

## Contribution à la connaissance des traits de vie du Criquet palustre *Pseudochorthippus montanus* (Charpentier, 1825) par l'étude d'une population des Hauts-de-France

Guillaume MEIRE<sup>1</sup> et Marc BRUNEAU<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Conservatoire d'espaces naturels de Picardie, 1 place Ginkgo – village Oasis, 80044 Amiens Cedex 1, g.meire@conservatoirepicardie.org  
<sup>2</sup> 91 rue des Marchis, 36500 BUZANCAIS, brunEAU-marc@outlook.fr

**Résumé.** Le Criquet palustre *Pseudochorthippus montanus* est une espèce retenue pour la cohérence nationale de la Trame Verte et Bleue. Afin d'élaborer les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique, une synthèse bibliographique sur les déplacements et les besoins de continuités de l'espèce a été dressée (MERLET F. & HOUARD X., 2012). Les connaissances disponibles restent toutefois peu documentées. Sur la Réserve Naturelle Nationale de l'Etang Saint-Ladre (Somme, France), une étude de la population de *P. montanus* par capture-marquage-recapture a été initiée en 2014 et renouvelée en 2018. En parallèle, plusieurs variables susceptibles d'influencer la répartition des individus ont été relevées. Nos résultats confirment que *P. montanus* présente une faible mobilité et qu'il se développe dans une gamme restreinte d'habitats. La distance moyenne de déplacement pendant la phase adulte est de 9,72 m, sans différence significative entre les mâles et les femelles. L'analyse des micro-habitats montre que *P. montanus* préfère les végétations de moins de 20 cm de hauteur, et qui présentent des écorchures. Nous avons précisé l'influence du régime hydrique des sols sur la présence du criquet. L'ensemble des individus a été observé dans des zones qui ne sont jamais inondées mais dont la nappe ne descend pas en dessous de 60 cm de profondeur. Sur ses zones de présence, le niveau d'eau moyen se situe à  $33,25 \pm 13,99$  cm en dessous du niveau du sol. A travers les résultats, nous discutons des implications pour la conservation d'une population à faible effectif dans un espace réglementé et bénéficiant d'une gestion conservatoire. Dans un contexte de modifications climatiques, les limites d'intervention des gestionnaires sont également abordées.

**Mots-clés.** *Pseudochorthippus montanus*, capture-marquage-recapture, mobilité, habitat, conservation.

**Abstract.** The Water-meadow Grasshopper *Pseudochorthippus montanus* is an indicator species which have been selected to ensure the ecological relevance of the french ecological network initiative called « Trame Verte et Bleue ». Within this framework, a literature review dealing with *P. montanus*'s dispersal abilities and its habitat requirements regarding fragmentation has been made (MERLET F. & HOUARD X., 2012). However, empirical field studies concerning this species are still seldom available to date. In the Etang Saint-Ladre National Nature Reserve, a study was conducted to assess the population size through a capture-mark-release method in 2014 and 2018. In addition, several variables that may influence the distribution of the species within the site were explored. Our results confirm that *P. montanus* shows a weak mobility and is strongly restricted to specific habitats. On average, adults moved over a distance of 9.72 meters and no significant differences were found between males and females with respect to these movements. Micro-habitat analysis showed that *P. montanus* preferred short sward conditions (max 20 cm tall), with patches of bare ground. The influence of water regimes in soils on the hygrometric conditions potentially affecting the distribution of *P. montanus* has been specified. All individuals were observed in areas that are never flooded but whose water table does not fall below 60 cm deep. In occupied areas, the average water level is  $33.25 \pm 13.99$  cm below ground level. On the basis of these results, we discuss the implications for the conservation of a small population in a restricted area under conservative management. The limitations of conservation possibilities due to climate change are also discussed.

**Keywords.** *Pseudochorthippus montanus*, capture-mark-release, mobility, habitat use, conservation.

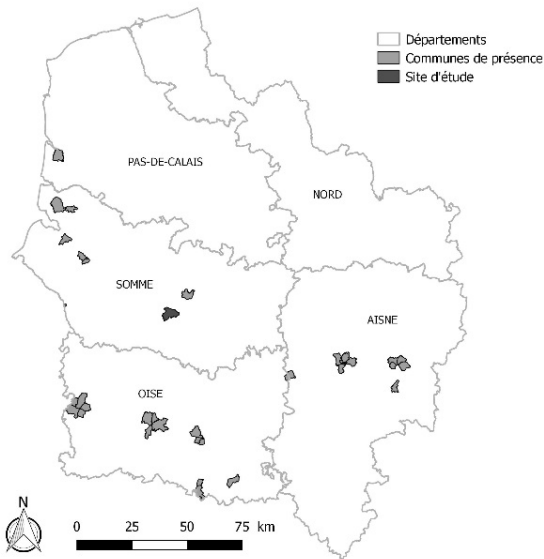
oOo

### INTRODUCTION

Le Criquet palustre *Pseudochorthippus montanus* (Charpentier, 1825) est une espèce des zones humides dont les exigences en matière d'hygrométrie (Ingrisch, 1983) et les capacités de déplacement limitées (Reinhardt *et al.*, 2005 ; Weyer *et al.*, 2012) le rendent particulièrement sensible à la perte et à la fragmentation de ses habitats. Pour ces raisons, et devant le morcellement de sa répartition nationale (Sardet et Defaut, 2004, Pratz et Cloupeau, 2010), *P. montanus* intègre la liste des es-

pèces retenues pour la cohérence nationale de la Trame Verte et Bleue dans 11 régions françaises (Houard *et al.*, 2012). En Hauts-de-France, le Criquet palustre intègre la liste rouge des espèces menacées de Picardie. Il est considéré comme rare et en danger d'extinction (Picardie Nature, 2016). Le Nord-Pas-de-Calais ne dispose pas de liste rouge des Orthoptères mais une liste de rareté classe *P. montanus* comme Exceptionnel (Conservatoire Faunistique Régional, 2014). En l'état des connaissances, l'espèce est présente sur 37 communes des Hauts-de-France et sur 21 espaces naturels bénéficiant d'une ges-

tion conservatoire (Fig. 1). 90% de ces sites sont préservés par les Conservatoire d'espaces naturels de Picardie



et du Nord-Pas-de-Calais.

**Figure 1: Carte de répartition de *P. montanus* en Hauts-de-France. Source des données : Picardie Nature, GON, CEN**

Depuis sa découverte en 2004, *P. montanus* est un enjeu de conservation prioritaire de la Réserve Naturelle Nationale de l'Étang Saint-Ladre (Boves, Somme) ; jusqu'alors, son abondance était évaluée sur la seule base d'inventaires. Devant l'enjeu qu'il représente, un suivi démographique quantitatif et robuste, basé sur la méthode de capture-marquage-recapture, a été initié en 2014 et renouvelé en 2018.

En parallèle, il nous était nécessaire de mieux comprendre les facteurs déterminant la répartition restreinte et fragmentée de l'espèce sur le site pour mettre en place des actions conservatoires appropriées.

Cet article décrit la structure démographique (taille de la population, survie, durée de vie) d'une population de *P. montanus*. Les déplacements et l'utilisation des milieux par les adultes sont étudiés, notamment l'influence des niveaux d'eau et de la structure de la végétation sur la répartition de l'espèce.

Les résultats sont confrontés aux connaissances disponibles pour partie synthétisées dans un travail réalisé dans le cadre de la mise en œuvre de la Trame verte et bleue (MERLET & HOUARD, 2012).

## MÉTHODES

### SITE D'ÉTUDE

La Réserve Naturelle Nationale de l'Étang Saint-Ladre est un marais tourbeux alcalin de 13 ha géré par le CEN Picardie depuis 1993. *P. montanus* est observé pour la première fois en 2004 après que d'importants travaux de restauration des formations herbacées aient été réalisés. Si l'espèce a pu passer inaperçue lors des

suis et inventaires précédents, l'hypothèse d'une colonisation depuis les prairies riveraines est privilégiée. Aujourd'hui, l'espèce a disparu de ces prairies et la population de la Réserve Naturelle apparaît comme isolée.

Sur le site, *P. montanus* se rencontre au sein de prairies pâturées extensivement ( $0,48 \pm 0,25$  UGB/ha/an) par des vaches nantaises sur 2,25 ha (*Hydrocotylo vulgaris* - *Schoenion nigricantis*, *Mentho longifoliae* - *Juncion inflexi*), et au sein d'une prairie de 0,25 ha gérée par fauche exportatrice annuelle à bisannuelle (*Molinion caeruleae*) (Fig. 3).

### CAPTURE-MARQUAGE-RECAPTURE ET AIRE DE PRÉSENCE

Le suivi a été réalisé au cœur de la période de développement des adultes. Cinq sessions de capture ont été réalisées entre le 01 août 2014 et le 05 septembre 2014 (36 jours) et six sessions entre le 01 août 2018 et le 06 septembre 2018 (37 jours).

Les suivis ont été réalisés sous de bonnes conditions météorologiques (ciel dégagé, vent faible et températures supérieures à 20°C), entre 12 h et 17 h et duraient en moyenne 120 minutes. Les individus ont été marqués et recapturés au cours de prospections aléatoires dans les 2,5 hectares de l'aire d'étude.

Chaque individu nouvellement capturé est marqué d'un numéro d'identification unique avec un feutre permanent pigmenté à base d'eau (Uni POSCA PC-3M) sur le dessus des élytres puis relâché (Fig.2). Les individus recapturés dans la journée du marquage n'ont pas été pris en compte dans les analyses.

L'emplacement des captures et recaptures a été localisé à l'aide d'un GPS ( $\pm 3$  m de précision).



**Figure 2: *P. montanus* mâle marqué**

En 2016, cinq sessions de suivis ont été réalisées entre le 10 août et le 01 septembre pour suivre les zones de présence de *P. montanus*. L'ensemble des individus contactés ont été localisés à l'aide d'un GPS ( $\pm 3$  m de précision).

**VARIABLES ENVIRONNEMENTALES**

En 2018, à l'emplacement de chaque contact de *P. montanus*, la hauteur moyenne et le recouvrement de la végétation ont été estimés au mois d'août dans des quadrats de 0,25 m<sup>2</sup>. Une carte topographique (en m NGF) de l'ensemble de la zone d'étude a également été dressée (1 levé/25m<sup>2</sup>, 1327 points) à l'aide d'un niveau optique et d'une borne géodésique de référence. L'altitude de chaque point de présence de *P. montanus* a été relevée. En parallèle, le suivi mensuel des niveaux d'eau (en m NGF) mis en place depuis 2002 sur un étang bordant la zone d'étude s'est poursuivi. D'après l'étude hydrogéologique de la Réserve Naturelle (FRABOULET, 2005), les niveaux d'eau de l'étang sont similaires aux niveaux de la nappe alluviale qui alimente la zone d'étude. Les niveaux d'eaux de l'étang sont ainsi confrontés aux relevés topographiques pour étudier l'impact des niveaux d'eau sur la répartition de *P. montanus*.

**ANALYSE DES DONNÉES**

Le programme POPAN pour population ouverte mis en œuvre dans le programme MARK 7.0 (White & Burnham 1999) a été utilisé pour estimer les paramètres démographiques des populations. Plusieurs modèles ont été testés en ajoutant des covariables (temps, sexe) sur les paramètres de survie ( $\phi_i$ ) et de capture ( $p_i$ ). Le meilleur modèle a été sélectionné sur la base de l'Akaike's Information Criterion (AIC) (Burnham et Anderson, 2002).

Les données GPS des événements de capture/recapture ont été utilisées pour analyser les déplacements de *P. montanus*. Pour chaque individu, la distance observée entre chaque capture est calculée avec QGIS 2.8.1 (QGIS Development Team, 2018). Une distance maximale de dispersion est calculée pour chaque individu en mesurant la distance entre les deux points de capture les plus éloignés. Parce que nous ne disposons pas des informations sur les mouvements des individus entre les captures, les distances mesurées doivent être considérées comme étant des minima.

Le test non paramétrique de Mann et Whitney (test U) a été utilisé pour comparer les distances de dispersion entre les années et les sexes. Le test paramétrique de Student (test t) a été utilisé pour examiner les différences d'altitudes entre les zones de présence et d'absence de *P. montanus*.

**RÉSULTATS**

**TAILLE DE LA POPULATION**

En 2014, les cinq suivis ont permis de capturer et marquer 34 individus différents. En 2018, 49 individus différents ont été marqués au cours des six suivis (Tabl. 1). Pour les deux années, les modèles les plus performants présentent des probabilités de survie ( $\phi$ ) et de capture ( $p$ ) constantes (Tabl.1). Si les sexes n'ont pas pu être différenciés en 2014 faute de données suffisantes, les données acquises en 2018 soulignent une probabilité de survie dépendante du sexe (Tabl. 1).

La taille de la population n'a pas évolué de manière significative entre les deux années de suivis. Estimée à 79 ( $\pm 21$  ES) individus en 2014, elle était composée de 96 ( $\pm 18$  ES) individus (Tabl.1). Le sexe ratio de la population était en 2018 de 2 mâles pour 1 femelle (Tabl. 1).

Le plus grand intervalle de temps observé entre deux captures est de 36 jours et concerne 2 femelles.

La probabilité de survie journalière présente de fortes variations interannuelles. Estimée à 0,64 en 2014, elle était de 0,95 chez les mâles et 0,98 chez les femelles en 2018 (Tabl. 2). En parallèle, le mois d'août 2018 était significativement plus chaud et plus sec que le mois d'août 2014 (Tabl. 2).

**MOBILITÉ ET HABITATS**

30 mouvements de 25 individus ont été relevés (Tabl. 1). La distance moyenne de déplacement est de 10,48  $\pm$  6,97 m chez les mâles et 8,59  $\pm$  9,29 m chez les femelles. La distance de déplacement n'est pas différente entre les années (test U, p=0,79) et entre les sexes (test U, p=0,37). La distance maximale observée entre deux captures est de 19,52 m chez les femelles et de 17,12 m chez les mâles.

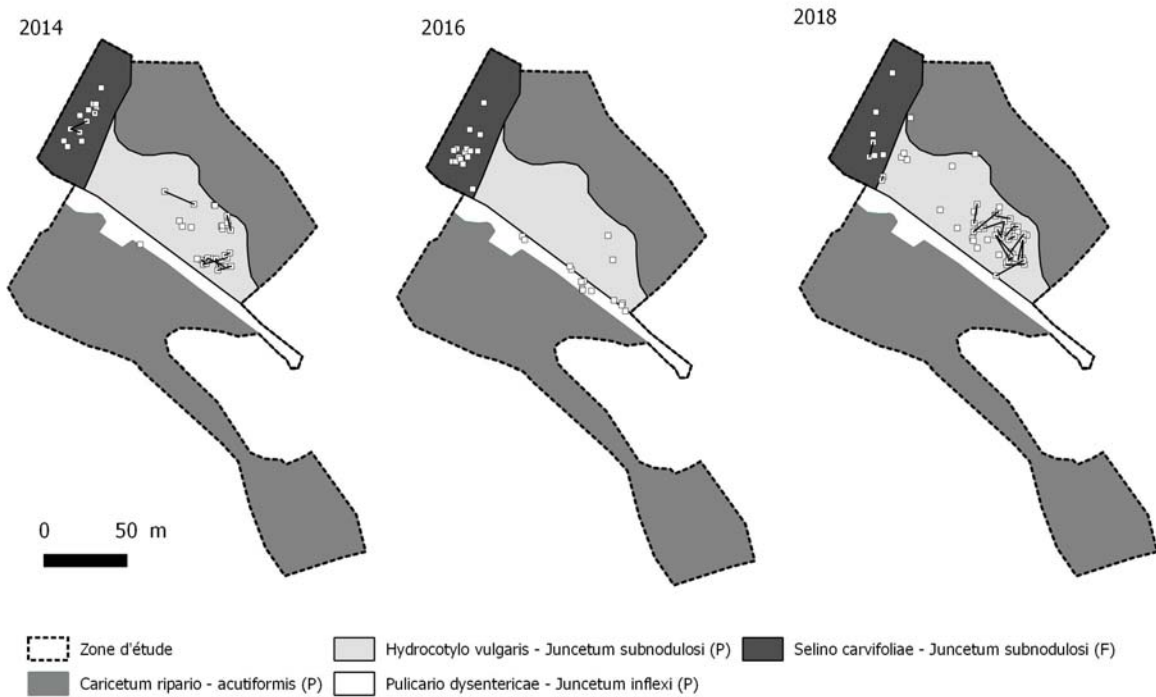
Au sein de la zone d'étude, la distribution de *P. montanus* est restreinte et répartie sur deux aires de présence bien distinctes. Aucun échange d'individus entre les deux entités n'a été observé (Fig. 3). Les données acquises en 2018 témoignent toutefois d'une répartition moins fragmentée de l'espèce.

	2014		2018	
	Mâles	Femelles	Mâles	Femelles
Nb d'ind. marqués	22	12	29	20
Une recapture	3	3	8	4
Deux recaptures	1	1	3	1
Trois recaptures				1
Taux de recapture (%)	18	33	37	30
Meilleur modèle	p(.), $\phi$ (.), pen(t) AIC=83,31 ; 6 par.		p(.), $\phi$ (g), pent(t) AIC=174,99 ; 6 par.	
Taille de la population ( $\pm$ erreur standard)	79 ( $\pm 21$ )		64 ( $\pm 15$ )	32 ( $\pm 7$ )

**Tabl. 1: Données de capture-recapture de *P. montanus* en 2014 et 2018.**

	2014	2018	Test Mann-Withney
Probabilité de survie journalière (± erreur standard)	0,64 (±0,12)	M : 0,95 (±0,01) F : 0,98 (±0,01)	
Température moyenne (°C)	17,69±4,8	21,03±5,6	$P < 0,01$
Précipitations journalière (mm)	3,8±5,16	2,01±3,24	$P < 0,01$
Couverture nuageuse (%)	44,58±21,38	42,41±21,57	non significatif

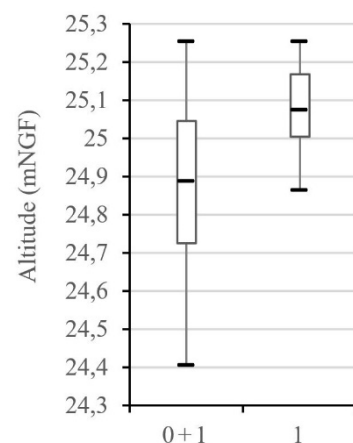
**Tabl. 2: Probabilité de survie journalière de *P. montanus* (M=mâle ; F= femelle) et données météorologiques des mois d'août 2014 et août 2018 (Source Météo France ; station Amiens-Glisy).**



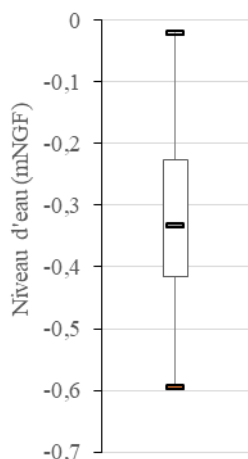
**Figure 3: Points de contacts de *P. montanus* en 2014 (N=46), 2016 (N=31) et 2018 (N=66) au sein des différentes végétations de l'aire d'étude. Les lignes correspondent aux déplacements entre deux points de captures (2014 et 2018). Les modalités de gestion de chaque végétation sont présentées (P :**

*P. montanus* est contacté sur les niveaux topographiques les plus hauts de la prairie (test de Student  $t=9.57$ ,  $p<0.01$ ), dans un gradient topographique de 39 cm (Fig. 4).

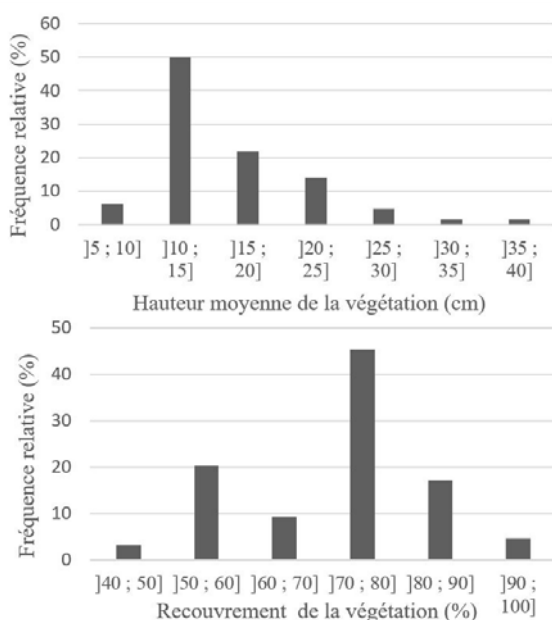
Il est observé sur des secteurs qui ne sont jamais inondés mais dont la nappe ne descend pas en dessous de 60 cm de profondeur (Fig. 5). Sur ses zones de présence, le niveau d'eau moyen se situe à  $33,25 \pm 13,99$  cm en dessous du niveau du sol. 71% des individus ont été contactés au sein de végétations présentant une hauteur comprise entre 10 et 20 cm. 68% des individus ont été relevés dans des milieux présentant un recouvrement herbacé compris entre 70 et 80% (Fig. 6). Les zones de présence de *P. montanus* présentent une hauteur moyenne de végétation de  $17,69 \pm 6,16$  cm et un recouvrement moyen  $75,33 \pm 11,70\%$ .



**Figure 4: Distribution des altitudes au sein de l'aire d'étude (0+1, N=1391) et sur les points de contacts de *P. montanus* en 2018 (1, N=66).**



**Figure 5: Distribution des niveaux d'eau maximum relevés entre septembre 2017 et août 2018 sur les points contacts de *P. montanus* en 2018 (N=66)**



**Figure 6: Fréquence relative de la hauteur (a) et du recouvrement (b) de la végétation relevée sur les points de contacts de *P. montanus* (N=66) en 2018**

## DISCUSSION

### MÉTHODE DE SUIVI

Depuis sa découverte en 2004, *P. montanus* est un enjeu de conservation prioritaire de la Réserve Naturelle Nationale de l'Étang Saint-Ladre ; jusqu'alors, son abondance était évaluée sur la seule base d'inventaires. Afin de suivre de manière robuste et quantitative la population, la méthode de Capture-Marquage-Recapture a été préférée à d'autres protocoles plus largement utilisés par les gestionnaires d'espaces naturels, notamment la méthode des Indices Linéaires d'Abondances adaptée par Voisin (1986)

pour le suivi des communautés d'Orthoptères. Parce qu'elle implique l'hypothèse d'une probabilité de détection constante dans le temps et l'espace, cette méthode nous paraît peu adaptée au suivi quantitatif de *P. montanus* qui est une espèce discrète et qui peut présenter des variations interannuelles d'ordre phénologiques (Rohde, 2015) et spatiales (Fig. 3). Ces limites semblent d'autant plus importantes que la population suivie présente de faibles effectifs.

### MOBILITÉ ET DISTRIBUTION SPATIALE

L'ensemble des individus a été recapturé dans un rayon de 20 m. Ces observations sont concordantes avec les résultats de Weyer et al. (2012) qui font état d'une distance maximale de dispersion n'excédant pas 20 m pour 80% des individus. Nous n'avons également trouvé aucune différence significative de distance parcourue entre mâles et femelles.

Sur l'aire d'étude, nous avons montré que les conditions hydrologiques conditionnaient la répartition de *P. montanus*. La plupart des individus ont été contactés dans des zones où le niveau de nappe reste en-dessous du niveau du sol, mais sans jamais descendre en dessous de 60 cm de profondeur. Cette profondeur est souvent évoquée comme étant le seuil d'abaissement maximal de la nappe permettant un engorgement continu de la tourbe (Laplace-Dolonde 1994, Landry et Rochefort 2011). Ces observations convergent avec les résultats d'autres auteurs pour lesquels l'humidité du sol est nécessaire au développement des œufs (Ingrisch 1983, Langmaack et Schrader 1997) mais les inondations hivernales sont défavorables (Rohde, 2015).

Toutefois, d'un point de vue topographique, la distribution de l'espèce sur l'aire étude est plus restreinte que la disponibilité en habitats favorables et il apparaît que d'autres facteurs expliquent sa répartition.

En conditionnant les micro-climats, la structure de la végétation est une composante qui influence la répartition de *P. montanus* (Langmaack et Schrader, 1997 ; Weyer et al., 2012). Nos travaux confirment que l'espèce recherche des végétations herbacées basses et ouvertes, de  $17,69 \pm 6,16$  cm en moyenne. Si ces valeurs sont inférieures à celles relevées par d'autres auteurs ( $45,40 \pm 1,01$  cm dans Weyer et al., 2012), nos résultats sont proches des observations faites sur un autre marais tourbeux des Hauts-de-France ( $27,85 \pm 12,51$  cm d'après Hubert, com. pers.).

Les activités agro-pastorales mises en place sur le site pourraient expliquer les évolutions observées dans la distribution de *P. montanus* (Fig. 3). En 2016, la distribution des individus est sensiblement différentes des autres années suivies. Cette année-là, les prairies n'ont pas été pâturées au printemps et *P. montanus* a principalement été observé sur un cheminement technique (Fig. 3. cf *Pulicario dysentericae* – *Juncetum inflexi*) sur lequel des passages réguliers permettent la conservation d'une végétation basse. En parallèle, de 2014 à 2018, les contacts diminuent au sein de la prairie de fauche et un déplacement des individus vers la prairie pâturée semble s'opérer (Fig. 3). En parallèle, le

suit de végétation de la prairie de fauche, réalisé le long d'un transect de 20 m, témoigne d'une élévation de la hauteur moyenne de la végétation en période de développement imaginal : 61 cm en 2012, 47 cm en 2014, 52 cm en 2016 et 75 cm en 2018. La fauche hivernale permet de limiter l'accumulation de litière mais n'agit pas ou peu sur la structure de la végétation qui reste haute et dense en période de développement des larves et des adultes.

#### MENACES ET CONSERVATION

Estimée à moins de 100 individus, la population de la Réserve Naturelle de l'Étang Saint-Ladre est stable mais apparaît particulièrement menacée malgré le statut du site et les actions conservatoires mises en place. Par sa taille, la population est très sensible aux aléas démographiques et environnementaux comme en témoigne les variations significatives des taux de survie entre les années. Des conséquences sur la reproduction sont également probables puisque le sex-ratio de la population - estimé à 0,5 - apparaît déséquilibré en comparaison à celui relevé dans une population d'un millier d'individus (0,8 dans Weyer et al., 2012).

Les modifications climatiques constituent également des menaces sérieuses pour lesquelles le gestionnaire n'a pas ou peu de prise. Les résultats de l'étude nationale Explore 2070 projettent dans le bassin de la Somme des étiages plus sévères et une augmentation de la pluviométrie en hiver. La recrudescence d'événements extrêmes impacterait la reproduction de la population dont les œufs présentent une certaine sensibilité à la dessiccation mais aussi à l'inondation prolongée (Rohde, 2015). L'abaissement des niveaux d'eau en été aurait également pour conséquence de multiplier les zones de contacts avec *Pseudochorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821) et d'augmenter les risques d'hybridation (Rohde, 2015).

La microtopographie est une composante essentielle qu'il convient de préserver pour permettre aux individus de s'adapter aux conditions environnementales changeantes. Parce que l'espèce est peu mobile, il est important de s'assurer que les habitats favorables soient accessibles. Pour conserver une structure de végétation favorable à *P. montanus*, le pâturage extensif paraît être la méthode de gestion la plus appropriée. Un pâturage printanier et estival doit être recherché pour créer des zones de végétations herbacées basses en période de développement des larves et des adultes.

En complément du pâturage, l'entretien de layons par fauche depuis les zones de présence de *P. montanus* permettrait de renforcer les échanges entre stations et d'étendre leur répartition. Pour préserver les criquets, il conviendrait de régler la hauteur de coupe à 15 cm minimum et de réaliser l'opération en période de développement larvaire (juin).

*P. montanus* étant particulièrement sensible aux conditions hygrométriques, l'installation d'ouvrages de soutien des niveaux d'eau en période d'étiage peut s'avérer pertinent. Ils conviendrait toutefois de bien les dimensionner afin qu'ils n'occasionnent pas une inon-

dation des milieux qui pourrait être défavorable à l'espèce.

La gestion des habitats d'espèces n'est parfois pas suffisante pour assurer la pérennité de petites populations isolées en raison des risques d'altérations génétiques. Des programmes de renforcement peuvent être initiés à partir de populations plus importantes si les populations ne sont pas trop différenciées génétiquement.

#### REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Picardie Nature et le Groupe Ornithologique et Naturaliste du Nord-Pas-de-Calais pour la mise à disposition des données régionales, et plus largement les orthoptéristes des Hauts-de-France sans qui les données ne seraient pas disponibles. Nos remerciements vont également à Lucie Lung pour ses contributions à ce travail et à David ADAM, Clémentine COUTEAUX, Jérémy LEBRUN, Francis MEUNIER et Gaétan RIVIÈRE pour leur relecture critique et constructive.

Les activités de connaissances et de conservation des espaces naturels dont découle ce travail sont soutenues financièrement par les partenaires institutionnels du CEN Picardie : Union Européenne, Etat, Région Hauts-de-France, Conseils Départementaux de la Somme, de l'Oise et de l'Aisne ainsi que les Agences de l'Eau Artois-Picardie et Seine-Normandie.

#### RÉFÉRENCES

- BURNHAM K.P. & D.R. ANDERSON, 2002 - Model selection and inference: A Practical information-theoretic approach. 2nd Edition, *Springer-Verlag*, 488 p.
- CONSERVATOIRE FAUNISTIQUE RÉGIONAL, 2014 - Inventaire de la faune du Nord-Pas-de-Calais : Raretés, protections, menaces et statuts.
- HOUARD Xavier, Stéphane JAULIN, Pascal DUPONT & Forence MERLET, 2012 - Définition des listes d'insectes pour la cohérence nationale de la TVB – Odonates, Orthoptères et Rhopalocères. *Opie*. 29 p. + 71 p. d'annexes.
- INGRISCH Sigfrid, 1983 - Zum Einfluß Des Feuchte Auf Die Schlupfrate Und Entwicklungsdauer Der Eier Mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera, Acrididae). *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, **30**, 1-15.
- LANDRY J. & L. ROCHEFORT, 2011 - *Le drainage des tourbières : impacts et techniques de remouillage*. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 53 p.
- LANGMAACK M. & SCHRADER G., 1997 - Microhabitat analysis of three Fengrassland Grasshopper species (Acrididae: Gomphocerinae). *Entomologia Generalis*, **22** : 45-55.
- LAPLACE-DOLONDE A., 1994 - L'histosol, descripteur privilégié du marais tourbeux. *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, **3** : 295-306.

- MERLET Florence & Xavier HOUARD, 2012 - *Le Criquet palustre* Chorthippus montanus, *Synthèse bibliographique sur les déplacements et les besoins de continuités d'espèces animales*. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Muséum national d'histoire naturelle, Office pour les insectes et leur environnement, 5 p.
- PICARDIE NATURE (Coord.), 2016 - *Listes rouges régionales de la faune menacée de Picardie. Les Chiroptères, les Mammifères terrestres, les Mammifères marins, les Amphibiens/Reptiles, les Araignées "orbiteles", les Coccinelles, les Orthoptères, les Odonates, les Rhopaloceres et Zygenes*.
- PRATZ Jean-Louis. & Roger CLOUPEAU, 2010 - Liste rouge commentée des Orthoptères de la région Centre. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*, **15** : 17-33.
- QGIS Development Team, 2018 - QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org/>
- REINHARDT K., KÖHLER G., MAAS S. & DETZEL P., 2005 - Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: the Orthoptera of Germany. *Ecography*, **28** : 593–602.
- ROHDE K., 2015 - *Climatic effects on population dynamics and hybridization of a rare grasshopper species*. Rapport de these, Université de Trèves, 201 p.
- SARDET Éric. & Bernard DEFAUT, 2004 - Les orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*, **9** : 125-137.
- VOISIN Jean-François, 1986 - Une méthode simple pour caractériser l'abondance des orthoptères en milieux ouverts. *L'Entomologiste*, **42** : 113-119.
- WEYER J., WEINBERGER J., HOCHKIRCH A., 2012 - Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal of Insect Conservation*, **16**: 379-390.
- WHITE G. C. et K. P. BURNHAM K. P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, **46** : 120-139.
- SITE INTERNET**. Rapports finaux du rapport Explore 2070 : <http://www.gesteau.fr/document/bilan-du-projet-explore-2070-eau-et-changement-climatique>