomération. Ces espèces constituent les acteurs principaux de l'homogénéisation des communautés d'oiseaux nicheurs de l'ensemble des grandes agglomérations européennes (Clergeau *et al.*, 2006).

Au niveau des 21 espèces dont l'abondance ne varie pas de façon significative le long du transect, 14 semblent sélectionner indifféremment des milieux naturels ou urbains lors de leur nidification. Il s'agit majoritairement d'espèces forestières (Etourneau sansonnet, Grimpereau des jardins, Merle noir, Mésange charbonnière, Pinson des arbres, Pouillot véloce, Rossignol philomèle, Sittelle torchepot, Troglodyte mignon) et/ou fortement inféodées aux zones humides (Gallinule poule d'eau, Martin pêcheur, Héron cendré). Bien qu'adaptées à l'urbanisation, celles-ci utilisent les ressources naturelles pour nicher et pour se nourrir (McKinney, 2006). Leur présence et leur abondance sont donc davantage corrélées à la composition et à la structure de la végétation au niveau local qu'au degré d'urbanisation. Elles ont généralement tendance à peu varier entre les milieux naturels et les sites à caractère naturel des zones urbaines (Donnelly et Marzluff, 2004), tels que les bords de Seine de l'agglomération de Troyes.

La présence des 7 autres espèces est associée à un degré d'urbanisation précis. Le Lorient d'Europe, le Pic épeiche et le Pouillot fitis sont des espèces typiques des milieux pas/peu urbanisés. L'Hirondelle rustique, la Mésange bleue et la Pie bavarde fréquentent les zones modérément urbanisées (villages par exemple). L'Hirondelle de fenêtre est finalement plus abondante en zone intensivement urbanisée. Ces tendances ne se vérifient pas lors de la présente étude, ce qui peut s'expliquer par le fait

que les espèces n'ont été contactées que peu de fois (sur 4 à 6 sites, sauf les 2 espèces d'Hirondelles). Une étude de plus grande envergure (territoire couvert et nombre de points d'écoute plus importants) permettrait d'apporter des précisions quant à la relation entre ces espèces et le degré d'urbanisation. Les Hirondelles, qui nichent au sein des zones urbanisées, fréquentent quant à elles les milieux naturels pour se nourrir, ce qui explique les nombreux contacts en zone pas/peu urbanisée.

Synthèse et implications pour l'aménagement du territoire

Au niveau des communautés, ce sont les différences de pourcentages de recouvrement des surfaces naturelles et urbanisées qui influencent le plus la structure et la composition des cortèges d'oiseaux nicheurs (**Tableau 7**). Les zones naturelles sont favorables à un grand nombre d'espèces majoritairement insectivores et omnivores, ainsi qu'à une diversité et une équitabilité élevées. Les zones urbaines sont au contraire favorables à peu d'espèces majoritairement granivores et présentent une richesse spécifique, une diversité et une équitabilité limitées.

Les variations des surfaces naturelles et urbanisées influencent également la distribution spatiale des espèces. La majorité des oiseaux fréquentant les zones à dominante naturelle ou agricole semble relativement sensible à l'urbanisation. Néanmoins, plusieurs de ces espèces ne sont pas strictement inféodées à ces milieux et se retrouvent en abondance moindre au sein des jardins, parcs et vergers situés à la périphérie et/ou au cœur des villes et des villages (Fauvette à tête noire, Mésange charbonnière et Troglodyte mignon par exemple). Les cortèges urbains sont au contraire dominés par des espèces non contactées au sein des espaces naturels et agricoles et qui présentent une abondance très forte (Moineau domestique, Pigeon biset, Martinet noir, etc.).

Ainsi, le maintien d'espaces naturels et semi-naturels dans les politiques d'urbanisation et d'aménagement du territoire apparaît être indispensable à la conservation d'une avifaune nicheuse diversifiée au sein des zones urbaines, péri-urbaines et agricoles. Il semble par exemple pertinent de maintenir la présence de parcs forestiers et de corridors écologiques (boisements linéaires le long des cours d'eau, « voies vertes », etc.) au sein des grandes agglomérations. De même, les remaniements agricoles (changements d'utilisation des terres, remembrements) doivent intégrer la sauvegarde des boisements et des haies, en particulier au sein des zones de grandes cultures.

Tableau 7

Synthèse des relations entre l'occupation du sol et l'avifaune nicheuse des bords de Seine

	zone naturelle	zone agricole	jardins, parcs et vergers	zone urbaine
Structure des communautés^a				
Nombre d'espèces (S)	↗	/	/	↘
Nombre d'individus (Ab)	-	/	/	↗↗
Indice de diversité (H')	↗	/	/	↘
Indice d'Équitabilité (Eq)	↗↗	↘↘	/	↘↘
Composition des communautés^a				
Espèces insectivores	↗	/	/	↘
Espèces granivores	↘	↗	/	↗↗
Espèces omnivores	↗	/	/	↘
Espèces^b				
Alouette des champs	-	★★	-	-

	zone naturelle	zone agricole	jardins, parcs et vergers	zone urbaine
<i>Canard colvert</i>	★	-	-	★★★
<i>Chardonneret élégant</i>	-	-	-	★★
<i>Etourneau sansonnet</i>	★	-	★★	★
<i>Fauvette grisette</i>	★★	★★	★	-
<i>Fauvette à tête noire</i>	★★	-	★	-
<i>Geai des Chênes</i>	★★	-	-	-
<i>Grive musicienne</i>	★	★★	-	-
<i>Martinet noir</i>	-	-	★	★★★
<i>Mésange charbonnière</i>	★	★★	★	-
<i>Merle noir</i>	★	-	★★	★
<i>Moineau domestique</i>	-	-	-	★★★
<i>Pigeon biset</i>	-	-	-	★★★
<i>Pigeon ramier</i>	★	★	-	★★
<i>Pic épeiche</i>	★	-	★	-
<i>Pouillot véloce</i>	★★	-	★	-
<i>Rougegorge familier</i>	-	-	★★	-
<i>Rougequeue noir</i>	-	-	★	★★
<i>Serin cini</i>	-	-	-	★★
<i>Sitelle torchepot</i>	★	-	★	-
<i>Tourterelle turque</i>	-	-	★	★★
<i>Troglodyte mignon</i>	★	-	★	-
<i>Verdier d'Europe</i>	-	-	-	★★

^a Relation entre les variables et l'occupation du sol : forte augmentation (↗↗), faible augmentation (↗), forte diminution (↘↘), faible diminution (↘)

^b Abondance très forte (★★★), forte (★★), moyenne (★) et faible à nulle (-) ; seules les espèces présentant les relations les plus significatives lors des analyses (RDA et tests) figurent dans le tableau.

Conclusion

L'occupation du sol à l'échelle locale influence fortement la structure des communautés avifaunistiques en période de nidification. Bien que non vérifié pour la richesse spécifique au sein l'agglomération de Troyes, le nombre d'espèces et la diversité des cortèges sont généralement maximaux à des degrés d'urbanisation faibles ou modérés. Le nombre total d'individus a, au contraire, tendance à diminuer lorsque les milieux naturels diminuent en faveur des surfaces agricoles et urbanisées. L'indice d'Équitabilité diminue au sein des zones fortement urbanisées et/ou agricoles, c'est-à-dire lorsque le niveau de perturbation des écosystèmes est important.

L'occupation du sol joue également un rôle sur la composition des communautés avifaunistiques. La proportion des espèces granivores augmente en nombre d'espèces et d'individus au sein des sites agricoles et des sites fortement urbanisés et diminue au sein des sites à dominance naturelle. Les espèces insectivores semblent au contraire diminuer en nombre d'individus lorsque le degré d'urbanisation s'intensifie. L'importance des espèces omnivores diminue quant à elle en nombre d'espèce et augmente en nombre d'individus lorsque la surface urbanisée augmente, ceci de part la

présence de quelques espèces très compétitives et abondantes au sein des zones urbaines (Moineau domestique notamment).

Au niveau spécifique, l'occupation du sol à l'échelle locale détermine la distribution spatiale des espèces nicheuses. Les sites à dominante urbaine sont colonisés par peu d'espèces adaptées aux conditions écologiques des villes et présentes abondamment. Il s'agit par exemple du Canard colvert, du Pigeon biset ou du Moineau domestique. Au contraire, de nombreuses espèces, telles que l'Alouette des champs, la Fauvette grisette et la Grive musicienne, sont sensibles à l'urbanisation et nichent préférentiellement au sein de zones naturelles et/ou agricoles. Plusieurs espèces sont par ailleurs tolérantes à l'urbanisation et choisissent leur site de nidification en fonction d'autres facteurs, tels que la composition et la structure de la végétation à l'échelle locale (Merle noir, Mésange charbonnière, Pinson des arbres, etc.).

Les relations entre l'occupation du sol et l'avifaune nicheuse des bords de Seine aux niveaux communautaire et spécifique sont donc complexes et diversifiées. Des études de plus grandes envergures sont à mettre en œuvre pour mieux comprendre les facteurs régissant ces relations, ceci en vue de mieux intégrer la préservation de l'avifaune dans le cadre de l'aménagement du territoire.

Références bibliographiques

- ALBERTI M.**, (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, **28** (2), 168-192.
- ALBERTI M., BOOTH D., HILL K., COBURN B., AVOLIO C., COE S., SPIRANDELLI D.**, (2007). The impact of urban patterns on aquatic ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, **80**, 345-361.
- ANTROP M.**, (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, **67**, 9-26.
- BEISSINGER S.R., OSBORNE D.R.**, (1982). Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, **84**, 75-83.
- BIBBY C., JONES M., MARDSEN S.**, (1998). Expedition field techniques. In: *Bird Surveys*. Expedition Advisory Centre, Londres, Royaume-Uni.
- BLAIR R.**, (2004). The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society*, **9** (5): 2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss5/art2/>
- BLAIR R., JOHNSON E.M.**, (2008). Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology*, **23**, 1157-1169.
- BLONDEL C., FERRY C., FROCHOT B.**, (1970). Méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par stations d'écoute. *Alauda*, **38**, 55-70.
- CAM E., NICHOLS J.D., SAUER J.R., HINES J.E., FLATHER C.H.**, (2000). Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the Mid-Atlantic States. *Ecological Applications*, **10** (4), 1196-1210.
- CHACE J.F., WALSH J.J.**, (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, **74**, 46-69.
- CHAPMAN K.A., REICH P.B.**, (2007). Land-use and habitat gradients determine bird community diversity and abundance in suburban, rural and reserve landscapes of Minnesota, USA. *Biological Conservation*, **135**, 527-541.
- CLERGEAU P., CROCI S., JOKIMÄKI J., KAISANLAHTI-JOKIMÄKI M.L., DINETTI M.**, (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, **127**, 336-344.
- CROOKS K.R., SUAREZ A.V., BOLGER D.T.**, (2004). Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, **115**, 451-462.
- DALE V.H., BROWN S., HAUEBER R.A., HOBBS N.T., HUNTLY N., NAIMAN R.J., RIEBSAME W.E., TURNER M.G., VALONE T.J.**, (2000). Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications*, **10**, 639-670.

- DONNELLY R., MARZLUFF J.M.**, (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology*, **18** (3), 733-745.
- FAULKNER S.**, (2004). Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosystems*, **7**, 89-106.
- GARAFFA P.I., FILLOY J., BELLOCQ M.I.**, (2009). Bird community responses along urban-rural gradient: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning*, **90**, 33-41.
- GERGEL S.E., TURNER M.G., MILLER J.R., MELACK, J.M., STANLEY E.H.**, (2002). Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, **64**, 118-128.
- GRANT P.J., MULLARNEY K., SVENSSON L.**, (2003). *Le guide ornitho : les 848 espèces d'Europe en 4000 dessins*. Delachaux et Niestlé, 400 p.
- MARZLUFF J.M.** (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Marzluff J.M., Bowman R., Donnelly R. (Eds.), Avian Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic, Norwell, Massachusetts, Etats-Unis, 19-47.
- MCKINNEY M.L.**, (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**, 247-260.
- MCKINNEY M.L., LOCKWOOD J.L.**, (1999). Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, **14** (11), 450-453.
- MELLES S., GLENN S., MARTIN K.**, (2003). Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, **7** (1), 5. [Online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5/>
- MILLER J.R., HOBBS R.J.**, (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, **16**, 330-337.
- NAIMAN R.J., DECAMPS H., POLLOCK M.**, (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, **3**, 209-212.
- ONEAL A.S., ROTENBERRY J.T.**, (2009). Scale-dependent habitat relations of birds in riparian corridors in an urbanizing landscape. *Landscape and Urban Planning*, **92**, 264-275.
- PALOMINO D., CARRASCAL L.M.**, (2006). Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of Northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning*, **77**, 276-290.
- PENNERATH V.**, (2008). *Diagnostic écologique des zones humides de l'agglomération de Troyes – Proposition financière et technique*. CPNCA, Bar sur Seine, France, 10 p.
- PENNINGTON D.N., HANSEL J.R., GORCHOV D.L.**, (2010). Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, **143**, 182-194.
- ROTTENBORN S.C.**, (1999). Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation*, **88**, 289-299.
- SHANNON C.E., WEAVER W.**, (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, Etats-Unis, 117 p.
- SHIRLEY S.M., SMITH J.N.M.**, (2005). Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, **125**, 475-489.
- SHOCHAT E., WARREN P.S., FAETH S.H., MCINTYRE N.E., HOPE D.**, (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 186-191.
- SORACE A., GUSTIN M.**, (2008). Homogenisation processes and local effects on avifaunal composition in Italian towns. *Acta oecologica*, **33**, 15-26.
- TURNER W.R., NAKAMURA T., DINETTI M.**, (2004). Global urbanization and the separation of humans from nature. *BioScience*, **54**, 585-590.

Suivi de l'avifaune nicheuse dans des forêts domaniales du Barrois en Champagne-Ardenne : 2004-2010

Bruno FAUVEL,

ONF, réseau avifaune

3 rue des Mets 10200 COUVIGNON

Régulièrement, l'Office national des forêts (ONF) réalise un bilan de la gestion durable des forêts domaniales, dénommé « Bilan patrimonial ». L'avifaune nicheuse commune, même si certains taxons ne sont pas aussi communs que cela, est un des indicateurs. Près de 80 carrés ont été inventoriés en 2010 au niveau national. Une analyse globale est réalisée par le MNHN dont je ne discuterai pas ici les résultats. Ils sont publiés régulièrement par le CRBPO (dans *Ornithos* et disponible sur le site de *Vigie-Nature*).

C'est dans ce cadre que je réalise des suivis depuis 2004 sur six carrés STOC-EPS dans les forêts domaniales d'ARC-EN-BARROIS, en Haute-Marne, de CLAIRVAUX et de BEAUMONT dans le sud de l'Aube. Il m'a semblé intéressant de réaliser une analyse de ces données notamment pour apprécier la qualité de l'information collectée.

La forêt d'ARC-EN-BARROIS fait partie du futur Parc national et ce travail alimentera la connaissance sur ce territoire qui est promu à un bel avenir, une chance pour la biodiversité à ne pas rater !

METHODE

Les carrés sont sélectionnés au niveau national par le CRBPO avec la contrainte que ceux-ci soient positionnés en totalité dans les forêts domaniales. En effet, si les résultats alimentent la base STOC-EPS, complément important pour suivre l'avifaune forestière nationale, ils doivent permettre un éclairage sur la qualité de la gestion forestière des forêts domaniales. Les six carrés font donc partie d'un plan d'échantillonnage national. Dans une réflexion plus locale (par massif, région naturelle, découpage administratif, etc.) le nombre des carrés et leur localisation seraient répartis différemment selon un plan d'échantillonnage adapté à la zone étudiée ; il ne faudra pas attendre de cet article une tendance évolutive des avifaunes forestières de la Haute-Marne et du sud de l'Aube.

La méthode est celle du STOC-EPS : la première année, et sur chaque carré de 2 km de côté, l'observateur positionne 10 points d'écoute qui doivent être distants d'au moins 300 m. Ils seront contrôlés deux fois par an (en avril puis entre la mi-mai et la mi-juin), à l'identique tous les ans. Les contacts sont notés en nombre d'individus, non en couples, contrairement à la méthode des IPA ou indice ponctuel d'abondance (MULLER, 1997), en différenciant ceux vus ou entendus avant 100 mètres et au-delà (JIGUET & JULLIARD, 2004).

Depuis 2004, l'observateur est resté le même et l'amplitude d'écoute des deux passages est centrée sur la dernière décade d'avril et la première de juin. Ceci permet de limiter le facteur humain qui risque plus de mettre en évidence des différences d'aptitudes entre observateurs que de véritables réalités ornithologiques, chaque humain ayant des capacités auditives et des limites d'identification très variables. Ce simple facteur aurait interdit les analyses qui vont suivre car les différences ou les évolutions démontrées pourraient trouver justification dans la seule alternance des observateurs. Ce facteur est gommé sur des échantillons plus importants (en nombre de points et/ou temps d'écoute supérieurs). Le fait de limiter l'amplitude calendaire permet aussi d'annuler l'impact de la phénologie de

la nidification et de la migration. On est en droit de penser qu'en revenant sur les points d'écoute à la même époque tous les ans, on se trouve dans les mêmes conditions phénologiques. On dénombre des oiseaux chanteurs pour la très grande majorité et on sait que l'intensité des chants n'est pas linéaire tout au long de la période de reproduction et que les retours des migrateurs sont identiques à quelques jours près, répondant à des contraintes établies depuis des siècles.

Une description de l'environnement des points a été réalisée en 2007 selon un protocole particulier adapté aux forêts, utilisant des descripteurs plus « compréhensibles » pour des forestiers de l'ONF que ceux utilisés pour le STOC-EPS national. Des blocs homogènes de peuplements forestiers sont définis dans un rayon de 100 m pour chaque point. Il peut y avoir un seul bloc, parfois jusqu'à quatre. Sont notés pour chaque bloc : les essences avec leur recouvrement et le diamètre maximal des arbres, la surface relative du bloc par rapport au point, le traitement forestier (méthode de gestion qui impacte la structure du peuplement forestier), si le bloc est en régénération (stade particulier le plus riche en espèces où se superposent des arbres et de jeunes semis) et la stratification verticale.

Les trois forêts concernées font partie de la région des plateaux calcaires du Barrois. Le Hêtre est l'essence dominante avec des variantes à chênes.

RESULTATS

Le nombre total d'espèces observées depuis 2004 est de 66. Si on exclut les migrateurs tardifs qui sont parfois contactés fin avril, certains hivernent dans les forêts concernées, la richesse totale diminue de trois taxons (Pinson du Nord, Tarin des aulnes et Grive mauvis). Trois espèces supplémentaires sont observées uniquement au-delà des 100 mètres (Faucon crécerelle, Héron cendré et Tourterelle turque). Elles seront retirées de la liste par cohérence avec les analyses complémentaires qui vont croiser les résultats oiseaux et la description des peuplements forestiers dans le rayon de 100 mètres. La richesse totale de référence des oiseaux nicheurs sera donc de 60.

La richesse annuelle moyenne est de 45,8 (amplitude de 41 en 2005 à 51 en 2008).

Le nombre total d'individus dans le rayon de 100 m est de 12784 avec une moyenne annuelle de 1826. Les six espèces extraites de la richesse totale ne totalisent que 27 individus, soit une portion négligeable.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Nombre d'espèces par année	48	41	45	45	51	45	46
Espèces nouvelles (a)	-	3	2	3	1	1	2
Nombre cumulé d'espèces (b)	48	51	53	56	57	58	60
% d'espèces nouvelles (a de l'année N)/(b de N-1)	-	6,3%	3,9%	5,7%	1,8%	1,8%	3,4%
Nombre total d'individus	1591	1538	1689	2027	2040	1983	1916
Nombre cumulé d'individus	1591	3129	4818	6845	8885	10868	12784

Tab.I : Données globales et comparatives des inventaires réalisés sur les six carrés.

Trente-deux espèces sont signalées sur tous les carrés. Il s'agit d'espèces généralistes ou spécialistes des forêts feuillues de plaine (MULLER, 1997). Un groupe de 19 totalise un nombre d'individus (somme de tous les individus depuis 2004 dans le rayon de 100 m) supérieur à 140. Quatre dominent nettement avec plus de 900 individus et représentent plus du tiers des individus : Pinson des arbres (1346 individus), Rougegorge familier (1099), Merle noir (1005) et Sittelle torchepot (964). Voir Tab.IV. Treize ont un nombre d'individus inférieur à 140. Il s'agit, entre autres, du Bouvreuil pivoine, de l'Etourneau sansonnet, du Pic mar, du Pic cendré et du Lorient d'Europe, , espèces dont l'abondance se trouve limitée par la taille des territoires ou leur préférence pour les chênaies, ici dominées par le hêtre.

Dix espèces sont présentes sur 4 à 5 carrés. Il s'agit soit de spécialistes de jeunes forêts, coupes rases et jeunes semis (Fauvette des jardins, Bruant jaune, Pipit des arbres...) soit d'espèces à très grands territoires (Pic noir, Pigeon colombin, Coucou...).

Il reste 18 espèces rares ou localisées dont la présence est contrainte par une forte spécialisation, jeune forêt ouverte sans arbre, comme pour la Fauvette grisette, la Locustelle tachetée et L'Hypolaïs polyglotte. La figure 1 signale que ces espèces ne sont pas localisées au hasard, abondantes sur le carré 894 et dans une moindre mesure sur le carré 1056, signalant de fait des limites rencontrées sur les autres carrés (absence de zones coupées ras).

Mais on y trouve aussi des rapaces, des nocturnes, des espèces ne nichant pas en forêt (hirondelles) et des *taxons* toujours rares (Torcol, Cigogne noire...).

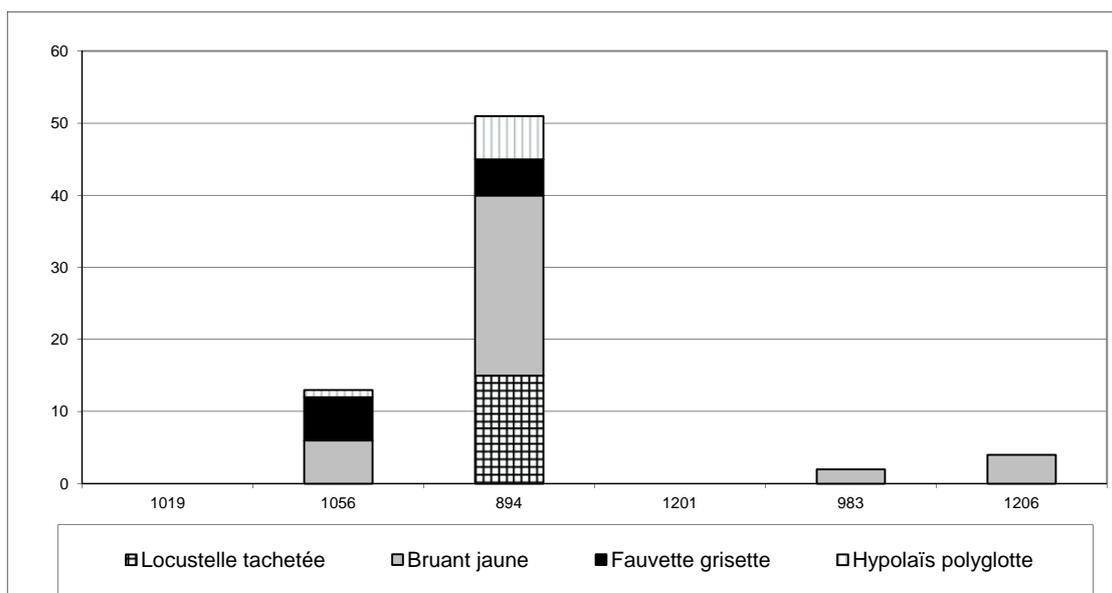


Fig.1 : Nombre d'individus total dénombrés depuis 2004 sur les six carrés pour quatre espèces connues pour leur forte spécialisation pour les coupes rases où alternent les zones herbeuses et les « buissons », ici des jeunes semis. Le Bruant jaune est moins spécialisé et tolère une certaine fermeture du milieu tant que les arbres restent rares.

Le nombre total d'individus dénombrés jusqu'à plus de 100 m est de 17185 soit un gain de 4401 (+34%). Cette valeur est importante et peut impacter les résultats si les observateurs étaient différents, modifiant ainsi la limite très théorique des 100 m qui reste une estimation personnelle.

On note 30% et plus d'individus au-delà de 100 m pour 18 espèces. Il s'agit du Lorient d'Europe (30%), du Pouillot fitis (32%), de l'Autour des palombes (33%), de la Grive musicienne (39%), du Pic cendré (42%), du Pigeon colombin (42%), du Pic épeiche (43%) et de la Grive draine (46%), du Pic noir (55%), du Pic vert (56%), de la Corneille noire (59%), du Pigeon ramier (74%) et du Coucou (90%). On trouve également dans ce groupe extrême l'Hirondelle rustique, le Martinet noir, le Faucon crécerelle, le Héron cendré et la Tourterelle turque, des espèces nichant hors forêt ou qui se localisent à quelques sites marginaux (cabanes et maisons forestières). Ce groupe de « 30% et + » concerne plus de la moitié des individus détectés au-delà des 100 m (53% exactement).

En considérant cette fois le seuil de 20% et plus, on ajoute 11 espèces (soit un total de 29). Il s'agit du Pinson des arbres (20%), du Geai des chênes (20%), du Pouillot véloce (22%), de la Mésange charbonnière (24%), du Troglodyte (25%), de la Chouette hulotte (25%), du Pic épeichette (25%), du Torcol (25%), du Merle noir (25%), de la Tourterelle des bois (28%) et de la Fauvette à tête noire (29%). Ces 29 espèces représentent alors 93% des individus détectés au-delà de 100 m.

En allant jusqu'à 10% et plus, on ajoute seulement trois espèces pour 94% des individus : le Bruant jaune (10%), la Locustelle tachetée (12%) et le Pipit des arbres (16%).

Il reste donc 34 espèces dont 91% des individus sont à moins de 100 mètres avec un sous-groupe de 100% qui totalise 18 espèces mais ne représente que 119 individus, moins de 1% du total. On y trouve des raretés, les migrateurs tardifs et des espèces difficiles à détecter par cette méthode (nocturnes, rapaces, Cigogne noire).

Catégories selon le % d'individus dénombrés à plus de 100 m	individus à 100m	individus à 100m et +	% à 100m	nb d'espèces
groupe de 0%	119	119	100%	18
groupe entre 1% et 9%	5000	5257	95%	16
groupe entre 10% et 19%	126	146	86%	3
groupe entre 20% et 29%	5686	7463	76%	11
groupe de 30% et +	1871	4205	44%	18
TOTAL	12802	17190	-	66

Tab.II : Pour chaque catégorie : Nombre d'individus notés jusqu'à 100 m, le nombre total, le % du premier groupe et le nombre d'espèces de chaque catégorie. En considérant ici toutes les espèces sans exclusion.

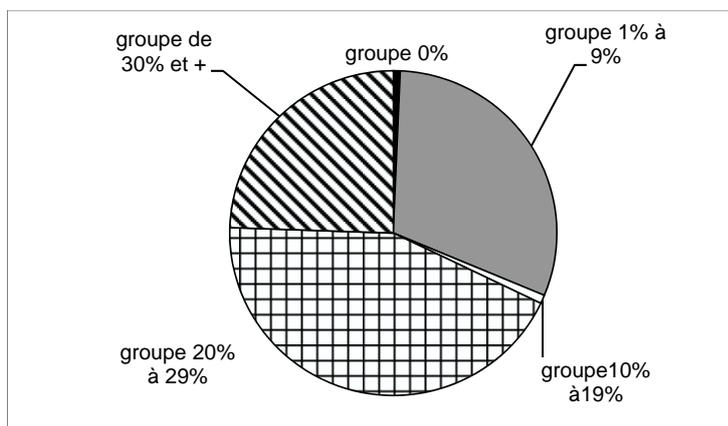


Fig.2 : Proportion d'individus de chaque groupe par rapport au total détecté (17190), total des individus sans la restriction des 100 m.

Les règles du STOC-EPS national imposent, pour qu'une tendance d'un taxon soit analysable, un minimum de 50 individus par an. Ici, il faut donc que ce nombre soit dépassé tous les ans en additionnant les 60 points réalisés (6 carrés x 10 points). Si j'applique strictement cette règle, 16 espèces ont des tendances possibles à analyser en admettant toutefois qu'une année il puisse y avoir moins de 50 individus (le cas pour deux espèces). Cette analyse concerne tous les contacts sans la limite des 100 m. Les analyses de tendances sont simplistes et réalisées uniquement par graphique, (avec 2004 comme base 100) dont quelques exemples sont illustrés (Fig.4). En effet, sur des secteurs aussi réduits géographiquement, il serait illusoire de pousser plus avant car les analyses spécifiques ne concernent pas, avec les règles du STOC-EPS, des taxons très spécialisés qui réagissent rapidement à la gestion forestière (pics en particulier mais aussi des fauvettes), espèces bio-indicatrices de stades évolutifs forestiers. Néanmoins sept espèces sur seize montrent des tendances réelles, six à la hausse et une à la baisse.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	moy.	tend.
Fauvette à tête noire	143	165	157	169	117	167	165	155	+ / =
Geai des chênes	52	76	138	46	76	68	39	71	- / =
Grimpereau des jardins	52	54	57	68	78	45	80	62	+ / =
Grive musicienne	91	87	74	137	160	176	168	128	+
Grosbec casse-noyaux	79	98	111	79	140	100	139	107	+
Merle noir	167	166	151	204	202	252	201	192	+
Mésange charbonnière	110	204	120	110	120	73	147	126	- / =
Mésange nonnette	41	53	62	81	79	91	105	73	+
Pic épeiche	69	72	100	84	90	52	67	76	- / =
Pigeon ramier	227	235	208	192	316	291	234	243	+ / =
Pinson des arbres	190	223	223	252	239	269	292	241	+
Pouillot fitis	67	66	73	80	55	86	72	71	+ / =
Pouillot véloce	154	92	72	105	106	82	75	98	-
Rougegorge	135	132	153	211	209	188	146	168	+ / =
Sittelle torchepot	81	124	106	112	168	213	215	146	+
Troglodyte mignon	122	139	126	184	178	122	115	141	- / =

Tab.III : Sommes annuelles des individus pour les 16 espèces dont les tendances sont analysables. La moyenne (Moy.) est donnée ainsi que la tendance (tend.).

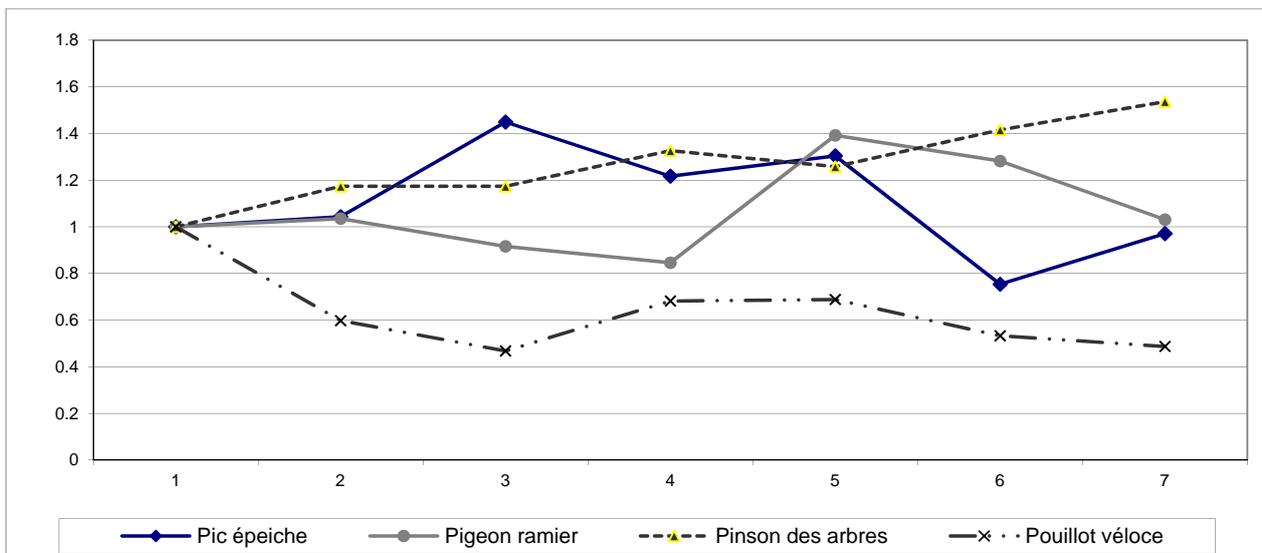


Fig.3 : Quatre espèces pour illustrer les tendances (+) Pinson, (-) Pouillot véloce, (+/=) Pigeon ramier et (-/=) Pic épeiche.

Résultats par carrés :

Les données utilisées pour l'analyse des six carrés sont réduites au nombre d'individus pointés à moins de 100 m. Des espèces supplémentaires sont extraites pour des raisons de méthode. En effet, je vais comparer les carrés entre eux et j'ai donc retiré les espèces dont la méthode n'est pas appropriée pour détecter leur présence, encore moins le nombre d'individus. Il s'agit de : l'Autour des palombes (3 individus depuis 2004), la Buse variable (18), la Chouette hulotte (4), l'Epervier d'Europe (3), la Bécasse (1), le Martinet noir (3) et de la Cigogne noire (1). Le nombre d'espèces est donc réduit à 52. Un calcul de biomasse brute (masse individuelle brute multipliée par le nombre d'individus) est réalisé, sans référence à une surface. Les valeurs utilisées pour les biomasses individuelles proviennent de MULLER (1997).

Les carrés sont nommés à l'identique à la base STOC-EPS et le territoire communal dominant est donné.

	ARC EN BARROIS 52	BUGNIERES 52	CUNFIN 10	GIEY SUR AUJON 52	RICHEBOURG 52	VILLE-SOUS- LAFERTE 10	Total
<i>Code carré STOC-EPS</i>	1019	1056	894	1201	983	1206	
Pinson des arbres	189	275	172	204	272	234	1346
Rougegorge familier	203	186	163	191	186	170	1099
Merle noir	150	177	172	190	174	142	1005
Sittelle torchepot	140	230	85	156	187	166	964
Fauvette à tête noire	134	169	150	86	118	115	772
Troglodyte mignon	93	137	123	85	160	144	742
Grosbec casse-noyaux	114	146	98	136	136	97	727
Mésange charbonnière	126	138	86	116	140	69	675
Grive musicienne	88	78	57	155	116	53	547
Pouillot véloce	82	103	123	77	65	87	537
Mésange nonnette	72	86	59	89	72	113	491
Pigeon ramier	78	76	61	95	79	53	442
Grimpereau des jardins	43	89	43	79	103	57	414
Geai des chênes	60	79	37	83	65	70	394
Pouillot fitis	34	90	93	41	46	37	341
Mésange bleue	52	66	41	53	75	42	329
Pic épeiche	31	59	41	63	70	42	306
Pouillot siffleur	30	55	43	44	68	33	273
Tourterelle des bois	43	21	54	43	23	16	200
Accenteur mouchet	9	43	53	5	11	22	143
Fauvette des jardins	10	52	37		25	9	133
Bouvreuil pivoine	17	19	25	9	13	19	102
Mésange à longue queue	23	22	12	15	13	14	99
Étourneau sansonnet	10	12	26	4	30	3	85
Pipit des arbres	13	21	27		2	11	74
Grive draine	12	22	11	6	13	7	71
Corneille noire	14	9	6	4	11	13	57
Pic mar	11	8	5	7	13	9	53
Roitelet à triple bandeau	3	6	12	10	3	14	48
Mésange huppée	8	7	2	8	8	5	38
Bruant jaune		6	25		2	4	37
Linotte mélodieuse	1	2	19	1			23
Pigeon colombin	5		10	1		7	23
Gobemouche gris		5	6	3	3	2	19
Pic noir		6	3	2	4	2	17
Loriot d'Europe	3	4	1	4	3	1	16
Pic vert	5	5	1		3	2	16
Locustelle tachetée			15				15
Pic cendré	2	2	3	1	1	5	14
Coucou gris	1	3	5		1	2	12
Fauvette grisette		6	5				11
Pic épeichette		2	2	2	1	2	9
Hypolaïs polyglotte		1	6			1	8
Chardonneret élégant	2					3	5
Verdier d'Europe	1		2		1	1	5
Bergeronnette grise					3		3
Torcol fourmilier	1	1				1	3
Roitelet huppé			1		1		2
Rougequeue à front blanc	1				1		2
Alouette des champs		1					1
Rossignol philomèle		1					1
Grimpereau des bois		1					1

	ARC EN BARROIS 52	BUGNIERES 52	CUNFIN 10	GIEY SUR AUJON 52	RICHEBOURG 52	VILLE-SOUS- LAFERTE 10	Total
Code carré STOC-EPS	1019	1056	894	1201	983	1206	
Nombre d'espèces	40	45	45	35	42	43	52
Total	1914	2527	2021	2068	2321	1899	12750

Tab.IV : Nombre d'individus des 52 espèces retenues pour l'analyse de biomasse pour les six carrés.

Le nombre moyen d'espèces par carré est de 41,7. Un carré se démarque nettement avec une richesse spécifique nettement inférieure (n°1201) et deux autres nettement supérieurs (n°1056 et 894).

En considérant le critère biomasse, cette hiérarchie se trouble un peu (Fig.4). Le carré le moins riche (1201) devient le premier en biomasse et un des plus riches (894) devient le dernier ! Ceci peut étonner mais il y a certainement un biais si on se contente de sommer ainsi les biomasses d'espèces dont la détection par l'observateur est très différente : des espèces sont bruyantes et sont donc faciles à détecter et d'autres plus discrètes, difficiles à détecter. De plus, les plus lourdes sont très souvent les plus faciles à détecter, donc 1 individu en plus ou en moins de ces espèces influence notablement les résultats en biomasses.

La description des points confirme que pour l'ensemble des carrés le Hêtre est l'essence dominante, puis les chênes et le Charme. Il y a globalement une grande homogénéité. Ce descripteur ne permet pas ici de ségrégation. La hauteur dominante n'apporte pas ici d'information permettant d'expliquer les écarts observés.

Restent la surface terrière (G qui représente la somme des surfaces des sections des arbres à 1,30 m du sol, exprimée à l'hectare) et la stratification verticale. Ce dernier descripteur sera simplifié car une analyse de corrélation montre une opposition significative ($p < 0.05$) entre les deux niveaux inférieurs et les deux supérieurs. Les biomasses permettent d'évaluer l'importance des espèces migratrices et des groupes de nicheurs selon une typologie simple : nicheur arboricole (nid installé sur les branches), nicheur cavernicole (nid dans des cavités) et nicheur au sol.

Le pourcentage des migrateurs est globalement important. Ceci montre que les carrés sont hétérogènes en structure, mélangeant des peuplements forestiers jeunes et des plus vieux. On atteint néanmoins des valeurs moyennes importantes de migrateurs, signalant un déséquilibre en faveur des jeunes et très jeunes peuplements forestiers. Une remarque s'impose: il peut aussi s'agir d'un biais dû à la localisation des points sur les limites de parcelles, effet de lisière favorable aux migrateurs.

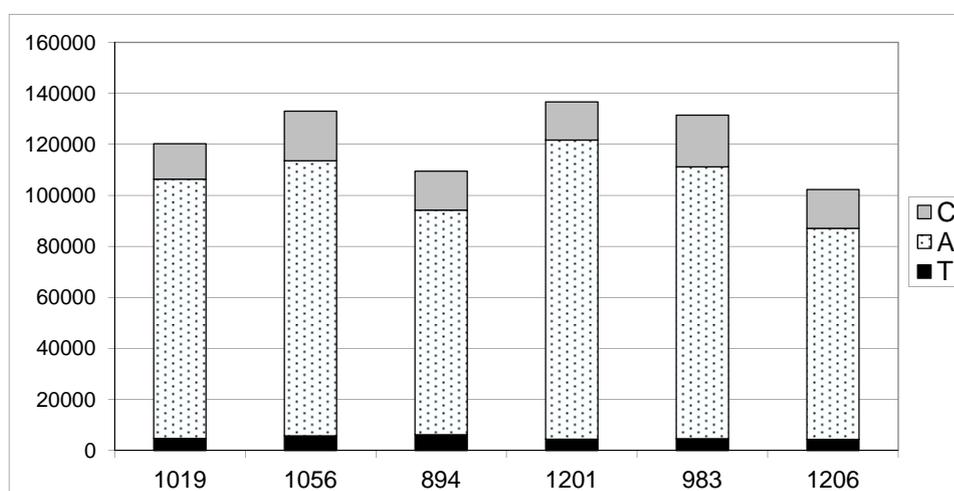


Fig.4 : Somme des biomasses par carré et selon les critères nicheur au sol (T), nicheur dans les arbres (A) et cavernicole (C).

Le pourcentage de biomasse des nicheurs arboricoles (24 espèces) est dominant, variant de 80% à 86%. Ce groupe se partage entre migrateurs et sédentaires. Le groupe des cavernicoles (19 espèces) est sous-représenté (de 11% à 15%) et il est dominé par les sédentaires. Celui des nicheurs au sol (9 espèces) ne représente que de 3 à 6% et il est dominé par les migrateurs.

Ces deux derniers groupes, opposés également par le critère migrateur/sédentaire - les migrateurs sont dominants dans les premiers stades de l'évolution forestière et les sédentaires en fin de cycle - et surtout par le besoin de broussailles ou de gros arbres, devrait permettre de comparer les carrés. Or, il y a une relation positive entre les biomasses de ces deux groupes ! Il semble donc que les valeurs ainsi regroupées masquent de l'information notamment parce que les groupes sont souvent composés d'une espèce commune et abondante, le Rougegorge pour les nicheurs à terre par exemple, qui masque la présence d'espèces plus spécialisées et peu abondantes (Pouillot siffleur, Locustelle...).

N°carré	G	Niv. inférieurs	Niv supérieurs	Nb. espèces	% migrateurs	Essence dominante 1	Essence dominante 2	Nombre de blocs	% espèces cavernicoles	% espèces nichant à terre
1206	19.3	26.1	50.5	43	39%	hêtre	charme	19	15%	4%
983	22.9	20.9	48.5	42	43%	hêtre	chênes	17	15%	4%
1201	23.8	22.6	69.7	35	51%	hêtre	chênes	15	11%	3%
894	14.5	43.6	46.6	45	49%	hêtre	chênes	16	14%	6%
1056	21.4	41.1	41.1	45	41%	hêtre	chênes	13	15%	4%
1019	22.3	20.4	62.1	40	48%	hêtre	charme	19	12%	4%

Tab.V : Principaux descripteurs de chaque carré : G = surface terrière totale ; Niv inférieurs = somme de recouvrement des 2 niveaux inférieurs (0-1m + 1-2 m) ; Niv. Supérieurs = idem mais pour 8-16m + 16-32 m ; % migrateurs = % des biomasses pour les migrateurs ; essence dominante 1 = l'essence qui domine dans le carré, puis la deuxième ; nombre de blocs = nb de blocs de peuplements forestiers identifiés sur les carrés et % de biomasses pour les cavernicoles et les nicheurs au sol.

Il est donc difficile d'extraire de l'information selon les descripteurs utilisés. Toutefois, en effectuant des regroupements d'espèces basés sur leur spécialisation, on peut relier l'abondance et la présence ou l'absence de stades forestiers particuliers. C'est arbitraire, certes, mais on peut être satisfait de la cohérence obtenue ! Déjà, avec les espèces des jeunes stades forestiers reprises dans la figure 1, on ressentait que certains carrés se différenciaient des autres. Dans les carrés 894 et 1056 les espèces spécialisées des premiers stades (Locustelle, Linotte mélodieuse, Accenteur, Fauvettes grisette et des jardins, Bruant jaune,...) sont très bien représentées. Comme nous le verrons plus avant, ces espèces sont corrélées avec le recouvrement de la végétation basse et c'est seulement sur ces carrés que sont observés les recouvrements supérieurs à 50% du niveau de végétation allant de 1 à 2 m.

Un autre carré se démarque à l'analyse spécifique. Il s'agit du 1201, carré où je m'étonnais lors des inventaires d'entendre de nombreux Merles, Grives musiciennes, Pigeons ramiers et Geais des chênes. C'est sur ce carré que ces espèces obtiennent le maximum d'individus ! Il se caractérise aussi par l'absence des espèces précédentes et la richesse y est la plus faible. Ce carré est très homogène en structure forestière et les parcelles ouvertes ainsi que celles à vieux arbres sont rares, voire absentes ; la forêt est d'âge moyen.

Relations entre espèces et descripteurs

J'ai regardé cette fois les relations entre les descripteurs forestiers et les biomasses de chaque espèce. Des relations marquées et significatives (à $p < 0.05$) sont apparues pour 27 espèces (Tab.VI).

Le groupe A est composé de 17 espèces. On y retrouve les espèces typiques des premiers stades forestiers (forêt jeune de moins de 10-15 ans) et d'autres dont la présence peut s'expliquer soit par des forêts très ouvertes ou de lisières (Etourneau, Grive draine) soit par un stade particulier, comme la Tourterelle des bois qui se concentre uniquement dans les parcelles de 20 à 40 ans (stade perchis fermé et sans gros arbres). Les cas du Pic cendré et du Pic noir sont intéressants car leur présence semble s'expliquer par le degré d'ouverture des peuplements forestiers, ce qui est contraire aux postulats dans les forêts du nord-est de la France, notamment pour le Pic cendré.

Espèce	Relations avec G	Relations avec niv inférieurs	Relations avec niv supérieurs	Hauteur totale	Groupes de spécialistes
Tourterelle des bois	-				Groupe A : forêt jeune ou ouverte
Linotte mélodieuse	-	+			
Coucou	-	+			
Bruant jaune	-	+			
Hypolaïs polyglotte	-	+			
Locustelle tachetée	-	+			
Etourneau sansonnet	-	+			
Gobemouche gris	-	+			
Pouillot véloce	-	+	-		
Pouillot fitis	-	+	-		
Pic cendré	-	+	-		
Accenteur mouchet	-	+	-		
Fauvette à tête noire	-	+	-		
Fauvette des jardins	-	+	-		
Fauvette grissette	-	+	-		
Pic noir		+	-		
Grive draine		+	-		
Mésange charbonnière	+				Groupe B : forêt plus dense
Sittelle d'Europe	+				
Grive musicienne	+				
Pouillot siffleur	+	-		+	
Loriot d'Europe			+		Groupe C : Besoin de grands arbres
Grosbec casse-noyaux				+	
Pigeon ramier				+	
Pic épeiche				+	
Pinson des arbres				+	
Troglodyte mignon				+	

Tab.VI : Regroupement des espèces selon les relations avec les descripteurs forestiers ; + si positive et - si négative, à $p < 0.05$.

Les groupes B et C rassemblent des espèces de la forêt fermée avec des arbres. Seul le Pouillot siffleur montre sa préférence pour des forêts fermées, denses et avec de grands arbres : une écologie bien connue !

D'autres taxons ne sont pas apparus lors de cette analyse. Je peux citer notamment la Mésange nonnette et la Mésange bleue qui sont communes et connues pour leur spécialisation pour les derniers

stades forestiers. Je peux avancer comme explication la méthode utilisée pour ces analyses qui lissent l'information ; il suffit d'une faible surface de leur habitat préféré pour les maintenir.

Pour essayer de vérifier l'effet lissage des données, je vais analyser les données de certains taxons connus pour leur spécialisation (Locustelle tachetée, Hypolaïs, Pouillot fitis, Pouillot siffleur, Pic épeiche) et d'autres dont les premiers résultats posent questions (Etourneau, Pic cendré, Tourterelle des bois et Mésange nonnette).

L'analyse a concerné les relations entre espèces (en nombre d'individus). Deux sont corrélées significativement ($p < 0.05$) : la Locustelle tachetée et l'Hypolaïs polyglotte. Ces deux espèces sont connues pour préférer les milieux ouverts avec plus ou moins de « broussailles », ici des semis. On les trouve dans les parcelles en régénération jusqu'au moment où les semis, profitant de la pleine lumière, éliminent totalement les zones herbeuses ou à ronces.

D'autres relations importantes, uniquement positives, sont constatées mais elles ne sont pas significatives, comme pour le Pic épeiche et le Pouillot siffleur.

Les graphiques suivants permettent d'apprécier les relations entre le descripteur « niveaux de végétation » et le nombre d'individus de ces huit espèces (Fig.5 à 7). La valeur moyenne obtenue pour l'ensemble des 60 points est à remettre dans le contexte de l'échantillonnage : une majorité est présente sur des lisières internes marquées, peuplements forestiers très différents.

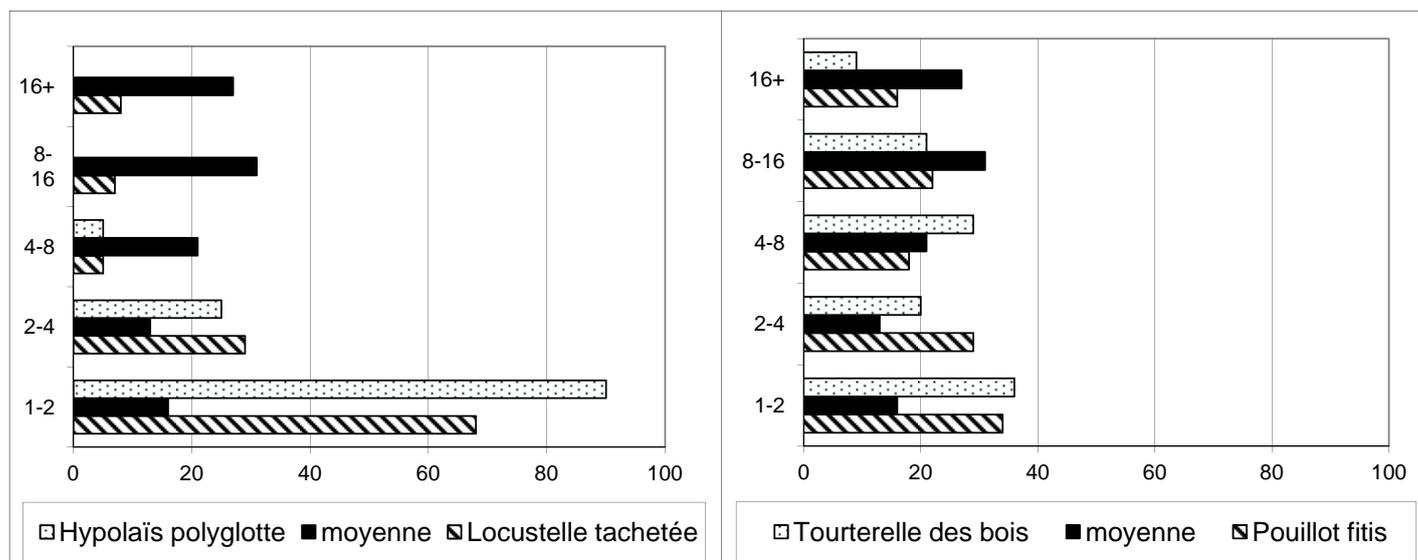


Fig.5 : Importance des niveaux de végétation moyens (moyenne) pour l'ensemble des 60 carrés et moyenne de chacun d'eux si les espèces sont présentes.

La figure 5 montre les quatre espèces qui préfèrent les niveaux inférieurs. On comprend mieux la relation significative entre la Locustelle et l'Hypolaïs avec un *preferendum* pour les deux niveaux inférieurs. La Locustelle se maintient toutefois avec quelques arbres. Le graphique de droite indique que le Pouillot fitis et la Tourterelle des bois préfèrent les niveaux inférieurs (> à la moyenne) et se trouvent limités par les deux supérieurs. Il y a également une limite d'analyse due à l'échantillonnage, positionnement des points sur des limites de parcelles qui interfère sur les résultats (un bloc de jeunes semis – présence de ces espèces - bordé par un bloc de vieux boisements – absence de ces espèces). Ceci montre probablement une indifférence à un effet de lisière.

La figure 6 regroupe deux taxons qui ont des préférences différentes. Le Pic cendré confirme la recherche de milieux jeunes (ouverts ?) ou des lisières, alors que l'Etourneau recherche probablement

plus des lisières de vieux boisements. On ressent pour ce dernier peut-être plus la limite de la méthode que l'image réelle de sa préférence. La même analyse réalisée dans des chênaies de Champagne humide (FAUVEL, à paraître) montre que l'Étourneau est capable d'occuper tout l'espace forestier tant qu'un gros chêne se maintient avec des abondances de 3 à 6 couples aux dix hectares dans les peuplements les plus vieux. L'Étourneau est beaucoup plus rare dans les forêts à dominance de Hêtre et il est probable qu'il recherche alors plus les lisières. Ces deux espèces sont des cavernicoles et il leur faut donc des arbres pour nicher.

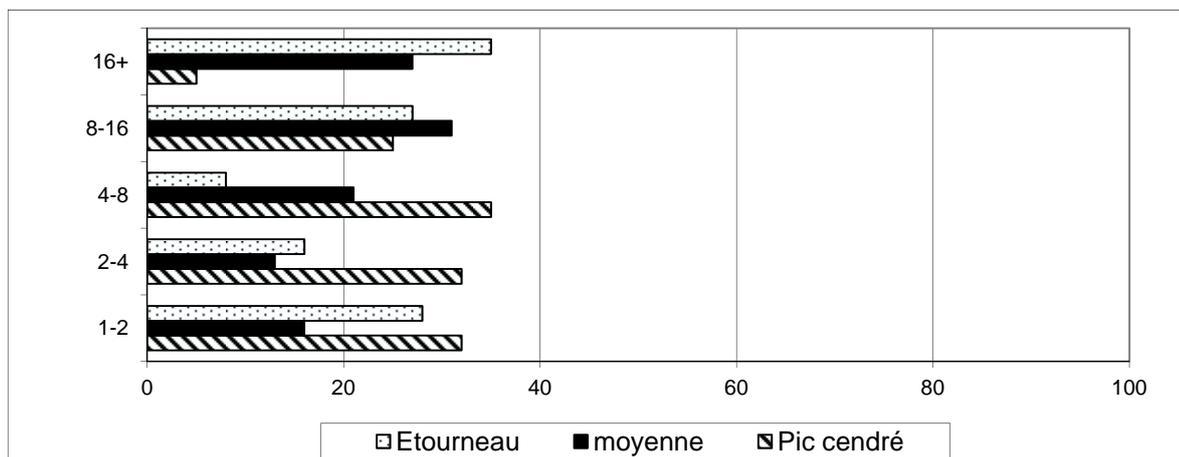


Fig.6: Importance des niveaux de végétation moyens (moyenne) pour l'ensemble des 60 carrés et moyenne de chacun d'eux si les espèces sont présentes, ici pour le Pic cendré et l'Étourneau sansonnet.

La figure 7 regroupe des espèces connues pour leurs préférences pour les vieux boisements. Ne sont repris que le Pic épeiche et le Pouillot siffleur mais la Mésange nonnette aurait une représentation quasi identique ; elle ne figure pas par simplification. Le Pouillot siffleur (nicheur au sol) confirme bien sa préférence pour une forêt fermée ; c'est le seul des Sylviidés à fuir les zones trop enherbées et les jeunes semis. Le constat pour le Pic épeiche est conforme à d'autres résultats.

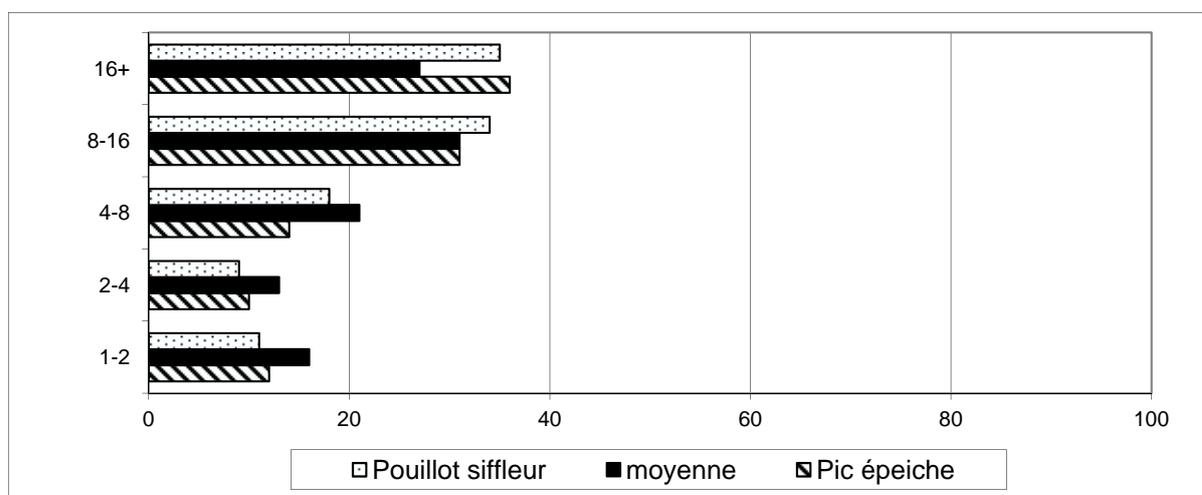


Fig.7: Importance des niveaux de végétation moyens (moyenne) pour l'ensemble des 60 carrés et moyenne de chacun d'eux si les espèces sont présentes, ici pour le Pic épeiche et le Pouillot siffleur.

DISCUSSION-CONCLUSION

La méthode STOC-EPS a fait ses preuves au niveau national, notamment parce que le nombre de points est très important. Elle permet de disposer d'informations très utiles pour évaluer les tendances évolutives d'un grand nombre d'oiseaux. Les résultats sont diffusés annuellement (régulièrement dans *Ornithos* ou sur le site *Vigie-Nature*).

Si les six carrés suivis et analysés ici sont intégrés dans la base nationale STOC-EPS, ils font partie d'un plan d'échantillonnage particulier pour évaluer la gestion des forêts domaniales. L'article cherche à montrer que des analyses sont possibles au niveau local mais que des limites sont vite atteintes.

Le nombre d'espèces contactées en période de nidification est de 60. Il y a encore un gain de 2 espèces au bout sept années. On pourrait penser que sur un laps de temps aussi long on pourrait stabiliser plus rapidement mais il faut se rappeler que le temps d'écoute total n'est que de 70 heures ! De plus, la méthode n'est pas adaptée pour détecter les espèces à très grands territoires comme les rapaces et les espèces nocturnes. Ce sont ces espèces qui ne permettent pas une stabilisation de la richesse car elles ne sont contactées qu'accidentellement.

Le protocole STOC-EPS demande de différencier les contacts compris ou non dans une limite de 100 m. Or cette limite est virtuelle. Si on veut utiliser les données comme dans cet article, pour un faible nombre de points, il faut limiter le facteur observateur. Celui-ci prend deux formes : 1/ cette limite de 100 m est une appréciation personnelle et une alternance d'observateurs peut interférer sur les résultats et 2/ les capacités d'identification entre observateurs sont très différentes pouvant minimiser ou maximiser certaines espèces. Ce point est très important, d'autant que la méthode limite à 5 minutes le temps d'écoute à chaque passage. Sur des tests que je réalise régulièrement tous les 3 à 5 ans, j'ai constaté que je suis à un peu plus de 60% de l'information totale sur un point au bout de 5 minutes, à 90 / 95% au bout de 10 minutes et à 99 / 100% au bout de 15 ; je reste alors 20 minutes sur le point. Chaque observateur a des seuils très différents et la plupart atteignent difficilement les 40 à 45% dans les cinq premières minutes.

Dans le cas présent, ce facteur humain est supprimé ce qui permet de poursuivre plus avant les analyses.

19 espèces sont présentes sur tous les carrés dont quatre représentent plus du tiers des individus : Pinson des arbres, Rougegorge familier, Merle noir et Sittelle torchepot. En élargissant aux espèces présentes sur au moins 4 carrés sur 6 on retrouve alors tous les taxons classiques d'une forêt feuillue de plaine à l'exception des spécialistes des stades buissonnants qui se localisent sur les parcelles coupées à blanc. Les plus spécialisées (Locustelle tachetée, Hypolaïs polyglotte, Fauvette grisette,...) ne sont détectées que dans les carrés où ces parcelles sont présentes. Cette cohérence de résultats est motivante !

On arrive à extraire des tendances évolutives pour quelques espèces. Il est évident que si l'on veut obtenir ce genre de résultats pour de faibles échantillons, très intéressants et dont le public est très friand, il faut augmenter le temps d'écoute ou le nombre de points et surtout être patient; une dizaine d'années semble être un minimum. Dans le cas contraire, des limites seront vite atteintes ou les constats seront sans réalité.

Malgré toutes ces limites, on note une certaine cohérence globale en comparant les carrés. En y ajoutant une description des points, on obtient alors des informations et des résultats conformes à ce qui est connu pour d'autres avifaunes forestières.

Les résultats seraient plus précis si le plan d'échantillonnage était plus stratifié, plus représentatif de l'habitat. Malgré le temps d'écoute limité, des relations statistiques ou simplement graphiques sont apparues entre le nombre d'individus et certains descripteurs de l'habitat forestier. On peut donc utiliser ce protocole STOC-EPS pour des études sur l'avifaune mais une réflexion initiale s'impose dans une approche préalable classique pour définir la méthodologie (ce que l'on veut étudier, le type de

résultats que l'on cherche, l'échantillonnage, la description, en intégrant les limites de chaque méthode).

J'ai aussi la conviction que je ne suis pas allé au bout des analyses et c'est un travail qui reste à faire. Peut-être que le Parc national permettra d'approfondir ces réflexions?

BIBLIOGRAPHIE (simplifiée)

JIGUET & JULLIARD, 2004.- Suivi temporel des Oiseaux Communs. Bilan du programme STOC pour la France. *Ornithos*, volume 11, n°3 : 97-117.

MULLER, 1997.- Les oiseaux de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord. *Ciconia*, 21 : 1-347.

Le Grimpereau des bois *Certhia familiaris* : en extension vers l'ouest?

Bruno FAUVEL

ONF, réseau avifaune
3 rue des Mets 10200 COUVIGNON.

Si le Grimpereau des bois est bien connu dans les forêts des montagnes de notre pays, il l'est moins dans les régions de plaine. Seule la Normandie possède une population identifiée de longue date avec une extension sur quelques forêts picardes (YEATMAN-BERTHELOT & JARRY, 1994).

J'écoute les oiseaux dans les forêts de Champagne-Ardenne depuis près de trente ans et j'ai rarement entendu cette espèce. Il est vrai que mes investigations se sont concentrées, jusqu'en 2005, sur le département de l'Aube, l'ouest de la Haute-Marne et les $\frac{3}{4}$ sud-ouest de la Marne. Je n'y avais jamais entendu l'espèce. Pourtant je ne rencontrais aucune difficulté à identifier ce grimpereau dans les Vosges, Jura, Alpes, Normandie et forêt de Compiègne où mes pérégrinations professionnelles m'ont conduit. Je peux donc affirmer que l'espèce y était bien absente avant 2007.

En 2006, chargé d'une mission dans une forêt domaniale de la Pointe des Ardennes, j'ai été surpris d'entendre quasiment autant de Grimpereaux des bois que de Grimpereaux des jardins *Certhia brachydactyla*. Certes l'espèce était connue sur cette zone (FAUVEL, 1992), mais je n'imaginai pas une telle abondance ! Depuis, je me suis déplacé sur la région dans un cadre professionnel et j'ai rencontré cette espèce en d'autres forêts qui me conduisent à me poser la question suivante : l'espèce est-elle en extension ?

Mon premier contact avec le Grimpereau des bois, hors de secteurs déjà connus, date de 2007. Je l'ai entendu dans la forêt domaniale de Châttrices (Argonne, 51). Il était strictement localisé, mais régulier, au fond de vallons à aulnes et érables. Plusieurs chanteurs sont localisés. Cette même année, j'ai entendu un chanteur isolé en forêt domaniale d'Arc-en-Barrois (52). En 2009 et surtout 2010, en travaillant sur le Gobemouche à collier à l'est de la Haute-Marne avec Bernard THEVENY (2010), j'ai entendu très régulièrement le Grimpereau des bois. Bernard THEVENY (BT) le connaissait déjà sur les forêts du Bassigny depuis 1994, sans confirmer ou non s'il s'agissait d'une expansion ou d'une méconnaissance qui expliquerait cette « apparition ». Par contre, la limite orientale de cette population « vosgienne » était inconnue. C'est maintenant chose faite : elle n'atteint pas la vallée de la Marne.

Dans le même temps, 2009 et 2010, j'ai entendu de nouveau l'espèce en forêt d'Arc-en-Barrois (plusieurs contacts cette fois) confirmant que la vallée de la Marne n'était plus une limite ; je réalise des inventaires sur cette forêt depuis 2004. Mais, la surprise est venue de l'Aube. J'effectue des suivis de l'avifaune forestière très précis, souvent de longue date, sur toutes les forêts et plus particulièrement sur celle de la Forêt d'Orient (au centre du département). En 2010, un premier chanteur est entendu en avril ; cet oiseau n'a plus été entendu par la suite. Un deuxième contact est réalisé à 2 kilomètres, en mai (BT & Bruno FAUVEL-BF-) puis en juin (BF), sur une parcelle de la forêt domaniale du Temple. En

2011, trois chanteurs différents sont entendus sur ce massif dont un est resté fidèle au canton jusqu'en juillet¹ !

Ces observations auboises signalent que l'espèce tente bien une expansion vers l'ouest car j'affirme que le Grimpereau des bois était absent de l'Aube. Je suis moins affirmatif pour la forêt d'Arc-en-Barrois car on se trouve à la limite de la population installée à l'est de la Haute-Marne et les individus des forêts de l'Argonne doivent être en contact avec la population lorraine. Il peut exister ici et là quelques noyaux isolés passés inaperçus.

Cette expansion est à surveiller. L'oiseau est à rechercher dans les mêmes peuplements que le Grimpereau des jardins : vieilles parcelles feuillues.

Bibliographie

-FAUVEL Bruno, coordination, 1992. *Les Oiseaux de Champagne-Ardenne*. COCA, Bar-sur-Aube, 290 pages.

-YEATMAN-BERTHELOT Dosithée & JARRY Guy, 1994. *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France, 1985-1989*. SOF, Paris, 776 pages.

-THEVENY Bernard, 2010. *Note sur le Grimpereau des bois en Haute-Marne*. Orfraie, n°46 : 52.

¹ Un autre chant a été entendu sur la RN de la Forêt d'Orient par Stéphane GAILLARD, ce qui porte à 4 le minimum.

Vertigo moulinsiana (DUPUY, 1849) & *Vertigo angustior* (JEFFREYS, 1830) sur la région Champagne - Ardenne

Olivier HESNARD

CPIE des Collines normandes
Le Moulin
61100 SEGRIE-FONTAINE
02.33.96.69.93
o.hesnard@cpie61.fr

En 2008, une première étude malacologique, effectuée sur les marais du plateau de Langres et sur la montagne de Reims, avait pour objectif la recherche de deux espèces de gastéropodes inscrits à l'annexe II de la directive Habitat-Faune-Flore : *Vertigo moulinsiana* et *Vertigo angustior*. (Hesnard O., 2009)¹.

Ce travail a contribué à améliorer les connaissances sur l'écologie et la distribution de ces deux gastéropodes. C'est ainsi que l'on a découvert au moins l'une des deux espèces sur cinquante-cinq sites prospectés. Il a également mis en évidence la présence de gastéropodes à fortes valeurs patrimoniales : *Platyla dupuyi*, *Vallonia enniensis*, *Ena montana* et *Pagodulina Pagodula*.

En 2010, une seconde phase de prospection a été programmée, la fréquence de l'habitat de *Vertigo moulinsiana* en Champagne – Ardenne, magnocariçaie sur sol saturé en eau, permettant d'assurer la découverte de nouvelles stations.

C'est au total vingt sites de la Directive Habitat qui ont été prospectés en 2010. Ils regroupent en tout une trentaine de secteurs principalement répartis sur la Marne mais aussi sur les trois autres départements.

I. Descriptif des espèces

1.1 Vertigo moulinsiana (DUPUY, 1849)

Cet escargot présente une coquille dextre (ouverture située à droite de l'axe d'enroulement), de forme ovoïde, ventrue, à cinq tours. Bien que petite (2,2 à 2,7 mm de haut pour 1,3 à 1,65 mm de diamètre), la coquille de ce *Vertigo* fait partie des plus grandes du genre. Translucide et brillante, sa teinte peut varier du jaune au brun rougeâtre. L'ouverture triangulaire est pourvue de quatre dents.



Vertigo antivertigo, à gauche
Vertigo moulinsiana, à droite

¹ Erratum sur le tableau récapitulatif des stations inventoriées p.60 pour la ZNIEFF N°210009506 Etang de Montreuil à Sermiers lire population de *Vertigo moulinsiana* en bon état de conservation

• **Caractères écologiques**

Espèce des zones humides calcaires, *Vertigo moulinsiana* s'observe sur les feuilles ou les tiges de plantes de marais alcalins, en bordure d'étangs, de lacs et de rivières, dans les dépressions et les prairies toujours humides (BENSETTITI F. & GAUDILLAT V. (Coord.), 2002). L'espèce exige en fait une végétation haute (de type magnocariçaie...), se développant dans un sol humide voire inondé.

I.2 *Vertigo angustior* JEFFREYS, 1830

Cet escargot présente une coquille senestre (ouverture située à gauche de l'axe d'enroulement), de forme oblongue à fusiforme, au sommet obtus. Très petite 1,5 à 1,9 mm de haut, pour 0,9 à 1 mm de diamètre, elle présente une striation marquée. La coquille, de couleur brun jaunâtre, présente une ouverture en forme de cœur avec 5 à 6 dents.



**Coquilles sous
binoculaire.**

• **Caractères écologiques**

L'espèce se trouve au niveau du sol, parmi les mousses et la litière (obs. pers.), les rhizomes d'iris (BENSETTITI F. & GAUDILLAT V., 2002).

Vertigo angustior exige des conditions écologiques très particulières et encore assez mal connues. Ces exigences peuvent cependant se

trouver dans une gamme d'habitats humides diversifiés : prairies humides ou marécageuses, pavements calcaires de ruisseaux, bords de plan d'eau, marais calcaires.

II. DESCRIPTIF DES MILIEUX INVENTORIES LORS DE L'ETUDE

Contrairement à 2008, où les sites inventoriés étaient principalement des marais tufeux localisés sur le plateau de Langres, les prospections de 2010 ont été effectuées sur l'ensemble de la région. Les habitats prospectés sont pour moitié constitués de marais alluviaux ou de tourbières alcalines de plaine, pour un quart de marais de sources, et pour le quart restant d'étangs, de prairies humides et de landes.

La majorité de ces sites couvrent de grandes surfaces, en moyenne 600 ha, et sont donc bien supérieurs à la superficie des marais tufeux prospectés en 2008 (quelques ha). Ils sont enclavés au sein de cultures intensives, ou en limite périurbaine, ce qui rend difficile la comparaison avec les marais intra-forestiers du plateau de Langres.

Bien que le début de l'année 2010 ait été particulièrement aride, l'état d'assèchement de nombreux sites ne semble pas associé aux conditions météorologiques mais à des transformations anthropiques des milieux.

II.1 Marais et tourbières des vallées alluviales

Sont associés à ces milieux : les marais de la Vesle en amont de Reims, de Germont-Buzancy, d'Athis-Cherville, de Saint-Gond, de la Bassée, de la Superbe, de la basse vallée alluviale de l'Aube, de la Vanne à Villemaur et de Villechétif.

Représentés sur seize secteurs, ils sont principalement localisés dans les vallées de plaines et reposent sur des alluvions. Les sites Natura 2000 associés à ces habitats sont de taille importante, en moyenne

540 ha. Le plus grand, le marais de Saint-Gond, représente une surface de 1592 ha. Le plus petit, le marais d'Athis-Cherville, couvre 55 ha.

La situation de ces marais, au milieu de cultures intensives, ne peut être dissociée de leur état de dégradation. Les dommages semblent irréversibles même après une gestion appropriée. C'est le fonctionnement hydrologique lui-même qui a été modifié en profondeur. Les raisons en sont le drainage souvent associé à la mise en culture, la conversion en peupleraies, l'exploitation de la tourbe... La suspension de ces activités ne saurait redonner aux sites leur état initial qui, par assèchement, sont entrés dans une dynamique de minéralisation.

II.2 Marais de sources

Les sites Natura 2000 associés à ces milieux sont : la Halle aux Vaches, le bois de la Voivre à Marault, les pelouses de la Barbarie à Savigny-sur-Ardres, les marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims, les pelouses et fruticées de la côte oxfordienne de Bologne à Latrecey.

Leur alimentation en eau a pour origine des sources. Leur état de conservation est variable selon les sites. En plus d'une alimentation par des eaux de sources, ils présentent des dépressions imperméables qui donnent à ces marais un caractère topogène.

L'origine de certains marais (source tufeuse), leur situation en fond de combe, enclavés au sein d'un massif forestier, permettent de les comparer aux marais du plateau de Langres : les bois de la Voivre à Marault, la Halle aux Vaches et les marais du Vivier à Chesnay et Trigny.

Les marais situés au nord de Reims paraissent en moins bon état (creusement de fossés de drainage).

Les marais cartographiés, sur la vallée de l'Ardre et de la côte oxfordienne de Bologne à Latrecey, paraissent relictuels.

II.3 Étangs et réservoirs

Quatre sites présentent des étangs : le réservoir de la Marne, dit du Der-Chantecoq, les herbages et cultures autour du lac du Der, l'étang de la Horre et les prairies de Courteranges.

Ces sites sont localisés aux environs du réservoir de la Marne ou au niveau des plans d'eau de la Forêt d'Orient. Ils sont apparentés au type naturel des étangs eutrophes.

Le réservoir du Der est caractérisé par de fortes variations des niveaux d'eau (saisonniers et annuels).

II.4 Prairies humides

Cet habitat est principalement représenté par le site Natura 2000 des prairies d'Autry.

Ce site regroupe de vastes prairies de fauche mésophiles à hygrophiles, ponctuées d'habitats d'eau douce (étang et ceinture de végétation) mais aussi d'un ensemble de peupleraies.

II.5 Landes et mares

Ces milieux sont représentés par deux sites Natura 2000 : les landes et mares de Mesnil-sur-Oger et d'Oger, et les landes et mares de Sezanne et de Vindey.

Si le paysage végétal est constitué majoritairement de landes à genêts, callunes, entrecoupées de moliniaies, caractérisant globalement l'acidité du sol, il peut ponctuellement présenter des formations végétales de bas-marais neutro-alcalin.

III. Méthodologie

Les prospections ont eu lieu du 19 avril au 5 mai.

Globalement, la météorologie de cette période a été caractérisée par un temps sec et ensoleillé. Les températures, élevées en journée pour la saison, sont régulièrement descendues en dessous de zéro la nuit. Les derniers jours d'inventaire ont présenté un temps couvert, venteux et froid.

L'aridité qui a régné lors de cette session de prospection n'a pas été très favorable à l'observation des mollusques.

Les sites prospectés sont majoritairement de taille importante. Ce facteur a joué significativement sur la méthodologie de prospection.

Les secteurs potentiels ont été repérés à partir des cartographies d'habitats. Ces dernières, en raison de l'état d'assèchement et de dégradation des habitats, ne correspondent pas systématiquement aux réalités de terrain. Pour exemple, les saulaies marécageuses sont tout au plus inondables.

La visite de chaque site a nécessité en moyenne une demi-journée. Certaines ont pu être effectuées en compagnie des chargés de mission qui ont été invités à suivre les prospections sur leurs sites.

Les deux escargots ont été recherchés à vue dans la litière ou sur la végétation.

Les gastéropodes observés ont été récoltés pour partie, en vue de leur identification et vérification à la loupe binoculaire.

A partir des effectifs observés et de la représentativité de l'habitat sur le site, l'état de conservation des populations a été estimé.

Simultanément, un prélèvement de litière a été réalisé (environ 10 litres). Cette collecte n'a pas été systématique pour la recherche de *Vertigo moulinsiana*, dont l'observation directe est souvent plus simple.

Le ramassage de la litière s'est effectué sur l'ensemble des stations potentielles à *Vertigo angustior*.

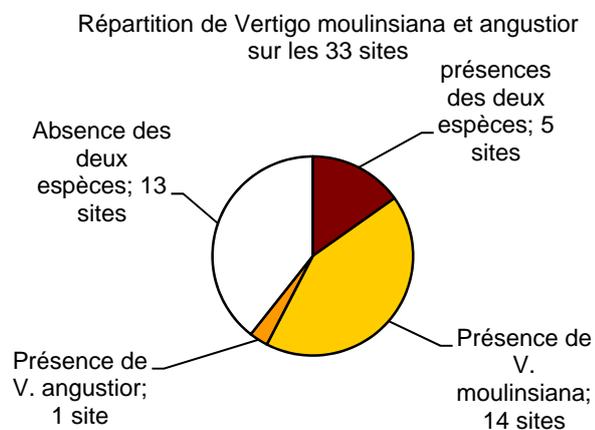
Chaque sac a été annoté avec les coordonnées du site et la date de prospection.

Après stockage, séchage, tamisage, tri et détermination des coquilles présentes dans l'échantillon, une liste d'espèces, associée aux effectifs, a pu être dressée.

IV. RESULTATS

IV.1 Par "chasse" à vue

Sur les trente-trois sites prospectés, plus de la moitié sont occupés par au moins l'une des espèces. *Vertigo moulinsiana* a été rencontré sur dix-neuf sites alors que *Vertigo angustior* n'est représenté que sur six. *Vertigo angustior* est souvent accompagné de *Vertigo moulinsiana*, sauf dans le cas du site du bois de la Voivre à Marault (52).



IV.2 Par méthode d'échantillonnage

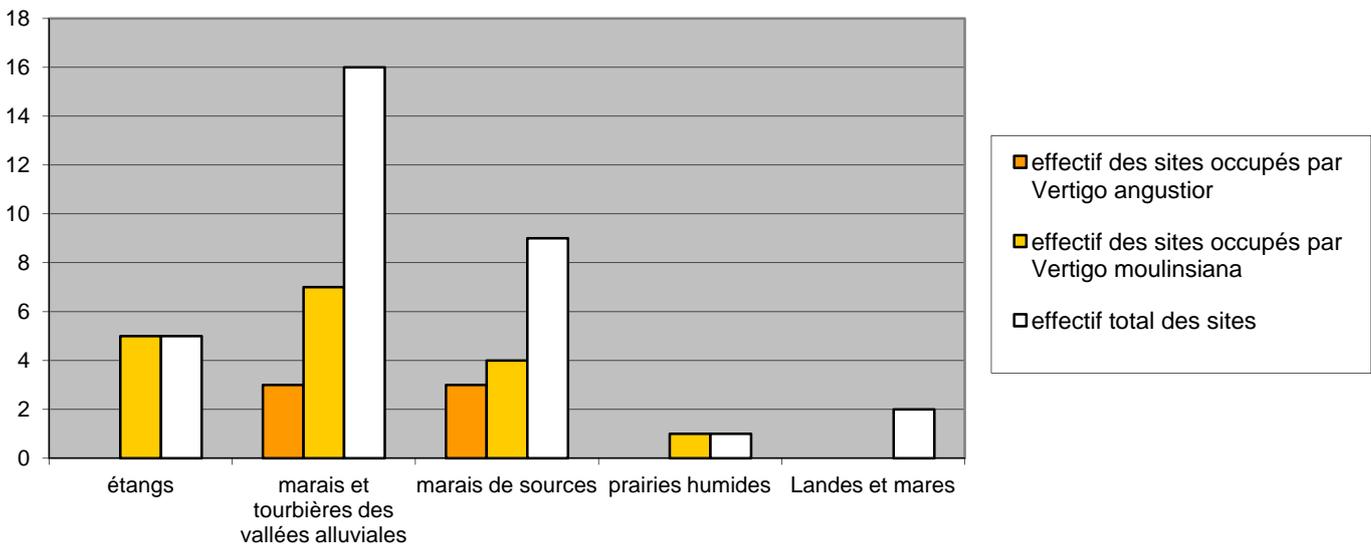
Après la recherche sur le terrain, la méthode par échantillonnage de litière a permis la découverte de deux sites abritant *Vertigo angustior*. L'analyse de la litière a donc permis de référencer une station complémentaire sur le marais de Saint-Gond (6 coquilles) et la découverte de l'espèce sur le marais de la Superbe (une coquille). Les populations découvertes ainsi présentent des effectifs réduits. Comme pour l'étude menée en 2008, le résultat par recherche à vue semble satisfaisant.

IV.3 Identification des habitats utilisés par *Vertigo moulinsiana* et *Vertigo angustior*

Lors de cette étude, *Vertigo moulinsiana* a été observé sur la végétation des berges d'étangs (100% de ces habitats prospectés), des marais de sources ainsi que sur celle des marais et tourbières des vallées alluviales (un peu moins de 50% chacun).

Vertigo angustior a été observé dans les marais de sources (33%) et dans les tourbières et marais des vallées alluviales (20%).

Répartition par type d'habitat



Les résultats obtenus sur l'ensemble de la région n'ont rien de comparable à ceux obtenus lors des inventaires sur les marais tufeux du plateau de Langres.

Proportionnellement, le nombre de sites occupés par l'une ou l'autre des espèces est moindre et l'état de conservation des populations est globalement moins bon. A titre d'exemple, le nombre moyen de coquilles de *Vertigo angustior* collectées par la méthode d'analyse de litière (volume 10 l) est de vingt-sept coquilles sur les marais du plateau de Langres, alors que sur les sites « de l'étage planitiaire » de la région Champagne-Ardenne, l'effectif tombe à quatre.

IV.4 Identification de la végétation utilisée par *Vertigo moulinsiana* et *Vertigo angustior*

Vertigo moulinsiana a principalement été observé au sein des magnocariçaies, se développant sur un sol immergé à très humide, habitat préférentiel de l'espèce. Globalement, il semble privilégier *Carex riparia* au développement rhizomateux et dont les tiges et les feuilles sont en contact direct avec l'eau aux carex se développant en touradon : *Carex paniculata*, *Carex elata*, et *Carex pseudocyperus*.

Alors que les conditions écologiques et les habitats semblent réunis, *Vertigo moulinsiana* présente une répartition particulière au sein des marais de la Vesle à Taissy – Saint-Léonard (aux environs de Reims). En effet, l'espèce s'observe principalement dans la végétation de berges de mares à characées. On suppose que les conditions écologiques (eau carbonatée) associées à ces algues doivent être favorables à la présence de *Vertigo moulinsiana*.

Sur les six populations de *Vertigo angustior* découvertes, quatre ont pu être localisées lors des prospections de terrain. Les deux restantes ont été détectées après analyse de litière. Les stations se situent sur des sols inondés (en surface) ou gorgés d'eau (sources).

Trois des sites présentent des sources tufeuses : la Halle aux Vaches, le marais du Vivier à Chesnay et Trigny, le bois de la Voivre. Sur ce dernier, *Vertigo angustior* a été trouvé au niveau de la source, dans la litière d'une cariçaie parsemée de phragmites.

Les stations identifiées sur le marais de Saint-Gond présentent une végétation de faible taille (une dizaine de centimètres). La litière est quasiment absente. Les conditions stationnelles liées à la Petite valériane, *Valeriana dioica*, semblent favorables à *Vertigo angustior*. Les stations des deux espèces sont communes sur ce marais. Il est à noter que cela ne s'est pas vérifié sur les autres marais (marais de la Vanne à Villemaur).

IV.5 Espèces accompagnatrices et patrimoniales

Lors de l'étude 2010, ce sont soixante-cinq taxons qui ont été identifiés, dont quarante-huit gastéropodes terrestres et dix-sept aquatiques.

Une majorité des mollusques inventoriés montre une large amplitude écologique.

Quatre espèces du genre *Vertigo* ont été observées lors de l'étude.

Vertigo pygmaea a été détecté sur les milieux les plus secs.

Vertigo antivertigo a été principalement détecté dans la litière et la strate muscinale des marais. En milieu inondé, il a pu être observé accroché sur les tiges et les feuilles de la végétation, à la manière de *Vertigo moulinsiana* (marais du petit mousois, étang de la Horre). *Vertigo moulinsiana* et *antivertigo* peuvent être conjointement présents sur le même site. Cependant, la taille et la couleur de la coquille permettent de les distinguer sur le terrain.

En 2010, la présence de *Vertigo angustior* a souvent été conjointe à celle de *Vertigo moulinsiana* mais ils n'occupent pas les mêmes habitats.

Contrairement au plateau de Langres, une seule espèce patrimoniale a été inventoriée. Il s'agit de *Vallonia enniensis*, trouvé uniquement sur le marais de Saint-Gond. Détectée par la méthode d'analyse de la litière, la station n'a pu être identifiée précisément sur le site. Les effectifs sont peu élevés (moins d'une dizaine de coquilles).

Vallonia enniensis (GREDLER, 1856) est une espèce des marais alcalins, inscrite à la liste rouge mondiale (UICN, 2008) dans la catégorie "insuffisamment documentée" et sur la liste rouge des mollusques de France métropolitaine (1994) dans la catégorie "vulnérable".

V. Tableau récapitulatif sur l'ensemble des stations inventoriées

-  population en excellent état de conservation
-  population en bon état de conservation
-  population en état de conservation médiocre

N°	sites Natura 2000	dépt.	Sites	espèces découvertes		
				<i>S. melanocephalus</i>	<i>S. anagallis</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>
FR2100274	Marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims	51	Le grand marais de Cormicy			
FR2100274	Marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims	51	Marais du Vivier à Chesnay et Trigny			
FR2100274	Marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims	51	Bois des Haut Balais			
FR2100274	Marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims	51	marais de 9 ans			
FR2100274	Marais et pelouses du Tertiaire au nord de Reims	51	Mont Berru et Mont Plein			
FR2100284	Marais de la Vesle en amont de Reims	51	Taissy/St Léonard			
FR2100284	Marais de la Vesle en amont de Reims	51	Prunay/Val de Vesle			
FR2100287	Marais de Germont-Buzancy	08				
FR2100288	Prairies d'Autry	08				
FR2100286	Marais d'Athis-Cherville	51	Marais d'Athis			
FR2100267	Landes et mares de Mesnil-sur-Oger et d'Oger	51				
FR210014790	La Halle aux Vaches	51				
FR2100262	Pelouses de la Barbarie à Savigny-sur-Ardres	51				
FR2100283	Marais de Saint-Gond	51	Le Petit marais de Oyes			
FR2100283	Marais de Saint-Gond	51	Buisson Maillard			
FR2100283	Marais de Saint-Gond	51	Marais de Reuves			X
FR2100268	Landes et mares de Sezanne et de Vindey	51				
FR1100798	la Bassée	77	Roches Perteleine et pâture de Beaulieu			
FR1100798	la Bassée	77	Jaillac et Port-Saint-Nicolas			
FR1100798	la Bassée	77	Le Petit Mousoi			
FR1100798	la Bassée	77	Le Gué de Vailly, le Grand Haut			
FR1100798	la Bassée	77	La Louverie			
FR2100285	Marais de la Superbe	51				
FR2100297	Prairies et bois alluviaux de la basse vallée alluviale de l'Aube	10	secteur 2-3-4-6			
FR2100282	Marais de la Vanne à Villemaur	10	Sausseron			
FR21000281	Marais de Villechetif	10	Romilly sur Seine - Sellière			
FR2100290	Prairies de Courteranges	10				
FR2100332	Etang de la Horre	10				
FR2100334	Réservoir de la Marne dit du Der-Chantecoq	51	L'étang Chevalier			
FR2112002	Herbages et cultures autour du lac du Der	10	Etangs de la Landre			
FR2112002	Herbages et cultures autour du lac du Der	10	Etgs du Grand Coulon			
FR2100249	Pelouses et fruticées de la côte oxfordienne de Bologne à Latrecey	52	Villiers le sec-Latrecey Ormoy			
FR2100326	Bois de la Voivre à Marault	52				
FR2100335	Etangs de Belval d'Etoges et de la Grande Rouillie	51		?		
Erratum	ZNIEFFG2 N°210009506 Etang de Montreuil à Sermier	51				

VI. Menaces, suivis et gestion

Si, pour certains sites, l'absence de *Vertigo moulinsiana* et *angustior* s'explique facilement en raison de conditions écologiques défavorables (acidité : landes et mares de Mesnil-sur-Oger et d'Oger, Landes et mares de Sézanne et de Vindey) pour d'autres, l'absence est plus difficile à expliquer et les raisons hypothétiques. On suppose quelles sont liées, naturellement ou suite à des perturbations anthropiques, à l'état de sécheresse des habitats.

De façon globale, de nombreux sites présentent un état de détérioration. L'absence de *Vertigo moulinsiana* et, a fortiori, de *Vertigo angustior*, plus exigeant, peut en être une conséquence. La cartographie des habitats, outil de base pour les prospections, s'est parfois avérée caduque. Si la disparition de *Vertigo moulinsiana* et *angustior* est difficilement démontrable sur un site, le mauvais état de conservation semble plus facile à justifier. La présence actuelle de l'espèce peut laisser présager une régression des populations (sites à populations médiocres) en raison de l'altération des marais. La détérioration de certains marais et tourbières est parfois marquée. De nombreux sites présentent une minéralisation de la tourbe entraînant une banalisation de la végétation.

Les causes de dégradation sont constantes et liées à des usages intensifs, qui ont modifié le fonctionnement hydrologique : populiculture (vallée alluviale de l'Aube, Marais de la Superbe), drainage pour la mise en culture, creusement de fossés d'assèchement, reprofilage de cours d'eau, exploitation de tourbe (Le Gué de Vailly, Marais de Germont-Buzancy). Par ailleurs, les causes de dégradation ne se limitent pas toujours à la zone préservée mais s'étendent aussi à l'ensemble du bassin versant qui l'alimente (Marais de la Vanne à Villemaur, Marais de Saint-Gond).

Certains sites ont présenté des dégradations ou des pratiques ponctuelles défavorables aux gastéropodes recherchés.

L'usage du feu, accidentel (le grand marais de Cormicy) ou volontaire, est à proscrire pour la faune à mobilité réduite.

De même, le caractère inondable lié aux fortes variations annuelles des niveaux d'eau est peu propice (réservoir de la Marne dit du Der-Chantecoq).

Lorsque des mesures de génie écologique sont mises en place, celles-ci n'ont d'intérêt que si elles règlent les causes et non les conséquences du dysfonctionnement écologique. Le traitement de la végétation par abattage des ligneux et débroussaillage ne sont que des pis-aller (Grand marais d'Oyes – marais de Saint-Gond). L'obturation de fossés de drainage, quand cela est possible, est préférable (Bois de la Voivre à Marault). L'impact même de certaines interventions visant à restaurer des habitats floristiques comme le décapage superficiel doit avoir des conséquences mal mesurées sur la faune de la litière, comme *Vertigo angustior* (le petit marais de Oyes – marais de Saint-Gond).

La mise en eau de zones marécageuses, à des fins ornithologiques (étang des Landres) ou cynégétiques (marais de la Superbe), a été favorable pour *Vertigo moulinsiana* et les milieux.

Pour finir, des pratiques qui, par expérience, paraissaient plutôt défavorables à *Vertigo moulinsiana*, se sont avérées acceptables.

Ainsi la mise en assec d'étangs (tous les 3 à 4 ans sur l'étang des Landres) ne semble pas être incompatible ; l'espèce doit se maintenir en utilisant des zones refuges. L'espèce et les facteurs écologiques qui lui sont associés mériteraient d'être suivis pendant et après les vidanges d'étangs.

Sur l'étang de la Horre, où une cariçaie fauchée abrite l'espèce en petite densité, la présence de *Vertigo moulinsiana* était inattendue en raison de l'absence de litière. Une fauche différenciée de la prairie et le suivi de l'espèce pourrait avoir un intérêt sur ce site.

Conclusion

Vertigo angustior a été découvert sur cinq sites Natura 2000 : sur des marais de sources tufeuses (marais du vivier à Chesnay et Trigny, la Halle aux Vaches, le Bois de la Voivre à Marault) et dans des marais alluviaux (marais de Saint-Gond et marais de la Superbe).

Contrairement aux marais tufeux du plateau de Langres-Châtillonnais, l'espèce est moins bien représentée sur l'ensemble de la région. Par ailleurs, l'état de conservation est moins bon sur l'ensemble des sites.

Les escargots ont été trouvés dans la litière herbacée des sources tufeuses et dans la strate muscinale des formations à *Carex panicea* (végétation basse, peu de litière) des marais alluviaux.

Bien que ces sites paraissent protégés, (le vallon de la Halle aux Vaches et le marais de Reuves), la dégradation généralisée des bassins versants est à l'origine de l'altération hydraulique des marais.

Vertigo angustior confirme donc sa rareté et ses exigences écologiques. Sa bonne représentation sur les têtes de bassin du plateau de Langres-Châtillonnais témoigne du bon état de conservation de cette zone géographique au niveau régional.

Comme pour le plateau de Langres-Châtillonnais, *Vertigo moulinsiana*, est plus fréquent que l'espèce précédente, avec treize sites Natura 2000 occupés. Sept présentent des populations en bon ou en excellent état. Sur le restant des sites, l'espèce est vulnérable en raison de l'assèchement des marais (populiculture, drainage, exploitation de la tourbe...).

Vertigo moulinsiana a ici été observé sur la strate herbacée des magnocariçaies à *Carex riparia* et sur les laïches amphibies. Cette végétation est principalement représentée sur les rives et les queues d'étangs, les marais alluviaux et les marais de sources.

Les prospections, réalisées en compagnie des opérateurs, ont permis à ces derniers de découvrir le groupe des gastéropodes, souvent ignoré. Il n'était ici pas question de mettre un nom sur des coquilles millimétriques, mais de rechercher les milieux de vie associés à ces espèces bioindicatrices.

Cette notion, tout de suite appréhendée par certains opérateurs, a permis la découverte de *Vertigo moulinsiana* sur de nouveaux sites (étangs de Belval, d'Etoges et de la Grande Rouillie –Hervé C.).

La recherche de cette espèce semble assez simple après une première initiation.

Si, sur le principe, la recherche de *Vertigo angustior* est équivalente, elle nécessite une certaine expérience, son habitat étant plus subjectif.

BIBLIOGRAPHIE

FALKNER G., RIPKEN T., FALKNER M. (2002) – *Mollusques continentaux de France. Liste de référence annotée et bibliographie*. Service du Patrimoine naturel, Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris : 350 p.

HESNARD O. (2009)- *Vertigo moulinsiana & Vertigo angustior dans les marais du plateau de Langres et le site de la montagne de Reims*. *Naturelle* n°3 : 55 - 62

KERNEY M.P., CAMERON R.A.D., BERTRAND A. (1999) – *Guide des escargots et limaces d'Europe*. Adaptation : A. BERTRAND, Ed Delachaux et Niestlé : 370 p.

Végétation et flore de la prairie au lieu-dit « Les Eaux Fontaines » à Charmont (Marne)

Pierre DETCHEVERRY

55270 Varennes-en-Argonne
Mél : p_detcheverry@yahoo.fr

Préambule

Cette note a été élaborée à partir d'observations botaniques et phytosociologiques réalisées depuis 2007 sur la partie septentrionale de la région du Perthois. Un effort particulier de prospection a été engagé sur les vastes secteurs de prairies encore présents dans les petites vallées de la Chée, de la Vière et de l'Ornain.

Sont présentés ci-après les résultats concernant l'une des prairies les plus remarquables observées sur cette zone d'étude.

Cadre géographique et géologique

La prairie étudiée se situe au lieu-dit « *Les Eaux Fontaines* » sur la commune de Charmont (Marne). Elle est localisée sur la côte de Charmont, qui constitue la limite sud des Argonnelles, prolongement méridional et surbaissé du massif de l'Argonne. Les collines attenantes au site atteignent 185 à 195 mètres. Ces reliefs sont modelés dans l'assise de la gaize et en certains secteurs, dans les marnes de « Brieenne » (ALLOUC *et al.*, 2007).

Au pied de cette côte, le relief à très molles ondulations ne dépasse pas 130 mètres d'altitude (transition entre la gaize et les marnes de « Brieenne ») pour progressivement évoluer vers la plaine alluvionnaire de la Saulx et de l'Ornain (alluvions récentes de la plaine du Perthois) d'une altitude d'environ 120 m.

Présentation de la prairie étudiée

La prairie s'étend sur une surface d'environ 13 hectares, en contact avec le ruisseau du Jardon, affluent de la Vière, provenant du bois communal des Battis et ceinturé au nord-est par le bois de Jaufontaine.

Le site présente une pente relativement homogène d'environ 5 à 10 % sur deux principaux versants : une partie du site est orientée sud-ouest, l'autre est orientée nord-ouest.

Les ados caractéristiques des prairies permanentes d'Argonne et de Champagne humide sont encore bien constitués, ce qui indique que la prairie n'a jamais été labourée au moyen des techniques agricoles modernes. Ces ados, hauts de quelques décimètres et larges de plusieurs mètres, créés dans le sens de la pente, servaient autrefois à accélérer le drainage superficiel de la prairie, la partie supérieure des ados étant parfois cultivée (DESMET et VAN DEN BERGE, 2001).

Cette prairie est propriété du carrier Calcia – Italcementi Group qui exploite la carrière d'argile de Bettancourt-la Longue. Un droit d'usage a été confié depuis plus de 15 ans à un agriculteur de Charmont

qui la fauche annuellement (sauf en 2008 et 2009) et qui affirme n'avoir jamais fertilisé ou fait pâturer le regain. Ce cas de figure est devenu aujourd'hui très rare dans le secteur du Perthois et des Argonnelles, les rares prairies de fauche qui persistent étant de plus en plus gérées intensivement (fertilisation, pâturage du regain avec chargement important...). La présence d'une clôture sur le site indique cependant que la prairie fut très certainement pâturée à une époque.

Méthodologie

Un inventaire floristique non exhaustif et 14 relevés phytosociologiques sigmatistes ont été réalisés en mai 2009 et juin 2010 sur la prairie. Les relevés prennent en compte les différents groupements prairiaux observés mais se concentrent particulièrement sur les groupements végétaux les plus intéressants.

La microtopographie des ados constitue un facteur important de différenciation des groupements végétaux, les sommets des ados présentant des conditions mésophiles tandis que les creux de certains ados, particulièrement en bas de pente, accumulent l'eau et présentent des conditions mésohygrophiles marquées. Afin d'étudier correctement les individus d'association, il a donc été nécessaire de réaliser des relevés de forme très allongée dans le sens des ados.

Groupements végétaux observés

• *Prairie du Primulo veris-Festucetum rubrae Misset, Royer et Didier in Royer, Felzines, Misset et Thévenin 2006*

Une grande partie du versant sud-ouest est colonisée par une prairie visuellement maigre qui peut être décomposée de la manière suivante :

- un socle bien constitué d'espèces prairiales des *Arrhenatheretea*, en particulier *Centaurea jacea* subsp. *jacea*, *Ranunculus acris*, *Trifolium pratense*, *Leucanthemum vulgare*. Les graminées prairiales oligo-mésotrophes, telles que *Anthoxantum odoratum*, *Holcus lanatus*, *Festuca rubra* et *Agrostis capillaris*, sont toujours bien représentées, mais leur recouvrement reste toutefois limité.
- les espèces des bas-marais (*Molinio-Juncetea*) et pelouses acides (*Nardetea*) sont plus ou moins recouvrantes : *Danthonia decumbens*, *Carex pallescens*, *Festuca nigrescens*, *Succisa pratensis*...
- le contingent d'espèces des *Festuco-Brometea* reste peu important : *Briza media* et *Lotus corniculatus*.

Ce groupement (**colonnes 2 à 11**) peut être rattaché à l'association du *Primulo veris-Festucetum rubrae* Misset, Royer et Didier in Royer, Felzines, Misset et Thévenin 2006.

La diagnose de cette association (Royer *et al.*, 2006) précise que les espèces caractéristiques sont plus ou moins fréquentes suivant les régions de Champagne-Ardenne et les individus d'associations peuvent être très variables. C'est le cas sur le site où il est à noter l'absence des espèces caractéristiques suivantes : *Trifolium ochroleucon*, *Dactylorhiza viridis*, *Carex caryophyllea*, toutes trois très rares dans le département de la Marne. Mais certaines espèces plus fréquentes sont aussi absentes comme *Colchicum autumnale*, *Ranunculus bulbosus*. La présence sur le site de *Cirsium tuberosum* et *Gaudinia*

fragilis, espèces différentielles géographiques, permet de rattacher sans ambiguïté ces relevés à la race subatlantique de l'association.

Il est possible de distinguer :

- un faciès mésophile (**colonnes 2 & 3**), localisé sur le sommet des ados, se dénotant par la très faible présence d'espèces des *Molinio-Juncetea* et des *Agrostietea* ;
- une variante mésohygrophile (**colonnes 4 à 11**) en situation topographique intermédiaire, sur le côté et parfois même dans le creux des ados en haut de pente, où l'introgession des espèces des bas-marais (*Carex ovalis*, *Juncus conglomeratus*...) est marquée. Ces relevés peuvent être rattachés à la sous-association *sanguisorbetosum officinalis* (différentielles *Succisa pratensis*, *Danthonia decumbens*). La diagnose de cette sous-association (Royer *et al.*, 2006) précise sa situation sur argiles compactes humides non inondables, ce qui est exactement le cas sur le site d'étude. Lorsque l'hygrophilisation est encore plus marquée (**colonnes 8 à 11**), les espèces des *Molinio-Juncetea* deviennent encore plus abondantes et annoncent l'évolution vers la prairie oligotrophe hygrophile (*cf.* ci-après).

L'association du *Primulo veris-Festucetum rubrae* Misset, Royer et Didier *in* Royer, Felzines, Misset et Thévenin 2006 a été à ce jour principalement observée et étudiée dans le département de l'Aube (Champagne humide) pour ce qui concerne la race subatlantique et des Ardennes pour la race submontagnarde (Royer *et al.*, 2006). L'observation de ce syntaxon dans le département de la Marne permet donc de compléter sa synchorologie régionale.

• **Groupement basal de la prairie oligotrophe hygrophile**

Dans les creux d'ados, l'hygrophilisation marquée favorise le contingent d'espèces des bas-marais dont certaines sont très abondantes : *Carex ovalis*, *Juncus conglomeratus*, *Agrostis canina*. La prairie hygrophile est aussi enrichie par *Galium palustre*, *Juncus inflexus*, *Myosotis scorpioides*, *Lysimachia nummularia*, *Ranunculus repens*.

Les espèces oligotrophes *Carex pallescens*, *Danthonia decumbens*, *Festuca nigrescens* sont encore bien représentées. Les espèces des *Festuco-Brometea* sont toujours représentées par *Briza media* et *Lotus corniculatus*, ce qui peut s'expliquer par l'assèchement parfois prolongé du substrat en période estivale.

La combinaison caractéristique du *Primulo veris-Festucetum rubrae* s'appauvrit nettement. Il persiste principalement *Anthoxanthum odoratum*, *Carex flacca*, *Dactylorhiza fistulosa* tandis que les espèces des sols plus mésotrophes comme *Anacamptys morio*, *Primula veris* subsp. *veris* disparaissent. La persistance, bien que très faible, de *Gaudinia fragilis* dans ce groupement est à souligner. Les espèces des *Arrhenatheretea elatioris* régressent sensiblement.

La balance floristique (**colonnes 12 à 14**) indique une nette évolution vers un groupement basal de la prairie oligotrophe hygrophile du *Junco conglomerati-Molinienion caeruleae* De Foucault et Géhu 1980. Comme cela a pu être observé sur d'autres prairies de l'Argonne (MISSET 1994, 2002, DETCHEVERRY 2010 *obs. pers.*), un degré d'hygrophyllie plus marqué permettrait certainement une expression plus nette de l'association du *Junco conglomerati-Scorzoneretum humilis* Trivauday 1995.

La présence de 4 espèces différentielles (*Succisa pratensis*, *Danthonia decumbens*, *Carex pallescens*, *Luzula campestris*) nous permet même de rapprocher ces relevés du *Junco conglomerati-Scorzoneretum humilis* sous-association mésotrophe *succisetosum pratensis*.

Ce groupement est aujourd'hui très rare en Argonne et Champagne humide.

• **Prairie du *Centaureo jaceae-Arrhenaterenion elatioris* de Foucault 1989**

Le versant nord-ouest est colonisé par une prairie se développant sur sol plus riche et plus mésophile. Visuellement, cet enrichissement de la prairie est très net avec une augmentation de la hauteur de végétation et un recouvrement important des graminées prairiales et de *Centaurea jacea* subsp. *jacea* au détriment des espèces oligo-mésotrophes (**colonne 1**).

L'évolution des conditions biotiques trouve certainement une origine dans les anciennes pratiques du site (fertilisation ou pâturage important de ce secteur du site).

Un intérêt botanique indéniable

L'intérêt botanique de cette prairie est indéniable et remarquable pour le département de la Marne.

Peuvent être mises en avant certaines espèces végétales :

- *Cirsium tuberosum*. PARENT (2002) la mentionne autour de Charmont dans son atlas de la flore de l'Argonne et la considère comme rarissime. L'espèce est certainement menacée de disparition sur la partie septentrionale du Perthois.
- *Anacamptys morio*, considérée comme rare en Argonne septentrionale (MISSET, 1995, 2000). Cette espèce, considérée autrefois comme commune en Argonne et Ardennes (A. CALLAY, 1900 et P. MAILFAT et L. CADIX, 1900 in MISSET 1995), n'est connue actuellement que de quelques stations en Argonne. L'espèce semble beaucoup plus rare dans le département de la Marne. Sur le site, les stations sont exceptionnelles avec plusieurs centaines, peut-être milliers, de pieds.
- *Dactylorhiza maculata*, connue de quelques stations en partie centrale et septentrionale de l'Argonne (MISSET, 1994, 1995, PARENT, 2002). Elle n'était à ce jour pas signalée dans le secteur de Charmont.

Nous pouvons aussi souligner la présence sur le site d'espèces, certes plus communes, mais en forte régression comme *Danthonia decumbens* et *Dactylorhiza fistulosa* (milliers de pieds).

Conclusion

La prairie des Eaux Fontaines constitue l'un des derniers exemples de prairie maigre de fauche qui devaient autrefois couvrir de plus vastes surfaces sur les collines de Charmont. Les groupements prairiaux et certaines stations d'espèces végétales y sont remarquables pour le département de la Marne et plus largement pour la région Champagne-Ardenne.

Le Conservatoire du patrimoine naturel de Champagne-Ardenne a signé en janvier 2010 une convention de gestion avec le propriétaire de la prairie. Celle-ci va pouvoir être préservée et suivie dans le cadre d'une gestion menée en concertation avec l'exploitant agricole qui réalise la fauche depuis plus de 15 ans.

Remerciements

Rik DESMET pour la transmission de la localisation de cette prairie et de diverses données floristiques relatives à ce site.

Stéphane THEVENIN et Claude WORMS pour avoir accepté de visiter en ma compagnie la prairie.

Jean-Marie ROYER pour ses remarques sur la classification des relevés phytosociologiques.

Bibliographie

ALLOUC, J., HARMAND, D., FAUVEL, P.-J., LE ROUX, J. et al., 2007 - Notice explicative, Carte géol. France (1/50 000), feuille de Revigny-sur-Ornain (190). Orléans : BRGM, 121 p.

CALLAY, A., 1900 - Catalogue raisonné et descriptif des Plantes Vasculaires du département des Ardennes. Charleville, E. Jolly, 455 p.

DESMET, R., VAN DEN BERGE, K., 2001 - Voyages au coeur de la nature en Argonne, Turnhout (Belgique). De Wielewaal, 216 p.

GREFFE, 2004 - Propositions concernant la révision de la liste régionale des espèces végétales protégées de la Champagne-Ardenne. Direction Régionale de l'Environnement de Champagne-Ardenne, 90p.

MAILFAIT, P., CADIX, L., 1897-1900 - Catalogue de la flore des Ardennes. Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, **3**.

MISSET, C., 1994 - Quelques observations sur la végétation et la flore du Nord de l'Argonne. Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, **84** : 32-43.

MISSET, C., 1995 - Quelques observations floristiques effectuées dans le nord de l'Argonne. Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, **85** : 42-45.

MISSET, C., 2000 - Observations floristiques dans le département des Ardennes et sur ses marges. Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, **85** : 85-105.

MISSET, C., 2002 - Nouvelles observations phytosociologiques sur les pelouses acidoclines du Violon caninae en Argonne (département des Ardennes (France)). Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, **92** : 25-37.

PARENT, G.H., 2002 - La flore de l'Argonne : biodiversité et atlas. Bull. Soc. Hist. Nat. Ardennes, Num. spec.: 1-138.

PARENT, G.H., 2004 - Trois études sur la Zone Rouge de Verdun, II. La diversité floristique. Ferrantia **38** : 45-265.

ROYER, J-M., DIDIER, B., 1982 - Etude phytosociologique des prairies alluviales inondables du bassin de la Voire (Champagne humide, France). Bull. Soc. Sc. Natura 2000. Arch. Hte-Marne, **22** : 418-459.

ROYER, J-M., FELZINES, J-C., MISSET, C., THEVENIN, S., 2006 - Synopsis commenté des groupements végétaux de la Bourgogne et de la Champagne-Ardenne. Bull. Soc. Bot. du Centre-Ouest, Num spec. **25**, 394 p.

TRIVAUDEY, M.J., 1995 - Contribution à l'étude phytosociologique des prairies alluviales de l'est de la France (vallées de la Saône, de la Seille, de l'Ognon, de la Lanterne et du Breuchin). Approche systémique. Thèse, Univ. de Franche-Comté, 2 vol. Besançon.



Tableau : *Primulo veris- Festucetum rubrae* Misset, Royer et Didier 2006 race subatlantique à *Gaudinia fragilis* et groupement proche du *Junco conglomerati-Scorzonoretum humilis* Trivaudey 1995

Commune de Charmont (51), lieu-dit Les Eaux Fontaines / Date : mai 2009 - juin 2010 / Observateur : P. Detcheverry

Colonne	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1	2-3	4-7	8-11	12-14
Aire (m ²)	16	16	16	16	9	16	16	16	16	16	16	9	16	9					
Hauteur de la végétation (m)	1	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	-	-	0,5					
Recouvrement herbacé (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100					
Pente (%)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5					
Exposition	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5					
Nombre d'espèces	20	14	19	19	22	22	25	26	23	22	24	24	26	28					
Combinaisons caractéristiques																			
Anthoxanthum odoratum L.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	V	V	V	V
Holcus lanatus L.	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	1			1	V	V	V	II
Carex flacca Schreb.				2	1			1	1	1	1	+	+	+		-	-	III	V
Festuca rubra L.	1	2	2	2	2	2	2					1			1	V	V	V	-
Dactylorhiza fistulosa (Moench)		1		2		1	1	2	2	1	1	+	+	+		-	-	III	IV
Anacamptis morio (L.) Bateman,		1	1			1		1								-	-	V	II
Primula veris L.		1														-	-	III	-
Agrostis canina L.							+	1	1	1	+	3	2	2		-	-	-	IV
Juncus conglomeratus L.												1	1	1		-	-	-	-
Carex ovalis Gooden.								1	1		1	1	1	1		-	-	-	IV
Galium palustre L.								1				1	1			-	-	-	II
Différentielles géographiques (race)																			
Gaudinia fragilis (L.) P.Beauv.												+	+	+		-	-	-	-
Cirsium tuberosum (L.) All.				3			2		2							-	-	III	II
Différentielles de sous-association																			
Succisa pratensis Moench			3	2	1	2		2	2	3	2	2	2	2		-	-	V	V
Danthonia decumbens (L.) DC.				+		+			+	+	+	1	1	+		-	-	-	IV
Carex pallescens L.		1		1	1		1		2	2	1	+	+			-	-	III	IV
Luzula campestris (L.) DC.	+											+				+	-	-	-
Molinio-Juncetea																			
Carex panicea L.				1			1	1		1	2	+	+	+		-	-	III	IV
Carex tomentosa L.				1	1			1	1	1	1	+				-	-	III	V
Silaum silaus (L.) Schinz & Thell.	2	2	2	2	2	3			2			3	2	2		2	III	IV	II
Festuca nigrescens Lam.										2	1	2	1			-	-	-	III
Myosotis scorpioides L.	+											+	+			+	-	-	-
Cl. Aarostietea stoloniferae																			
Lysimachia nummularia L.				1			1	1		1	1	2	1			-	-	III	IV
Juncus effusus L.		1	2	1			1	2	2	2	1	+	+	+		-	-	III	IV
Myosotis cespitosa Schultz [subsp.] prostrata (Rouy) P.Fourn.				1	1				1	1	1					-	-	III	IV
Ranunculus repens L.								1				1	1			-	-	-	II
Carex hirta L.								1								-	-	-	II
Potentilla reptans L.	1				1								+			-	-	III	II
Alopecurus pratensis L.	+		1													+	III	-	-
Silene flos-cuculi (L.) Clairv.	+				2						1		+			+	-	II	II
Carex disticha Huds.						+										-	-	-	-
Pulicaria dysenterica (L.) Bernh.													1			-	-	-	-
Juncus inflexus L.													+			-	-	-	-
Cl. Arrhenatheretea elatioris																			
Ranunculus acris L.	1	2	2	2	2	2	2		2	2	2			1		1	V	V	IV
Centaurea jacea L.	3	2	2	2	2	2	2	2	1	1		1	1	2		3	V	V	IV
Leucanthemum vulgare Lam.	1	1	1	2	2		1	1	1	1	1	+				1	V	IV	V
Trifolium pratense L.	2	2	2	2	2	2	1	2		2	2	1	1			2	V	V	IV
Luzula multiflora (Ehrh.) Lei.		1		1	2	1	1	1	2	1	2					-	III	V	V
Festuca arundinacea Schreb.	1	1							1			1		1		1	III	-	II
Plantago lanceolata L.		2	1	1	2	1	2	1			1		1			-	V	V	III
Lathyrus pratensis L.			2		+	1	+	1	1		1		1			-	III	II	IV
Rumex acetosa L.	1	1	1			1	+	1		1		+	+			1	V	II	III
Agrostis capillaris L.	1		2			1	+	1								1	III	II	II
Taraxacum officinale Weber	1		1											+		1	III	-	-
Vicia cracca L.				1												-	-	II	-
Cerastium fontanum Baumg.	+						+	+								+	-	-	-
Trifolium dubium Sibth.														1		-	-	-	-
Stellaria graminea L.	1					1							+			1	-	II	-
Cynosurus cristatus L.	+												+			+	-	-	-
Hypochaeris radicata L.							+					+				-	-	-	-
Prunella vulgaris L.														+		-	-	-	-
Cl. Festuco-Brometea																			
Briza media L.				1			1	1	1	1	+	+	+			-	-	III	IV
Lotus corniculatus L.	2	2	3	2		2		2	2	2	2	2	2			2	III	IV	V
Autres espèces																			
Ajuga reptans L.								1	1							-	-	-	III
Populus tremula L.						1										-	-	II	-

Colonne 1 : Groupement du *Centaureo - Arrhenatherenion* (*Primulo veris-Festucetum rubrae* très évolué)

Colonnes 2-3 : *Primulo veris-Festucetum rubrae* avec absence d'espèce des *Molinio-Juncetea* / *Nardetea* (sol plus riche)

Colonnes 4-7 : *Primulo veris-Festucetum rubrae sanguisorbetosum officinalis*

Colonnes 8-11 : *Primulo veris-Festucetum rubrae sanguisorbetosum officinalis* enrichi en espèces des *Molinio-Juncetea*

Colonnes 12-14 : Relevés proches du *Junco conglomerati-Scorzonoretum humilis* Trivaudey 1995 *succisetosum pratensis*

Histoire récente de l'invasion des Ardennes par trois rongeurs aquatiques : le Castor européen, le Ragondin et le Rat musqué

Thomas Ruys⁽¹⁾⁽²⁾, Alain Marre⁽¹⁾ et Michel Pascal⁽³⁾

- (1) GEGENA, Université Reims-Champagne-Ardenne - Campus Croix Rouge - 51 096 Reims, Email : alain.marre@univ-reims.fr
- (2) 2C2A - Centre de Recherche et de Formation en Eco-éthologie - 08 240 Boulton-aux-Bois, Email : thomasruys@wanadoo.fr
- (3) INRA - UMR Écologie et Santé des Écosystèmes - Avenue du général Leclerc - Campus de Beaulieu – F 35 042 Rennes cedex, Email : Michel.Pascal@rennes.inra.fr

Introduction

Pour les besoins d'une synthèse visant à établir l'évolution de la composition spécifique de la faune de vertébrés de France métropolitaine pendant l'Holocène (9200 ans avant J.-C. à nos jours), Pascal *et al.* (2006) ont adapté la définition de l'invasion biologique de Williamson (1996) en ces termes : « Une invasion biologique survient quand une espèce constitue une ou plusieurs populations pérennes et autonomes dans des milieux naturels situés hors de son aire de répartition initiale ». Cette définition s'affranchit de toute considération quant à l'impact de l'espèce dans les milieux conquis, impact dont la perception par une collectivité humaine peut évoluer au cours du temps en un même lieu, ou d'un lieu à un autre au même moment.

Selon cette définition, établir si une espèce est autochtone ou allochtone d'un espace donné revient à réaliser une analyse critique d'informations fournies par bon nombre de disciplines scientifiques : la paléontologie, l'archéologie, l'histoire, la biogéographie, l'écologie et la génétique, pour ne parler que des principales. La conclusion établie à l'issue de cette analyse critique est réfutable et peut évoluer en fonction de découvertes réalisées par les diverses disciplines citées.

Quoi qu'il en soit, établir ce fait est essentiel pour un gestionnaire et connaître l'histoire locale de ou des invasions biologiques éclaire la compréhension des mécanismes à l'œuvre dans les écosystèmes envahis et oriente les travaux de recherche à leur propos, travaux qui, *in fine*, permettent aux décideurs et gestionnaires de prendre des décisions tenant compte des meilleures connaissances du moment.

Entre le début du XX^{ème} siècle et sa fin, la faune de rongeurs aquatiques des Ardennes françaises s'est enrichie de trois grandes espèces : Le Castor d'Europe (*Castor fiber*), espèce protégée par la loi française, disparue du département des Ardennes pendant le XVII^{ème} siècle (Lafontaine, 2005) et de retour en 1999, du Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et du Ragondin (*Myocastor coypus*), deux espèces introduites en France dans le courant du XX^{ème} siècle depuis l'Amérique du Nord et du Sud respectivement et classées nuisibles dans nombre de départements français.

Cette note a pour objet d'exposer une synthèse de l'histoire de l'invasion récente des Ardennes par ces trois rongeurs. Elle est issue d'un travail de thèse de l'Université Reims-Champagne-Ardenne (Ruys, 2009) réalisée entre fin 2005 et fin 2009 au Centre de Recherche et de Formation en Eco-

éthologie (CERFE, Boult-aux-Bois). L'intégralité de cette thèse est téléchargeable sur le site du CERFE, rubrique « publications » (www.cerfe.com).

Site d'étude : le département des Ardennes

Le département des Ardennes (5 246 km² ; Figure 1) bénéficie d'un climat tempéré océanique, les conditions topographiques locales déterminant des nuances climatiques marquées. Plus de 150 jours de précipitations engendrant une pluviométrie moyenne annuelle de 900 mm, associée à une moyenne générale annuelle des températures de 11°C et une amplitude thermique de 16°C, confèrent au climat des Ardennes les caractéristiques du climat lorrain (Bazin, 2004). Le réseau hydrographique ardennais comporte deux grands bassins versants, celui de la Meuse (à l'est) et celui de la Seine (via l'Oise et l'Aisne) à l'ouest (Figure 1). Les deux axes de drainage majeurs de la Meuse (cours subméridien) et de l'Aisne (d'est en ouest) reçoivent de nombreux affluents lors de la traversée du département. Le canal des Ardennes (87 km) creusé dans les années 1830 connecte la Meuse et l'Aisne. Il est alimenté par l'intermédiaire du lac de Bairon.

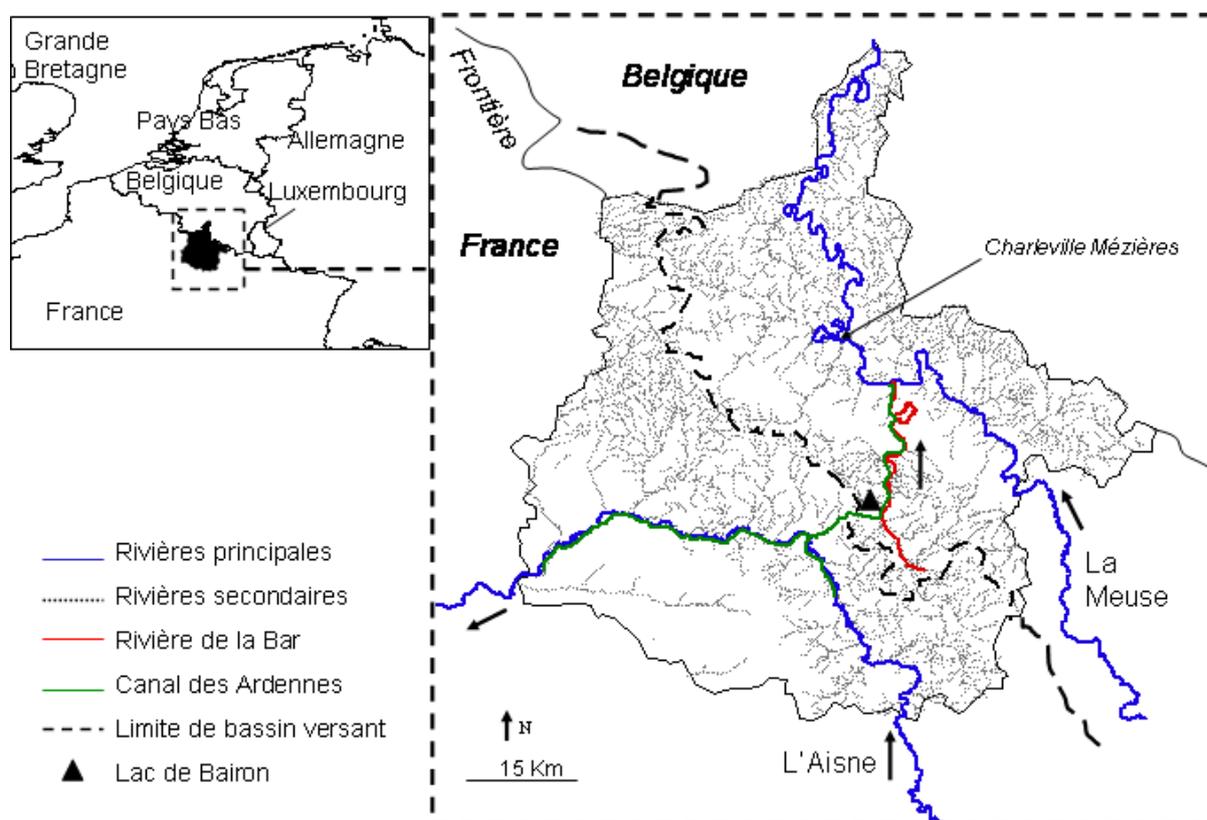


Figure 1 : Localisation et hydrographie du département des Ardennes. Les lignes épaisses et de couleur grise représentent les cours d'eau principaux et les flèches indiquent leur sens d'écoulement. La ligne pointillée représente la ligne de partage des eaux entre les bassins de la Meuse et de la Seine

Matériel et Méthodes

L'histoire de la venue et de la progression du Rat musqué au sein du réseau hydrographique du département a été reconstituée par la bibliographie (Giban & Aubry, 1956) et l'analyse critique d'archives départementales (Charleville-Mézières). Il s'agit pour ces dernières des rapports Delavenna (1959a, 1959b, 1962) et Paquis (1959) de l'administration des Eaux et Forêts et de leurs correspondances ainsi que de deux rapports anonymes, le premier portant sur une enquête de répartition de l'espèce (Anonyme, 1960), le second relatant les résultats d'une campagne de piégeage (Anonyme, 1975). Le résultat de campagnes de piégeage plus récentes (1998 à 2006) a été communiqué par La Fédération Départementale des Chasseurs des Ardennes (P. Vanderesse com. pers.).

Ce dernier document comportait également le résultat de campagnes de piégeage de ragondins réalisées pendant la même période qui a enrichi un rapport relatif à la situation du Ragondin dans le département des Ardennes suite à une enquête réalisée en 2002 (Léger, 2007). Enfin, un rapport consacré à la situation du Castor dans le nord-est de la France complète l'ensemble des informations écrites consultées pour les besoins de ce travail (Leau & Léger, 2006)

Des informations complémentaires ont été récoltées en contactant directement des agents départementaux de l'Office National de la Chasse et de Faune Sauvage, de la Fédération de pêche et du Conservatoire régional du patrimoine naturel. Cette récolte a également été réalisée auprès d'associations naturalistes locales, des naturalistes et de chasseurs impliqués dans le piégeage.

L'homogénéisation de données issues de sources aussi variées a conduit à retenir la commune comme unité géographique élémentaire, considérant en première approximation que la présence pendant plusieurs années consécutives de l'une ou l'autre espèce à l'étude dans une commune donnée signifiait que l'ensemble des cours d'eau de cette commune était colonisé. Après analyse critique des informations récoltées, elles ont été introduites dans un Système d'information géographique (Arcview GIS 3.2, 1996) qui a permis la visualisation cartographique de l'évolution temporelle de la colonisation par chacune des espèces et selon un pas de temps adapté à la quantité et qualité des données disponibles pour chaque espèce.

Résultats

Le Rat musqué fut introduit entre 1928 et 1930 dans des fermes d'élevage situées non loin de Charleville-Mézières, dans « la boucle de Warcq » sur la Meuse (Figure 2) (Delavenna, 1959a). A la fin des années 1930, les premières colonies d'individus en milieu naturel ont été observées à proximité de ces fermes. En 1951, l'espèce avait colonisé la quasi-totalité de la Bar (Figure 2) et avait franchi la limite entre les bassins versants de la Meuse et de l'Aisne en 1955, occupant alors une surface de 500 km² dans le département (Giban & Aubry, 1956). La partie centrale de l'Aisne est occupée en 1960, l'espèce se propage alors vers l'ouest sur les affluents de la Meuse comme la Sormonne (Figure 2). Ce n'est qu'en 1961 que la première opération de piégeage à l'échelle départementale fut mise en place et conduisit à la capture de 4 700 individus. Cet effort n'interrompt pas le processus d'invasion car, en 1975, une seconde campagne entraîna la capture de 3 546 rats musqués (Anonyme, 1975). Il n'existe pas de données de piégeage entre 1975 et 1998. Depuis 1998, le Rat musqué occupe la quasi-totalité du département des Ardennes (Figure 2).

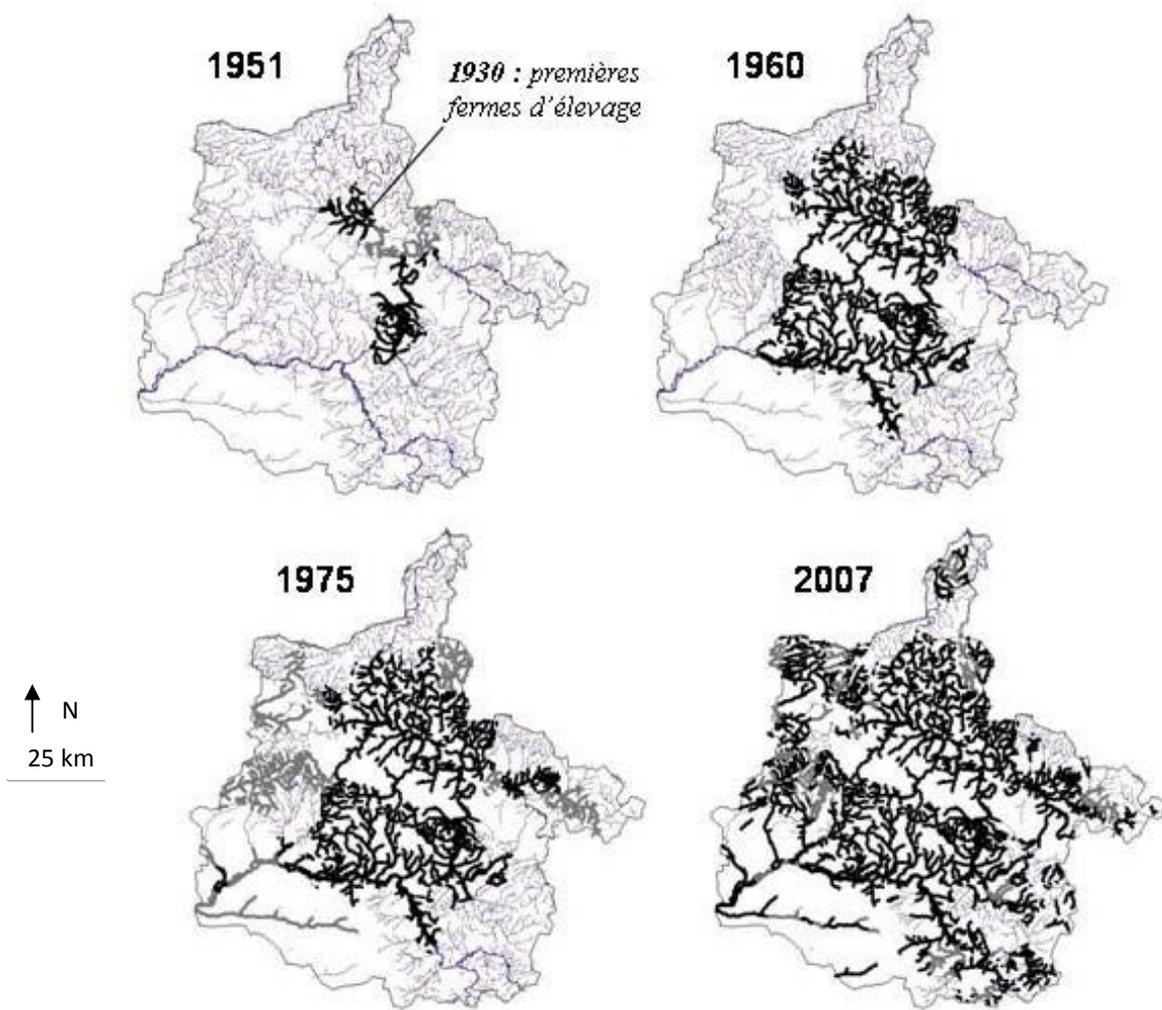


Figure 2 : Reconstitution, à partir d'archives, du processus de colonisation du département des Ardennes par le Rat musqué à partir des premières fermes d'élevage. Trait épais noir : présence certaine ou très probable, trait épais gris : présence probable

Rat musqué



En 1986, le **Ragondin** était considéré comme absent des Ardennes (J.-F. Malicet, comm. pers.) et restait classé « occasionnel à rare » en 1995 (Jouventin *et al.*, 1996). Il ne faut cependant pas exclure une seconde source qui pourrait être un petit élevage localisé sur la Bar dans les années 1990 sur la commune de Chémery-sur-Bar (J.-F. Malicet, comm. pers.) (Figure 3). L'apparition du Ragondin dans l'ouest du département dans les années 2000 semble être due à la présence sporadique de l'espèce sur le bassin de l'Oise (Léger, 2007). Présent sur la Meuse en 2002, le Ragondin dépassait Charleville-Mézières en 2004. La situation en 2007 est assez proche de celle de 2004, l'espèce opérait cependant la colonisation de la totalité de la Meuse et renforçait sa présence dans le centre. En dépit de campagnes de piégeage, le Ragondin poursuit sa progression dans le département des Ardennes dont seul le nord semble actuellement peu occupé. Un individu a en effet été observé en mai 2009 sur la commune de Chooz (M. Pirotte, comm. pers.).

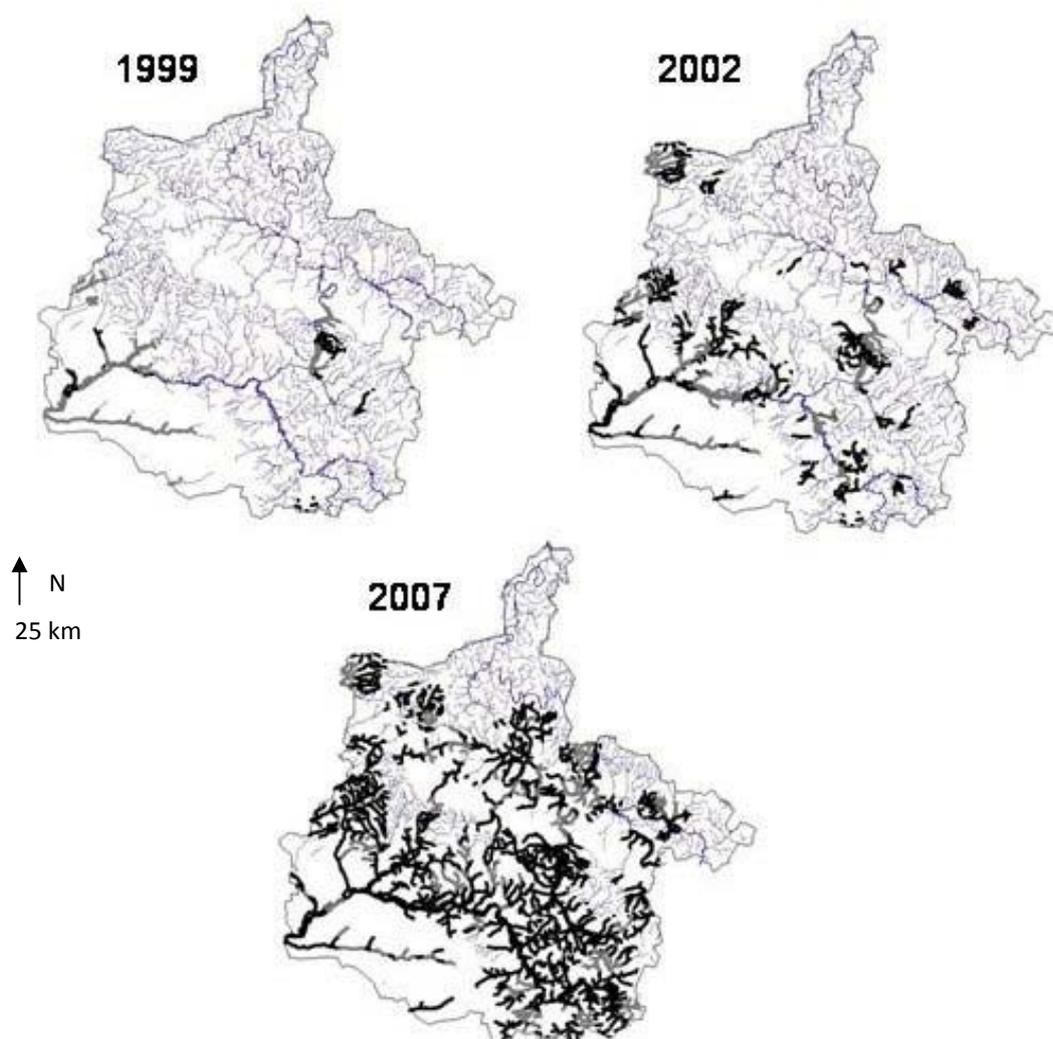
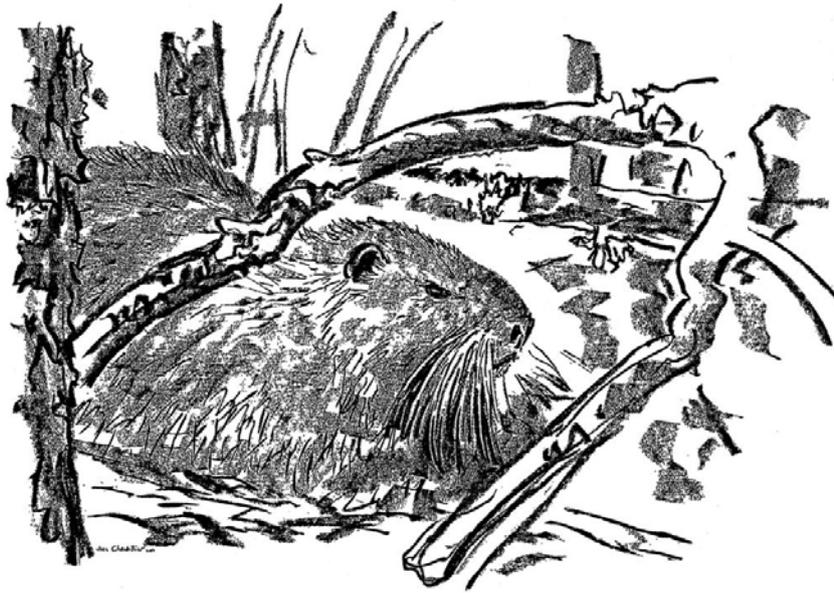


Figure 3 : Reconstitution, à partir d'archives, du processus de colonisation du département des Ardennes par le Ragondin. Trait épais noir : présence certaine ou très probable, trait épais gris : présence probable



Ragondin

Le retour du **Castor** dans le département des Ardennes est dû à des lâchers illégaux intervenus entre fin 1998 et 2003 en Belgique, d'abord sur des affluents de l'Ourthe orientale, puis sur différents cours d'eau du sud du pays (Libois, 2006). Ces lâchers ont concerné une centaine d'individus en provenance de Bavière et de la vallée de l'Elbe en Allemagne (Halley & Rosell, 2002 ; Libois, 2006). Certains de ces lâchers ont eu lieu sur les cours d'eau frontaliers, la Houille et le Ris du Stol et les premiers indices de la présence de l'espèce côté français furent observés en 1998-1999, sur la Meuse et ses affluents (Leau & Léger, 2006). Entre 2000 et 2003, le Castor a suivi la Meuse et la Semois et gagné Charleville-Mézières. En outre, des indices de présence ont été rapportés de la Bar à la même époque (Figure 4). En 2004-2005, cinq familles au moins étaient installées sur la Meuse. Des signes de présence furent également observés au sud-est du département dans un marais (commune de Germont) puis dans une gravière (commune de Harricourt), à proximité de la source de la Bar, soit à 60 km des groupes familiaux de Charleville-Mézières (Leau & Léger, 2006). En 2006 et 2007, les familles de la Meuse sont apparues plus stables et de nouveaux indices ont été observés, notamment dans une ballastière, sur la commune des Ayvelles (obs. pers.). L'espèce semble actuellement poursuivre sa colonisation avec un renforcement des groupes familiaux sur la Meuse.

Castor d'Europe



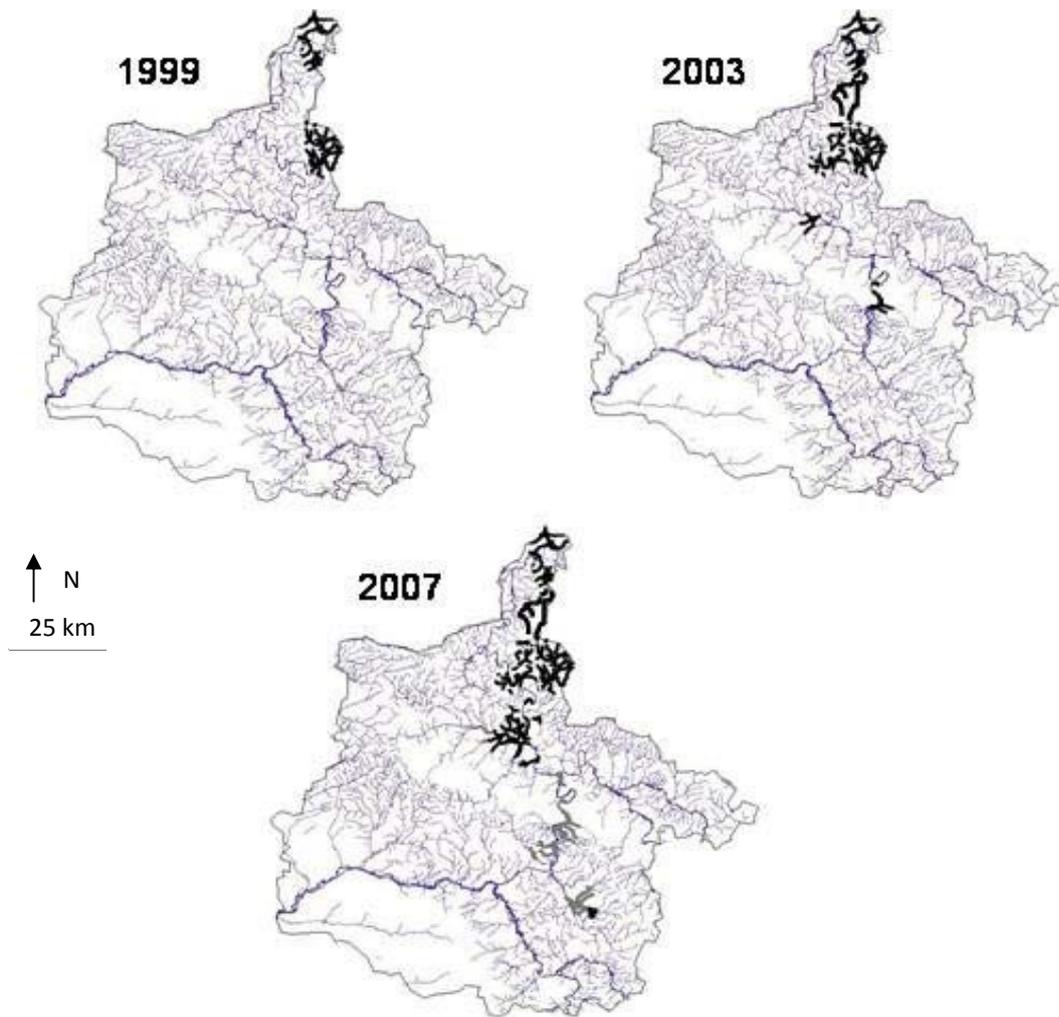


Figure 4 : Reconstitution, à partir d'archives, du processus de colonisation du département des Ardennes par le Castor. Trait épais noir : présence certaine, trait épais gris : présence ancienne

Discussion

Le Rat musqué a colonisé le réseau hydrographique du département des Ardennes en 60 ans grâce à son fort potentiel reproducteur, à la rareté de ses prédateurs et au manque d'opérations régulières de gestion (Delavenna, 1962). Les deux campagnes de piégeage de 1961 et 1975 n'ont pas arrêté la colonisation mais ont certainement ralenti, pendant une courte période, la progression de l'espèce. Le canal des Ardennes a certainement contribué à cette colonisation plus rapide du Rat musqué vers le sud du département lui permettant de passer du bassin versant de la Meuse à celui de l'Aisne. Enfin, il est possible que la population de rats musqués présente à l'époque dans le bassin de la Seine ait pu se mélanger avec celle des Ardennes contribuant ainsi à l'invasion de la Belgique (Libois, 1990).

En 15 ans environ, le Ragondin a colonisé les 4/5^{ème} du département des Ardennes. Comme pour le Rat musqué, le canal des Ardennes semble avoir favorisé l'extension du Ragondin en offrant un véritable corridor pour la colonisation de l'Aisne vers la Meuse (Léger, 2007). Actuellement, les populations de ragondins semblent en expansion même si la connaissance de leur densité fait défaut.

Toutefois, l'expansion de l'espèce dans le département semble avoir été moins rapide vers le nord du département, notamment sur la partie la plus en aval de la Meuse. Cet épisode pourrait être dû aux conditions climatiques qui sont plus rudes dans le nord que dans le sud du département. Des gelées de plusieurs semaines peuvent en effet affecter la survie des individus (Doncaster & Micol, 1990). Le Ragondin observé en 2009 dans l'extrême nord du département pourrait soit venir de Belgique, soit résulter de la colonisation de la population ardennaise du sud vers le nord. Cette partie du département reste donc à surveiller de près afin d'obtenir des informations précises.

Pour le Castor d'Europe, on assiste au début d'une colonisation du département des Ardennes. Les individus semblent se déplacer sur la Meuse sans se fixer sur un territoire précis (Leau & Léger, 2006). Un seul Castor a été observé dans le sud-est du département. Il s'agit probablement d'un individu jeune et erratique. La distance exceptionnelle couverte par cet individu (60 km en trois ans) corrobore la longue distance de colonisation enregistrée sur la Loire (37,6 km par an; Fustec *et al.*, 2001). De plus, la présence de l'espèce dans le sud-est du département montre que le Castor est capable d'utiliser des cours d'eau de moindre importance, comme la Bar, pour s'installer sur d'autres sites. Ce mode de colonisation dite discontinue ou saltatoire (Fustec *et al.*, 2001) permet au Castor de parcourir de grandes distances, compensant ainsi en partie son taux de reproduction plus faible que le Ragondin et le Rat musqué. Actuellement, la population de Castor des Ardennes continue son développement, en particulier vers le sud et l'est du département.

L'étude de la répartition de ces trois espèces a été réalisée sur une période nécessairement courte et elle doit être approfondie. Les données qui sont à l'heure actuelle en notre possession sont hétérogènes. Sur le plan historique, on possède pour le Castor des informations relativement précises sur la date de son arrivée dans les Ardennes et sur sa progression dans l'espace départemental. En revanche, nous n'avons pas de données historiques précises sur l'arrivée du Ragondin et nous ne connaissons pas, de façon fiable, les circonstances de sa progression et la densité de cette population. Quant au Rat musqué, nous savons qu'il est apparu dans les Ardennes, il y a presque 70 ans. Mais, nous n'avons aucune information entre 1975 et 1999. Or, pour un animal qui possède une forte capacité de dispersion, une période d'absence de données de 24 années est bien trop longue et elle ne peut que nous laisser envisager des hypothèses sur la vitesse et les conditions de colonisation du département par cette espèce. Contrairement à ce qu'on pourrait imaginer, le piégeage semble n'avoir qu'un impact limité sur la dynamique de ces populations et notamment dans le cas du Ragondin et du Rat musqué. En 1961 et en 1975, compte tenu de l'importance des captures, on peut penser que la progression de ces espèces a été ralentie. Mais il apparaît aussi que cette pause a été rapidement compensée par une forte prolificité de ces animaux. Il semble donc que le piégeage, pratiqué depuis plus de 15 ans, n'a que peu d'influence sur la dynamique des populations de Rat musqué et de Ragondin.

En revanche, les conditions naturelles ont parfois été trop négligées. Certains épisodes climatiques ont pu concourir soit à freiner soit à accélérer l'expansion d'une espèce. Une période de hautes eaux peut permettre à des animaux de gagner un cours d'eau jusque là inaccessible. Une période de grand froid peut provoquer une forte mortalité chez une espèce. Ces effets spatio-temporels sont encore trop méconnus et peuvent avoir une influence déterminante sur la vitesse de colonisation des espèces.

Les observations présentées ici sont donc une première étape d'une recherche qui est nécessaire pour mieux connaître l'écologie et les impacts de ces animaux afin d'envisager une gestion raisonnée de ces populations.

Remerciements

Le travail de recherche (Doctorat de l'Université de Reims-Champagne-Ardenne), à partir duquel est présenté cet article, a bénéficié du soutien financier du Conseil Régional de Champagne-Ardenne et du Conseil Général des Ardennes et de la Communauté de Communes de l'Argonne Ardennaise (2C2A). Je remercie toutes les personnes qui nous ont fourni des données sur la présence des espèces.

Bibliographie

- Anonyme. (1975). Notes personnelles. Nombre de rats musqués piégés au premier trimestre 1975 par secteur dans le département des Ardennes. Dossier Archives départementales des Ardennes 1230 W10.
- Anonyme. (1960) (?). Enquête sur la présence du rat musqué dans les Ardennes. Dossier Archives départementales des Ardennes 1230 W10.
- Arcview. (1996). Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Bazin M. sous la direction de (2004). Les Ardennes. Une géographie pour notre temps. Editions Terres Ardennaises : 1-416.
- Delavenna (1959a). Rapport daté du 30 juin 1959 du Ministère de l'Agriculture - Direction générale des Eaux et Forêts - au préfet sur la situation de la colonisation du rat musqué dans les Ardennes. Eaux et Forêts - Série 12, n°28 - J.H. 508417. Dossier Archives départementales des Ardennes 1230 W10.
- Delavenna. (1959b). Lettre du conservateur des Eaux et Forêts datée du 22 avril 1959 au Président de la fédération départementale des pêcheurs sur la lutte contre le rat musqué. Dossier Archives départementales des Ardennes 1230 W10.
- Delavenna. (1962). Lettre du conservateur des Eaux et Forêts datée du 3 avril 1962 sur la lutte contre le rat musqué. Dossier Archives départementales 1230 W10.
- Doncaster C.P. & Micol T. (1990). Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. *Holarctic Ecology* 13 : 98-104.
- Fustec J., Lode T., Le Jacques D., and Cormier J.P. (2001). Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology* 46 : 1361-1371.
- Giban J. & Aubry J. (1956). Colonisation actuelle du rat musqué en France. *Mammalia* 20 : 34-45.
- Halley D.J. & Rosell F. (2002). The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mammal Review* 32 : 153-178.
- Jouventin P., Micol T., Verheyden C., and Guédon G. (1996). Le ragondin - biologie et méthodes de limitation des populations. Acta, Paris : 1-154.
- Lafontaine L. (2005). Loutre & autres mammifères aquatiques de Bretagne. Groupe Mammalogique Breton. *Les cahiers naturalistes de Bretagne*. Biotope, Gap:1-160.
- Leau W. & Léger F. (2006). Situation actuelle de l'aire de répartition du castor d'Europe (*Castor fiber*) sur les bassins versants Seine-Normandie, Rhin-Meuse et haut bassin de la Saône. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Direction des Etudes et de la Recherche, Gerstheim, France : 1-67.

- Léger F. (2007). Notes sur la présence du ragondin (*Myocastor coypus*) dans le département des Ardennes. ONCFS, CNERA animaux prédateurs et déprédateurs : 1-5.
- Libois R.M. (1990). Introductions et réintroductions de mammifères en Belgique, bilan et réflexion. Actes du XIVème colloque francophone de mammalogie de la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères, "Introductions et réintroductions de mammifères sauvages", Nature-Centre, annales biologiques du Centre, 20 et 21 octobre 1990.
- Libois R. (2006). Les mammifères non volants de la Région Wallonne: tendances des populations. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Unités de Recherches zoogéographiques, Université de Liège : 1-127.
- Paquis A. (1959). Rapport daté du 4 mai 1959 du garde-chef de la fédération de pêche et de pisciculture des Ardennes adressé au président de la même structure sur la lutte contre le rat musqué. Rapport en pièce jointe d'une lettre de ce même président au conservateur des Eaux et Forêts, ref il498/A.F.S.O. Dossier Archives départementales des Ardennes 1230 W10.
- Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J.-D. (2006). Invasions Biologiques et Extinctions : 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France. Coédition Belin - Quæ, Paris : 1-350.
- Ruys T. (2009). Historique et caractéristiques écologiques du processus d'invasion des Ardennes françaises par trois rongeurs aquatiques : le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*), le Ragondin (*Myocastor coypus*) et le Castor d'Europe (*Castor fiber*). Doctorat de l'Université de Reims-Champagne-Ardenne, soutenu le 18 décembre 2009. 143 pages.
- Williamson M. (1996). Biological invasions, Chapman & Hall, London, pp. 1-244.



Premiers résultats sur les arbres gîtes à chauves-souris et les surfaces des domaines vitaux en Champagne-Ardenne.

Bruno FAUVEL

Réseau mammifères de l'ONF
Pour le Groupe Chiroptères de Champagne-Ardenne
3 rue des Mets
10200 COUVIGNON
bruno.fauvel@onf.fr

La présence estivale de femelles de Pipistrelle de Nathusius, capturées en 2007 en bordure du Lac du Der (départements 51 & 52), a motivé l'organisation d'opérations de radio-pistage pour découvrir des colonies. A cette époque, l'espèce n'était pas connue reproductrice en France.

Une première campagne est organisée en juillet 2008 sur la partie haut-marnaise du lac réservoir. Coordonnée par le Conservatoire du Patrimoine Naturel de Champagne-Ardenne, elle a bénéficié du soutien d'autres associations (LPO & ReNArd), de la DREAL, de la Région Champagne-Ardenne, de l'ONCFS, de l'ONF¹ et de nombreux bénévoles.

Des femelles allaitantes et des jeunes de diverses espèces ont été équipées d'émetteurs. Les premières colonies de Pipistrelle de Nathusius, toutes arboricoles, sont découvertes en forêt privée du « Bois de han » et en forêt domaniale du Der (PARISE & HERVE, 2009). Une description des arbres gîtes est alors initiée. Une seconde campagne est conduite en 2009 sur le même secteur. D'autres colonies sont découvertes (PARISE et al., 2012).

A partir de 2009, un Plan de restauration pour les chauves-souris est mis en œuvre sur la région. Un volet concerne les espèces forestières. Des opérations annuelles de captures et de recherches de gîtes sont programmées sur d'autres forêts domaniales (FD) ; en 2010 sur la FD de Signy-l'Abbaye (08) et en 2011 sur la FD de Rumilly-les-Vaudes (10). Une centaine d'arbres gîtes sont découverts depuis 2008, pour la majorité avec des colonies. L'ONF est chargé de coordonner ces opérations et il est responsable de l'archivage des fiches de description.

C'est ce premier jeu de données qui sera analysé pour cet article. Il reste le fruit d'un travail collectif de l'ensemble du « Groupe Chiroptères de Champagne-Ardenne ».

¹ LPO : Ligue pour la protection des oiseaux, ReNArd : Regroupement des Naturalistes Ardennais, ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, ONF : Office National des Forêts.

Méthode

95% des arbres gîtes sont trouvés grâce aux opérations de radio-pistage. Les captures sont réalisées fin juin à début août. Seuls les femelles allaitantes (ou ayant allaitées) et les jeunes sont équipés. Les femelles gestantes ne le sont jamais. Pour ces dernières, les consignes sont claires et non négociables : si une suspicion de gestation existe, risque important de fin juin à début juillet, l'animal est relâché immédiatement sans prise de mesures autres que celles permettant l'identification. Les mâles ne sont pas équipés pour éviter de disperser l'effort de recherche. On ne s'interdit pas de le faire mais uniquement si aucune femelle ou jeune n'est attrapé après deux séances, ce qui fort heureusement ne s'est pas encore produit. Toutes les espèces peuvent être équipées mais la priorité va aux petits *myotis*, la Barbastelle, les oreillards et la Pipistrelle de Nathusius. On évite de dépasser le seuil de 8 à 10 individus équipés sur une semaine car il devient difficile de retrouver tous les animaux au-delà.

Les chauves-souris sont ensuite recherchées en journée. Une fois l'arbre découvert, les grimpeurs / identificateurs de l'ONF (Bruno FAUVEL & Benoît BOCQUET) recherchent l'animal. L'utilisation de fibres optiques puis, à partir de 2010, d'endoscopes numériques facilite le travail.

Les 5% restant sont trouvés soit, par hasard, à « l'oreille » lors de déplacements en forêt en juin - juillet, soit lors d'opérations de grimpe dans des arbres jugés potentiels.

Une fiche de description est renseignée systématiquement à chaque découverte mais la précision du renseignement dépend de certaines situations. Il existe des cas où l'animal n'est pas localisé dans l'arbre : Quand l'animal trouve refuge au plus profond des fissures, ou dans de très petites cavités, et quand il se réfugie dans un arbre sec sur pied avec de nombreuses écorces décollées. Dans ce dernier cas, la grimpe est proscrite par sécurité pour les hommes et les animaux.

On note dans la fiche en particulier, l'essence, le diamètre de l'arbre, le type de gîte, la hauteur du gîte... Au dos, un croquis représente l'arbre et localise le gîte pour faciliter des contrôles ultérieurs. Tous les arbres sont géo-référencés.

Comme nous avons pour 95% des données le lieu de capture et l'arbre gîte, il nous a semblé intéressant d'archiver puis d'analyser la distance séparant ces deux points. L'objectif est d'obtenir une information sur la surface minimale des domaines vitaux spécifiques. Elle complètera les résultats obtenus lors de radio-pistages en chasse pour construire des polygones convexes d'activités. Pour limiter les biais, certains individus ne sont retrouvés qu'une seule fois et d'autres en divers gîtes, nous avons retenu la plus grande distance obtenue pour un animal. La surface est obtenue en considérant cette distance comme le rayon d'un cercle autour du gîte. La valeur retenue pour une espèce est la moyenne de tous les individus.

Résultats

• Arbres gîtes :

104 arbres gîtes sont découverts : 17 en 2008, 22 en 2009, 39 en 2010 et 26 en 2011 ; avant 2008, les gîtes arboricoles connus sont inférieurs à 10. Le nombre de colonies avec présence de jeunes, ou le nombre d'individus est supérieur à 2, est de 59. La moitié des autres données concernent des gîtes secondaires (24) mais aussi des gîtes invérifiables (21). Le nombre de colonies sera donc un minimum.

Même si un doute peut exister pour quelques colonies, regroupement post-élevage de femelles et de mâles, il s'agit pour nous de nurseries à plus de 95%¹. Onze espèces sont concernées avec une particularité pour notre région : l'importance des gîtes identifiés pour la Barbastelle d'Europe *Barbastella barbastellus* (10 gîtes² pour 5 colonies), le Murin d'Alcathoe *Myotis alcathoe* (21 pour 9), le Murin de Brandt *Myotis brandtii* (19 pour 5) et la Pipistrelle de Nathusius *Pipistrellus nathusii* (18 pour 12) -Fig.1. L'important différentiel entre gîtes et colonies pour les deux murins s'explique par la forte proportion de gîtes invérifiables (arbres secs ou animal en fissure). Il y a plus de colonies que d'arbres gîtes pour la Pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus* car cette espèce est souvent regroupée avec d'autres (colonies mixtes) et si les arbres sont uniques il peut y avoir mixité dans les colonies.

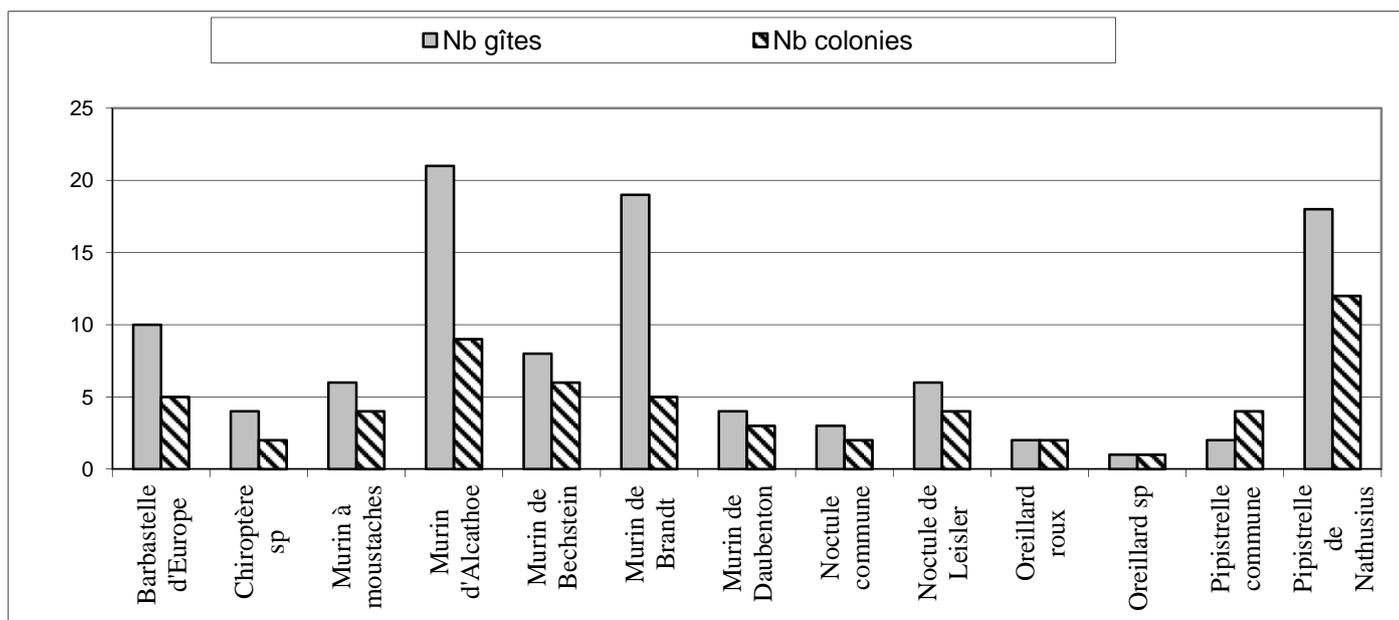
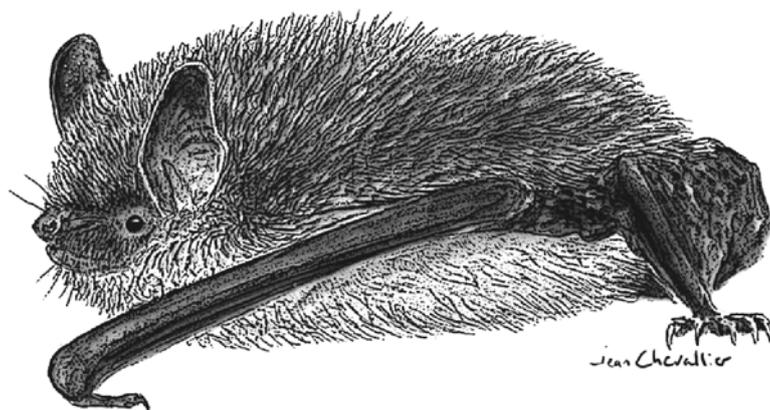


Fig.1 : Nombre d'arbres gîtes et de colonies par espèces. Les données concernant les espèces non identifiées (*Chiroptera sp* et *Oreillard sp*), 5 arbres, seront écartées des analyses à venir.

Dix essences sont utilisées mais les chênes (pédonculés et sessiles) dominent nettement, 82% des gîtes. Vient ensuite le Tremble (4%) puis le Hêtre et le Tilleul (3% chacun). La grande majorité des arbres (60) sont en bonne santé, 23 sont morts et 21 sont dépérissants (Fig.2).

La hauteur est disponible pour 83 gîtes (Fig.3). Les trois quarts sont situés entre 6 et 20 de haut avec une classe dominante (11 m à 15 m).

Murin d'Alcathoe



¹ Grâce à l'endoscope numérique nous avons réussi à filmer des jeunes dans de nombreuses colonies.

² Sont inclus ici les gîtes mixtes : ils sont donc comptés pour deux espèces.

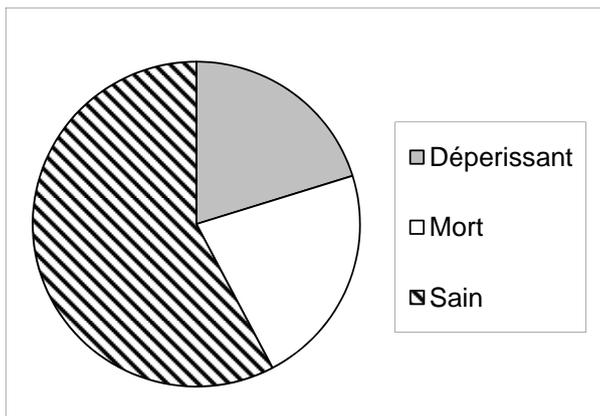


Fig.2 : Répartition des 104 arbres selon l'état sanitaire

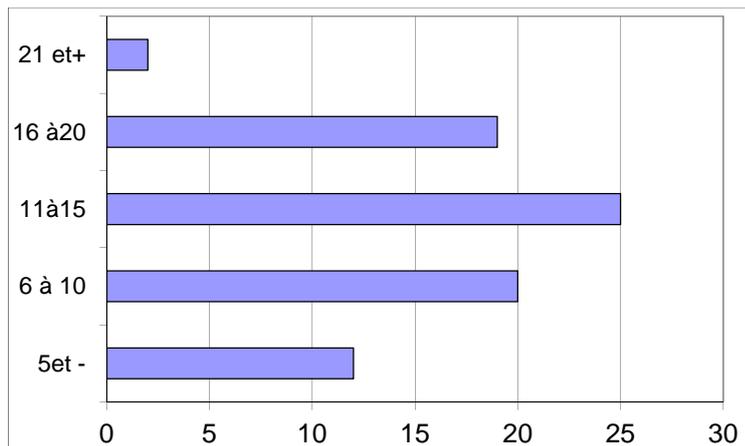


Fig.3 : Répartition des 83 gîtes par classes de hauteur, en abscisse le nombre de gîtes.

L'analyse des hauteurs des gîtes par espèces, en conservant les hauteurs en classes, permet d'apprécier quelques caractéristiques. Les gîtes à plus de 21 m sont rares. Mais, comme les arbres des forêts étudiées dépassent rarement les 32 m, il est exceptionnel que les branches soient assez grosses au-delà de 20 m pour fournir des gîtes, même secondaires. Seule, une colonie de Daubenton *Myotis daubentonii* est découverte dans un trou de pic à 25 m dans un chêne dont la hauteur totale est de 36 m. Pour un groupe de quatre espèces, Barbastelle, Murin de Brandt, Murin d'Alcathoe et Pipistrelle de Nathusius, les gîtes se trouvent à des hauteurs variables et très souvent, pour les trois murins, à moins de 5 m. Pour les autres, on ressent des préférences, qu'il faudra confirmer avec un échantillonnage plus important : 16-20 m pour le Murin à moustaches *Myotis mystacinus*, 6-15 m pour le Murin de Bechstein *Myotis bechsteinii* et l'Oreillard roux *Plecotus auritus*, 11-20 m pour la Noctule commune *Nyctalus noctula* et 11-15 m pour la Leisler *Nyctalus leisleri* et la Pipistrelle commune (Tab.I).

	Barbastelle d'Europe	Murin d'Alcathoe	Murin de Brandt	Pipistrelle de Nathusius	Murin à moustaches	Murin de Bechstein	Murin de Daubenton	Noctule commune	Noctule de Leisler	Oreillard roux	Pipistrelle commune
5 et -	3	3	4	0	1	0	0	0	0	0	0
6 à 10	1	2	4	7	0	3	1	0	0	1	0
11 à 15	1	4	2	6	0	4	2	2	6	1	2
16 à 20	3	3	6	1	4	0	0	1	0	0	0
21 et+	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
?	2	9	3	3	1	1	0	0	0	0	0

Tab.I : Nombre de gîtes par classes de hauteur et par espèces. Le point d'interrogation représente le nombre de gîtes où la hauteur est inconnue.

Le faible échantillonnage limite l'analyse espèce/type de gîte/hauteur. Par contre, en comparant les gîtes avec colonie et les gîtes secondaires (individu trouvé seul), on constate que pour trois types de gîtes (*cf. descriptif page suivante*) sur quatre la hauteur est plus importante pour les colonies (les intervalles de confiance des moyennes ne sont pas calculés pour cet article car ils n'ont pas de sens vu la dominance de certaines espèces et le faible échantillonnage). L'absence de différence pour « fissure » tient certainement au fait qu'il existe un biais en raison des difficultés de repérer les animaux : colonies ou non ? (Fig.4).

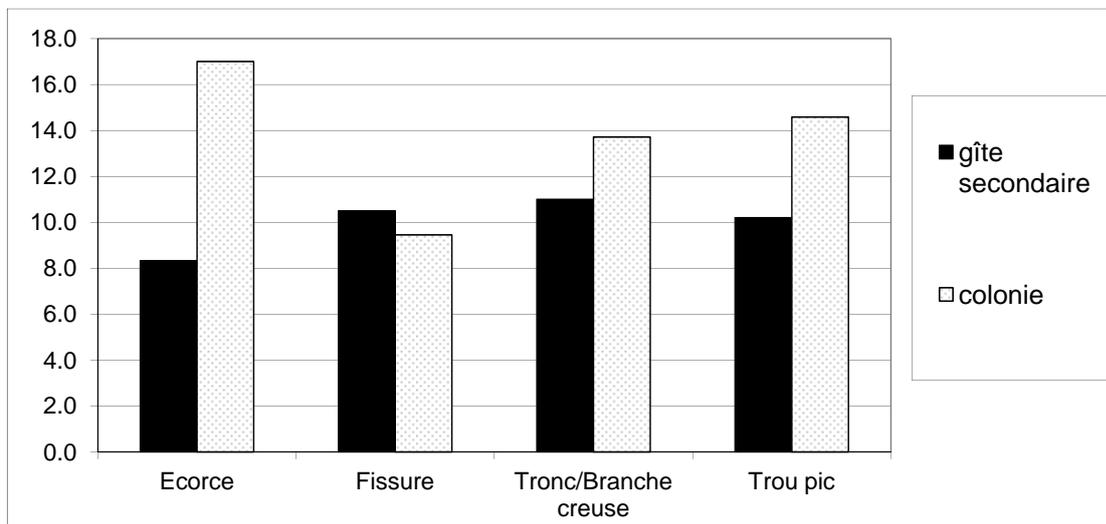


Fig.4 : Hauteur moyenne des gîtes pour les colonies et les individus isolés (gîte secondaire).

Les gîtes sont rangés dans 5 catégories : trou de pic, tronc ou branche creuse (non construit par les pics), fissures (internes ou occasionnées par des cassures), écorce (déchirée morte ou vivante) et autre (qui ne rentre pas dans ces 4 premières catégories).

Les fissures sont recherchées (50%), puis les trous de pics pour 23% (ici de Pics épeiche ou mar ou vert), les écorces (12%), les troncs ou branches creuses (11%). Il n'y a que 4% qui ne sont pas classés (autre dans la Fig.5). On trouve des fourches (1 colonie de Barbastelle supérieure à 5 à individus à la base d'une fourche de Hêtre) mais aussi des incertitudes quand l'animal n'est pas observé directement (plusieurs possibilités de types de gîtes).

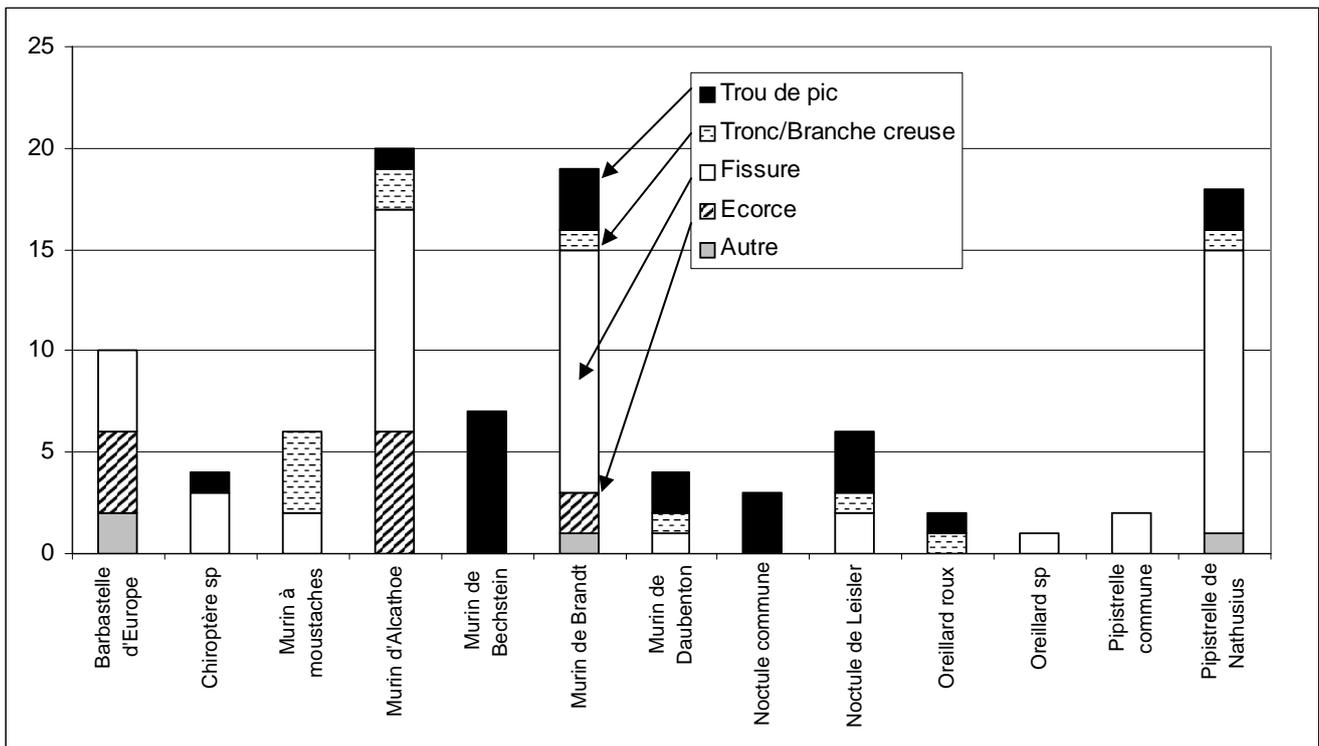


Fig.5 : Nombre de gîtes (colonies ou gîtes secondaires) par types et en fonction des espèces.

Des préférences spécifiques pour tel ou tel type de gîte apparaissent (Fig.5) :

- **Trous de pics** pour le Murin de Bechstein, la Noctule commune, la Noctule de Leisler et le Murin de Daubenton,
- **Ecorces** pour la Barbastelle et le Murin d'Alcathoe,
- **Fissures** pour la Barbastelle, mais surtout pour le Murin d'Alcathoe, le Murin de Brandt et la Pipistrelle de Nathusius,
- **Tronc ou branches creuses** pour le Murin à moustaches.

La spécialisation s'accroît pour les gîtes à colonies. Seules les écorces sont moins utilisées globalement passant de 12% pour l'ensemble des gîtes à 4% pour les colonies.

	Ecorce	Fissure	Tronc/Branche creuse	Trou de pic	Autre	Nombre De colonies
Barbastelle d'Europe	20%	60%			20%	5
Murin à moustaches		25%	75%			4
Murin d'Alcathoe	14%	57%	14%	14%		8
Murin de Bechstein				100%		6
Murin de Brandt		67%		33%		5
Murin de Daubenton		33%		67%		3
Noctule commune				100%		2
Noctule de Leisler		50%	25%	25%		4
Oreillard roux			100%			2
Pipistrelle commune		100%				3
Pipistrelle de Nathusius		73%	9%	9%	9%	12
tout	4%	50%	15%	27%	4%	

Tab.II : Pourcentages de colonies en fonction des espèces. Sont exclus les gîtes secondaires. Nombres de colonies pour les espèces identifiées.

• *Domaine vital minimal*

Il s'agit ici d'une notion simpliste de ce qu'est un domaine vital. Le sujet n'est pas d'aborder le sujet dans toute sa complexité mais de montrer que des données ponctuelles permettent d'appréhender une surface théorique minimale en se basant sur la distance entre lieu de capture et arbre gîte. D'autres techniques, lourdes par leur mise en œuvre et par leurs analyses bien complexes, fournissent des résultats plus précis.

Le suivi par radio-pistage a permis de retrouver 53 animaux équipés d'émetteurs pour douze espèces. Il existe une différence entre le nombre d'animaux et celui des gîtes car un individu peut utiliser plusieurs gîtes. Les captures sont réalisées en forêt mais des espèces non arboricoles sont toutefois capturées. C'est le cas du Grand Murin *Myotis myotis* et du Grand Rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum* qui chassent régulièrement en forêt.

Pour quatre espèces, il n'y a eu qu'un seul individu équipé, l'écartype est donc impossible à calculer. Les coefficients de variation sont inférieurs à la moyenne pour les autres espèces ce qui exprime une bonne qualité de l'information. A ce niveau d'échantillonnage, il ne sera pas calculé de tests statistiques.

Les données (moyenne, surface en km² et surface en ha) sont à considérer strictement comme des minimums. Nous savons déjà que pour la Pipistrelle de Nathusius, qui a bénéficié de suivi nocturne en chasse, les surfaces peuvent être plus importantes. Par exemple, deux individus attrapés en 2009 avaient un domaine de plus de 25 km².

Néanmoins, nos données sont disponibles et elles apportent des informations qui permettent d'apprécier les besoins estivaux en domaines vitaux. L'été est une période particulière où les besoins alimentaires doivent permettre l'alimentation rapide des nurseries. Ils faut des terrains de chasse riches en proies à proximité des colonies (DIETZ & al., 2009).

Il semble que le Murin de Bechstein, le Murin à moustaches, le Murin d'Alcathoe et l'Oreillard roux restent sur de petites surfaces, les rendant de fait plus sensibles aux modifications et, si les résultats se confirment, plus fragiles à l'isolement des populations (Tab.III).

On peut être étonné de la surface obtenue pour la Pipistrelle commune mais l'individu capturé était peut-être atypique puisqu'il provenait d'une colonie située dans une maison d'un village ?

Espèce	Nombre de données	Moyenne en km	Ecartype	Coef. Variation	surface en km ²	Surface en ha
Pipistrelle Nathusius	13	1.66	1.48	0.89	8.7	870
Murin d'Alcathoe	9	0.75	0.37	0.49	1.8	180
Murin de Brandt	9	1.02	0.66	0.65	3.2	320
Murin de Bechstein	5	0.53	0.22	0.42	0.9	90
Barbastelle	4	1.09	0.61	0.56	3.7	370
Murin de Daubenton	4	1.96	0.81	0.41	12.1	1210
Oreillard roux	3	0.8	0.56	0.70	2.0	200
Murin à moustaches	2	0.60	0.21	0.35	1.1	110
Grand Murin	1	4.80	sv		72.3	7230
Grand Rhinolophe	1	17.5	sv		961.6	96160
Noctule de Leisler	1	1.95	sv		11.9	1190
Pipistrelle commune	1	5.10	sv		81.7	8170

Tab. III. Données obtenues lors des opérations de radio-pistage. Les espèces sont rangées par ordre décroissant du nombre de données. Dans les colonnes suivantes figurent la moyenne spécifique, l'écartype, le coefficient de variation, la surface minimale du domaine vital km² et la surface en hectares

Discussion et conclusion

• Arbres gîtes :

La dernière publication qui synthétise la connaissance française sur les arbres gîtes cite 539 arbres début janvier 2011 (PENICAUD & LE RESTE, 2011). Les données de Champagne-Ardenne n'y figuraient pas encore mais on note qu'à cette période nous représentons déjà 13% du total (78/617¹).

En comparant nos premiers résultats à cette référence, on note que le nombre de colonies, qui pour nous sont à 95% des nurseries, est important (53 colonies mono-spécifique ou mixtes) et représente un peu plus de la moitié de nos données contre 18% au niveau national. La particularité régionale tient aussi au nombre de colonies (ici les mixtes sont comptées pour les deux espèces) de quatre espèces : Barbastelle d'Europe (5), Murin d'Alcathoe (9), Murin de Brandt (5) et surtout, la Pipistrelle de Nathusius (12).

Les préférences spécifiques pour tel ou tel type de gîtes (trou de pic, fissures...) ne montrent pas différence particulière avec les constats publiés dans cette référence nationale ou d'autres (DIETZ et al., 2009 ; ARTHUR & LEMAIRE, 2009 ; CPEPESC, 2009).

On note, par contre, une différence importante entre notre région et le niveau national quant à l'essence dominante qui reste « les chênes » mais dont la sur-représentation chez nous (82% contre 59%) vient probablement du fait que nous n'avons pas encore travaillé sur les plateaux calcaires où la hêtraie domine (la hêtraie sera étudiée en 2012). Nous ne pouvons pas comparer l'état sanitaire des arbres et la hauteur des gîtes car l'article de PENICAUD et LE RESTE (2011) reste muet sur le sujet et les autres références sont peu précises. Toutefois, on remarque que nos résultats signalent une part importante des arbres morts et dépérissants (42% du total). Il s'agit d'un point que nous devons détailler à l'avenir car la gestion des forestiers impactent lourdement ces arbres. Des hauteurs préférentielles semblent ressortir de nos observations (à confirmer).

PENICAUD (2000) décrit avec précision 60 arbres gîtes mais nous ne pouvons pas croiser totalement nos résultats car nous n'avons pas travaillé de la même façon et le descripteur « fissure », pour lui, englobe deux de nos critères (fissures – tronc et branches creuses).

Nous ne donnons pas de valeurs d'effectifs pour nos colonies. La raison principale tient au fait que nous avons rarement réussi à dénombrer les animaux, nous contentant d'estimations. Nous avons, à plusieurs reprises, comparé l'effectif obtenu avec l'endoscope et celui à l'envol. A la très grande majorité, on note une sous-estimation, parfois importante, à la défaveur de l'envol.

Nous avons observé des colonies mixtes, animaux dans le même gîte, et d'autres fois simplement dans le même arbre. On peut citer pour **le même gîte** : Pipistrelle de Nathusius & Murin de Brandt (1), Pipistrelle commune et Murin d'Alcathoe (1), Pipistrelle commune et Murin sp (2), Murin de Brandt et Murin d'Alcathoe (1), Pipistrelle de Nathusius et myotis sp (1), et pour **le même arbre** : Oreillard sp et Pipistrelle commune (1), Murin de Daubenton et Noctule de Leisler (1).

¹ 617= 539 (données nationales)+78 (données de Champagne Ardenne au 1^{er} janvier 2011)

Après ces propos très généralistes, voici quelques observations et une synthèse pour quelques espèces :

-**Barbastelle d'Europe** : Fissures et écorces décollées (arbres foudroyés ou forcés par le vent provoquant des « cassures profondes »). Une grande mobilité et une fuite rapide à l'arrivée des grimpeurs ; plusieurs gîtes sont trouvés la même journée ! Des colonies à faible effectif, rarement plus de 10 individus simultanément. Il est souvent difficile d'observer les animaux tant les fissures peuvent être étroites.

-**Murin de Bechstein** : Trous de pics (Pics épeiche ou mar). Pour la moitié des 6 colonies, les animaux étaient au fond de la cavité et non dans la partie supérieure (pourtant disponible). Ce point est à signaler car les références parlent toujours de la partie supérieure de la cavité.

-**Murin de Brandt** : Principalement dans des fissures (arbres secs ou arbres forcés par le vent provoquant des fissures larges et traversant de part en part, laissant voir le jour à travers). C'est l'espèce dont les effectifs peuvent être les plus importants (probablement supérieurs à 100 dans au moins 2 cas). C'est aussi lui qui partage le plus ses cavités avec d'autres espèces les données de colonies mixtes « myotis sp » le concerne très certainement. Des gîte secondaires particuliers : un animal trouve refuge dans un branche fissurée tombée d'un gros chêne lors d'une exploitation et en équilibre à une dizaine de mètres sur un petit hêtre ; un autre sous une fine écorce décollée d'une branche morte d'un charme, branche de 5 cm de diamètre ! Très difficile à observer ; le nombre de colonies est probablement plus important.

-**Murin d'Alcathoe** : Fissures et écorces décollées (souvent arbres morts avec écorce). Les effectifs observés sont souvent faibles à l'exception d'une colonie (15 à 20 individus) : une branche vivante ouverte par le vent où deux femelles équipées sont retrouvées. Les gîtes secondaires parfois surprenants : un individu dans une fissure d'une perche courbée de Tilleul au dessus d'un chemin, le faible diamètre au niveau de la cavité (8 cm). Comme pour le Brandt, très difficile à observer car les arbres sont difficiles à grimper (dangereux ; le nombre de colonies est probablement plus important).

-**Pipistrelle de Nathusius** : Fissures et à plus de 70% des fissures de branches cassées (les animaux sont alors visibles au niveau de la cassure), puis des arbres vivants forcés par le vent, provoquant des ouvertures profondes. Les effectifs peuvent être importants (probablement plus de 70 dans au moins 3 cas). Même remarque que pour le Brandt et l'Alcathoe concernant le nombre de colonies.

-**Pipistrelle commune** : Fissures de toutes sortes dans des arbres vivants ou morts. Cette espèce est bien forestière même si la littérature est discrète sur le sujet.

• **Domaine vital minimal :**

Notre façon de calculer, même si elle peut paraître simpliste, ne donne pas de résultats très divergents de la littérature (DIETZ et al., 2009 ; ARTHUR & LEMAIRE, 2009 ; CPEPESC, 2009). Les données évolueront au fil des opérations de radio-pistage. Dès maintenant, on note que des espèces vivent en été sur des surfaces plus faibles que d'autres mais il faut une centaine d'hectares pour 1 individu (ou une colonie), pas moins ! La capture d'un Grand Rhinolophe (femelle post-allaitante) a permis de constater une distance importante entre la colonie et le lieu de capture, 17km5 tout de même ! DIETZ & al. (2009) citent un rayon maximum de 14,5 km autour de la colonie, moyenne de 4,5 km. On est probablement en face d'un record !

Dans une analyse future, au terme du plan de restauration régional, on devrait pouvoir calculer les proportions de grands habitats (forêt, culture, eau, surface en herbe, surface artificielle...) pour chaque individu et ainsi confirmer on non les exigences spécifiques citées dans d'autres ouvrages ou articles.

Ces premiers résultats ne sont pas une conclusion et du travail reste à faire. Que de belles nuits à passer à attraper (ou pas ?) ces bestioles encore si mystérieuses ! Que de belles surprises nous attendent encore dans les arbres à condition d'arriver en haut !

Et, heureusement que de nombreux bénévoles nous accompagnent, impossible de les citer tous sans en oublier, car sans eux les résultats seraient moindres, un grand merci à eux !

Tous seront cités dans un article futur.

Bibliographie

- PARISE Claire & HERVE Christophe, 2009.- Découverte de colonies de mise bas de Pipistrelles de Nathusius en Champagne Ardenne. *Naturelle*, n°3 : 87-93.
- DIETZ Christian, VON HELVERSEN Otto et NILL Dietmar, 2009.- L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord. Delachaux et Niestlé, Paris, 400 pages.
- ARTHUR Laurent & LEMAIRE Michèle, 2009.- Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope, Mèze 'Collection Parthénope) ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 544 pages.
- CPEPESC Lorraine, 2009-Connaître et Protéger les Chauves-souris de Lorraine. Ouvrage collectif coordonné par SCHWAAB F., KNOCHEL A. & JOUAN D., Ciconia, 33 (N.sp.), 562 pages.
- PARISE Claire, GALAND Nicolas & HERVE Christophe, 2012. – Reproduction de la Pipistrelle de Nathusius, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839) au lac du Der-Chantecoq (Champagne-Ardenne). *Symbioses*, 28 : 7-13
- PENICAUD Philippe, 2000.- Chauves-souris de Bretagne (France) : typologie de 60 arbres-gîtes et éléments de l'écologie des espèces observées. *Le Rhinolophe*, 14 : 37-68.
- PENICAUD Philippe & LE RESTE Guy, 2011.- Enquête nationale sur les arbres-gîtes à chauves-souris arboricoles. *Mammifères sauvages*, n°61 : 26-28.





Les Naturalistes de Champagne-Ardenne

Association Loi 1901

Chez le président : David Bécu, 10260 Saint Parres-les-Vaudes



Auteurs :

Romarc Leconte, Vincent Ternois, Jean Luc Lambert, Nicolas Harter, Stéphanie Rondel, Stéphane Bellenoue, Emmanuelle Fradin, Pierrick Cantarini, Bruno Fauvel, Olivier Hesnard, Pierre Detcheverry, Thomas Ruys, Alain Marre, Michel Pascal.

Dessinateurs :

Gérard Balandras (illustrations couverture), Violaine Meslier (p 7), Julien Soufflot (p. 1, 25, 89, 110), Jean Chevallier (p 93, 95, 99, 102), Yannick Pochon (illustration dos)

Responsables de la publication :

David Bécu et Claire Parise

Financement

DREAL Champagne-Ardenne

