



HAL
open science

Gestion forestière intégrée des insectes ravageurs : exemple par l'étude de la niche écologique du hanneton forestier (*Melolontha hippocastani* Fabr. 1801)

Jérémy Cours, Louis-Michel Nageleisen, Régine Touffait

► To cite this version:

Jérémy Cours, Louis-Michel Nageleisen, Régine Touffait. Gestion forestière intégrée des insectes ravageurs : exemple par l'étude de la niche écologique du hanneton forestier (*Melolontha hippocastani* Fabr. 1801). *Revue forestière française*, AgroParisTech, 2020, LXXI (6), pp.553-567. 10.4267/2042/70886 . hal-02989071

HAL Id: hal-02989071

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02989071>

Submitted on 12 Aug 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

GESTION FORESTIÈRE INTÉGRÉE DES INSECTES RAVAGEURS : EXEMPLE PAR L'ÉTUDE DE LA NICHE ÉCOLOGIQUE DU HANNETON FORESTIER (*MELOLONTHA HIPPOCASTANI* FABR. 1801)

JÉRÉMY COURS – LOUIS-MICHEL NAGELEISEN – RÉGINE TOUFFAIT

Les hannetons sont des insectes coléoptères d'assez grande taille à métamorphose complète – c'est-à-dire que le cycle de développement d'un individu est divisé en plusieurs phases très différentes les unes des autres : œuf ; larve ; nymphe ; imago (= adulte). Les hannetons connaissent une longue phase de développement souterraine sous forme de larves qui se nourrissent des racines des végétaux. Cette phase est suivie d'une courte phase aérienne au printemps pendant laquelle les insectes adultes se nourrissent dans les houppiers des arbres, s'accouplent et les femelles pondent les œufs en terre. Sous leurs différentes formes, les hannetons sont, de longue date, bien connus de l'homme : les larves de hanneton (« ver blanc ») dévorent les racines des végétaux et, de fait, sont redoutés pour les dégâts potentiellement causés aux cultures. Par exemple, les hannetons se sont retrouvés excommuniés au XV^e siècle par l'évêque de Lausanne, jugement faisant suite à des disettes imputées à l'insecte (Albouy, 2005). Ces dégâts racinaires sont dans un premier temps discrets, contrairement aux conséquences de l'alimentation des insectes adultes qui sont beaucoup plus spectaculaires. Le hanneton forestier (*Melolontha hippocastani*) suit des cycles biologiques synchrones de 4 ans : c'est-à-dire que la majorité des individus d'un même massif forestier est de la même génération. De ce fait, tous les quatre ans un nombre considérable d'individus adultes sort de terre durant les mois d'avril-mai et dévore massivement les feuilles des arbres feuillus, chênes en tête. Il reste de ces défoliations spectaculaires une baisse de croissance cyclique bien connue des dendrochronologues car conservée comme un témoignage dans les cernes des arbres (Huber, 1982). C'est par exemple de cette manière que Billamboz (2014) a retracé l'histoire régionale des cycles de pullulation du hanneton, autour du lac de Constance, à la frontière entre la Suisse et l'Allemagne. Il met en évidence une augmentation de l'activité du hanneton commun durant les périodes chaudes du dernier millénaire. Chaque massif forestier où le hanneton forestier est présent connaît un cycle de 4 ans, avec des « années à hanneton » : en 2019, nous l'observions en forêts de Fontainebleau ou du massif des Vosges du Nord, en 2020, ces mêmes observations sont faites en forêt de Compiègne.

Les deux espèces de hannetons du genre *Melolontha* majoritaires en Europe (le hanneton commun et le hanneton forestier) sont indigènes et leur répartition s'étend depuis l'Europe de l'Ouest à la Sibérie (Schwenke, 1974). Pour un approfondissement de la biologie des hannetons du genre *Melolontha*, nous proposons au lecteur de lire la fiche technique éditée par le département santé des forêts (DSF) en 2017 (Nageleisen, 2017) et plus précisément sur le hanneton forestier, l'article de Nageleisen *et al.* (2015).

On observe, depuis une dizaine d'années, une recrudescence des dégâts imputables au hanneton forestier observés en forêt. Dans le Bassin parisien (principalement les forêts de Compiègne-Laigue, Chantilly et Fontainebleau) et dans le Nord-Est de la France (principalement forêts des Vosges du Nord et de Haguenau), le hanneton forestier ravage les régénérations, autant artificielles que naturelles, et s'ajoute probablement comme facteur de dépérissement des arbres adultes (Nageleisen, communication personnelle). Il induit par exemple une réduction moyenne de 60 % de la biomasse racinaire rendant les arbres potentiellement plus sensibles aux sécheresses (Serre, 2017). En Europe centrale, les hannetons du genre *Melolontha* sont considérés comme l'un des plus sérieux ravageurs forestiers (Wagenhoff *et al.*, 2014).



Photo 1 En haut, œufs, larves L1 et larve L3 de hanneton forestier ; en bas, hannetons forestiers adultes en positionnement d'accouplement.

Photos Jérémie Cours

Aujourd'hui, pour lutter contre ces insectes ravageurs, il est nécessaire de réfléchir à des méthodes de défense alternatives aux produits phytopharmaceutiques. L'Office national des forêts a interdit, par une note de service d'octobre 2019, l'utilisation des produits pharmaceutiques au sein des forêts relevant du régime forestier. Ces nouvelles modalités de défense peuvent appartenir à l'approche conceptuelle de « gestion intégrée des nuisibles » (*Integrated pest management, IPM* en anglais), articulant l'écologie, la biologie, les méthodes de production (sylviculture), etc. afin de maintenir les ravageurs sous un *seuil économiquement acceptable* (Apple et Smith, 1976). L'objectif visé est implicitement le retour et le maintien à une situation endémique par la mise en œuvre de techniques issues d'une meilleure connaissance de la biologie de l'insecte. Cette situation endémique est définie par un équilibre dynamique dans les interdépendances de l'écosystème forestier. C'est le rôle du gestionnaire forestier « de conduire [la forêt] et de la modifier pour en tirer le maximum de biens et de services tout en assurant sa pérennité » (Bouvalet, 1985). Plus précisément, la gestion intégrée s'intéresse à la relation plante-bioagresseur : en forêt, les interactions entre les arbres de production et leurs ravageurs potentiels.

C'est dans ce cadre que nous avons cherché à préciser la niche écologique du hanneton forestier. Cette meilleure compréhension de la dynamique des populations de l'espèce pourrait nous amener à répondre aux questions suivantes : Les phases de pullulation sont-elles causées par des processus exogènes ? De quelles natures ? Et surtout, un retour à l'endémie est-il possible par la gestion sylvicole ?

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Trois études ont été réalisées dans les forêts du massif des Vosges du Nord, dans le Nord-Est de la France. Il y est décrit une pullulation de hanneton forestier depuis 2007 par le correspondant-observateur du département santé des forêts (DSF) de l'époque Georges Frain puis confirmée et suivie par son successeur Joseph Meyer. Ces signalements ont conduit à une première étude en 2014, coordonnée par Louis-Michel Nageleisen, alors expert national entomologiste du DSF (Nageleisen *et al.*, 2015). Cette première étude avait pour vocation de réaliser une cartographie de l'aire de répartition des larves de hanneton dans le sol. Des placettes ont été mises en place sur l'ensemble des forêts des Vosges du Nord selon une maille carrée de 400 x 400 mètres. Cela a représenté plus de 1 000 placettes. Sur chacune d'elles, une fosse de 50 x 50 x 50 cm a été creusée afin de déterminer le nombre de larves. Au printemps 2014, ces dernières étaient au troisième stade larvaire (L3), c'est-à-dire le dernier stade avant la transformation en nymphe puis en imago dans le courant de l'été (de juillet à septembre). Par ailleurs, afin de décrire les milieux plus propices à la présence et à l'abondance de larves, diverses données environnementales ont été relevées :

- texture du sol estimée au doigt dans la fosse ;
- surface terrière totale ventilée par essence et par catégorie de grosseur des bois ;
- nombre de gaules et de perches sur un rayon de 15 mètres autour de la fosse ;
- recouvrement des semis et fourrés ;
- exposition et pente.

Enfin, afin de caractériser l'impact des larves de hanneton sur la régénération, le pourcentage de mortalité sur les semis a été mesuré ainsi que le pourcentage de systèmes racinaires consommés sur 4 semis de moins de 50 cm de haut.

À la suite des résultats de l'étude de 2014 mettant en évidence un plus grand nombre de larves de hanneton au sein de peuplements semi-ouverts (surface terrière comprise entre 15 et 25 m²) et à dominante de chênes mélangés de hêtres et pins sylvestres, il a été décidé de poursuivre le travail d'étude de la niche écologique du hanneton forestier. Pour cela, nous avons réfléchi à

un nouveau protocole visant à étudier plus finement les liens entre l'abondance de larves L₃ et l'écosystème forestier dans toutes ses dimensions : de la strate herbacée à la strate arborée. Cette étude a été réalisée dans des peuplements matures et présentant un mélange feuillus-résineux. De plus, nous avons pour volonté d'étudier l'effet potentiel de la surface terrière sur l'abondance de larves L₃ dans le sol. Pour cela, 9 parcelles ont été sélectionnées sur un gradient de surface terrière : 3 parcelles « ouvertes », 3 parcelles « fermées » et 3 parcelles à ouverture « intermédiaire » soit 3 répétitions de chaque niveau de surface terrière. Au sein de chacune des 9 parcelles, 20 placettes espacées de 40 mètres l'une de l'autre étaient mises en place selon un transect en U : 10 placettes dans un sens puis 10 placettes dans l'autre (espace de 40 mètres entre les deux transects).

Chaque placette était subdivisée en 3 sous-placettes concentriques permettant de décrire les différentes strates forestières :

- une sous-placette de rayon 1 mètre décrivant la strate herbacée (toute végétation comprise entre 0 et 30 cm de haut) ;
- une sous-placette de rayon 4 mètres décrivant la strate arbustive (cette dernière était divisée en deux : strate arbustive basse entre 0,3 et 2 mètres de haut et strate arbustive haute entre 2 et 7 mètres de haut) ;
- une sous-placette de rayon 10 mètres décrivant la strate arborescente (végétation au-dessus de 7 mètres de haut).

Pour chaque strate, un certain nombre de variables étaient relevées :

- strate herbacée : recouvrement global à dire d'expert selon différentes classes de proportion de recouvrement (de 0 à 5) puis abondance relative des espèces composant la strate ; notation de l'état sanitaire des semis ;
- strate arbustive : recouvrement global à dire d'expert selon différentes classes de proportion de recouvrement (de 0 à 5) puis abondance relative des espèces composant la strate ;
- strate arborescente : diagnostic sylvicole classique comprenant la mesure des diamètres de chaque arbre de plus de 7 mètres de haut, notation de l'essence et mesure de hauteur de l'arbre le plus gros en diamètre et du troisième plus gros. Une notation de l'état sanitaire était appliquée sur ces mêmes arbres en utilisant le protocole DEPERIS (DSF, 2018).

Enfin, la densité de larves dans le sol était déterminée par le creusage de 2 fosses cubiques de 50 x 50 x 50 cm chacune de part et d'autre du centre de la placette (à 1 mètre de celui-ci), dans le sens du transect. Ce nombre de deux fosses permettant de déterminer la densité de larve est le résultat d'un compromis entre l'effort que demande l'ouverture de ces fosses et la qualité de la donnée. Il apparaît *a posteriori* que la fosse 1 explique relativement bien le nombre de larves présentes dans la fosse 2 ($R^2 = 18,4\%$; $P_{\beta_{fosse2=0}} < 0,001$). Afin d'améliorer le coefficient de détermination, l'ouverture de 3 voire 4 fosses pourrait être à préférer dans les études futures (Désaubry, 2019).

Dans l'objectif de confirmation des résultats de l'étude de 2018, un nouveau travail a été préparé en 2019. Ce dernier avait pour objet d'étude le vol d'émergence du hanneton forestier et plus spécifiquement le choix de lieu de ponte de la femelle hanneton en forêt. Pour cela, 106 placettes ont été réalisées dans et autour de la forêt domaniale de Ingwiller (Bas-Rhin), foyer initial de la pullulation de hanneton forestier dans les forêts des Vosges du Nord (Nageleisen *et al.*, 2015).

Ces 106 placettes étaient structurées selon des doublets de placettes relativement proches les unes des autres : une placette installée dans un milieu où la canopée est plutôt fermée (sans fourré) ; une placette installée dans un milieu où la canopée est plutôt ouverte (sans fourré) et, lorsque c'était possible, une troisième placette installée au milieu d'un cône de régénération très dense de largeur minimum de 10 mètres. L'intérêt était de pouvoir comparer l'abondance de pontes dans le sol selon des placettes proches les unes des autres.

Sur chacune des placettes, il était relevé la surface terrière ventilée par essence en réalisant un tour relascopique (facteur 1). Il était aussi relevé la présence d'une strate arbustive basse très dense ou non et le cas échéant sa hauteur et sa composition (Hêtre et Épicéa dans notre échantillonnage). Par ailleurs, une photographie hémisphérique était prise au centre de chaque placette à l'aide d'un objectif fish-eye adapté sur smartphone (photo 2, ci-dessous). Traitées par le logiciel Gap Light Analyzer, ces photographies nous donnent pour indication le pourcentage d'ouverture de la canopée (Frazer *et al.*, 1999). Enfin, deux fosses de 50 x 50 x 40 cm étaient creusées et au sein de chacune d'elles, le nombre d'œufs et de pontes était noté. L'essentiel ici est de creuser la fosse par tranche et de fouiller la terre avec minutie, cela permettant d'observer les pontes s'organisant sous forme d'agrégats d'une vingtaine d'œufs (photo 3, p. 558). Les œufs sont visibles et mesurent 2 mm de diamètre au moment de la ponte pour atteindre environ 3 mm au moment de l'éclosion. Une fois de plus, le creusage de deux fosses est la conséquence du compromis entre qualité de la donnée et la multiplication des répétitions des facteurs étudiés. Une fois de plus, si le creusage de 3 ou 4 fosses aurait pu être préférable, le nombre de pontes observées dans la fosse 1 explique positivement le nombre de pontes de la fosse 2 ($R^2 = 11,2\%$, $P_{\beta_{fosse2=0}} < 0,001$).



Photo 2 Exemple de photographies hémisphériques.

En haut, ouverture de la canopée après traitement informatique = 6 % ;
en bas, ouverture de la canopée après traitement informatique = 29 %.

Photos Jérémy Cours



Photo 3 Ponte de hanneton forestier sous forme d'un agrégat d'œufs.
Photo Jérémy Cours

Les analyses qui suivent ont été réalisées à l'aide du logiciel libre R (R Core Team, 2019). Concernant les tests de comparaison entre différentes classes, nous avons mis en œuvre des tests de comparaison des moyennes ajustées avec la méthode de Tukey. Il est important de savoir que les moyennes ajustées le sont à partir de modèles poissonniens en 2014 et 2018 tandis qu'elles le sont à partir de modèles quasi poissonniens en 2019 (ces derniers prennent en compte la surdispersion et sont donc plus rigoureux). Les moyennes ajustées le sont à partir de la librairie R « lsmmeans » (Lenth, 2016).

RÉSULTATS - DISCUSSION

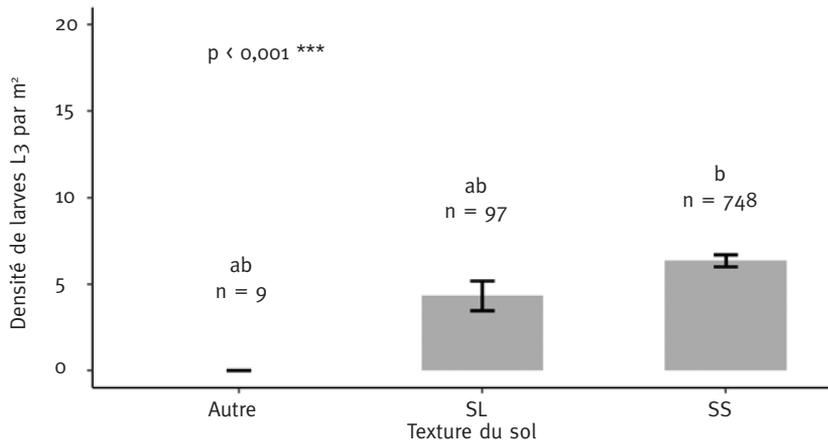
Effets des conditions de sol sur le développement larvaire

Le hanneton forestier passe 47 mois au total dans le sol : 37 mois sous forme de larve, 1 mois sous forme de nymphe et 9 mois sous forme d'imago. Le sol est donc un élément capital de la vie de l'insecte. D'ailleurs, c'est sur ce point que s'accorde l'ensemble de la littérature quant aux besoins de l'insecte : il se développe particulièrement dans des sols sableux non hydromorphes. Par exemple, lors d'une pullulation exceptionnelle survenue en forêt de Haguenau au début des années 1950, Couturier et Robert (1956) retrouvaient le hanneton forestier dans ces sols sableux. Au contraire, il était absent des sols argileux et hydromorphes. De même, c'était l'élément mis en évidence en 2014 : les sols les plus sableux renfermaient un plus grand nombre de larves que les sols sablo-limoneux (figure 1, p. 559 ; Nageleisen *et al.*, 2015). De même, Schmidt et Hurling (2014) ont montré dans les forêts de la Hesse, Land allemand bordant le Rhin, une baisse de la densité de larves de hanneton forestier à mesure qu'augmente la proportion d'argile du sol et que se rapproche la nappe d'eau. Cependant, l'étude de Désaubry (2019) dans les forêts domaniales de Compiègne et Laigue permet de tempérer ce résultat : selon une probabilité de présence-absence, la larve de hanneton conserve une forte probabilité de présence sur l'ensemble des milieux observés, y compris les milieux plus argileux et en partie hydromorphes. Il a ainsi été retrouvé des larves dans des milieux où l'horizon d'engorgement temporaire (marqué par un

horizon ferreux) est présent à une profondeur de 20 cm. Dans cette même étude, il apparaît tout de même une préférence certaine pour « les zones peu argileuses, relativement sèches, peu hydromorphes et ayant un pH inférieure à 6 » (Désaubry, 2019, p. 41).

FIGURE 1 EN 2014, DENSITÉ MOYENNE DE LARVES L₃ SELON LA TEXTURE DU SOL ÉVALUÉE AU DOIGT

Les sols sablo-limoneux (SL) des Vosges du Nord accueillent une densité plus faible de larves de hanneton que les sols purement sableux (SS). Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. (d'après Nageleisen *et al.*, 2015)



Cette préférence pour les milieux sableux peut s'expliquer par un modèle écologique plus général d'interaction entre les racines d'une plante et l'insecte rhizophage (Johnson et Gregory, 2006). À la sortie de l'hiver, la larve sort de sa diapause et remonte vers la surface. Ses premiers déplacements se font aléatoirement, en direction de la surface. En parallèle, les racines des plantes, par respiration, émettent du CO₂. Ces émissions créent un gradient de CO₂ dans le sol : plus on se rapproche de la racine et plus la teneur de CO₂ est élevée. De nombreux insectes du sol sont sensibles à ce gradient. C'est certainement le premier indice utilisé par la larve pour se diriger vers les racines. Cependant, il ne semble pas suffisamment précis. Les plantes exsudent par leurs racines des métabolites secondaires utilisés par les insectes comme indice supplémentaire afin de trouver leur plante hôte, particulièrement pour les monophages (se nourrissent sur une seule espèce) et les oligophages (se nourrissent sur une famille particulière). Chez le hanneton forestier, Weissteiner *et al.* (2012) ont montré que les larves sont très bien équipées pour percevoir différents composés chimiques libérés par les racines de chêne endommagées : l'eucalyptol et l'anisol. Dans le cadre de ce modèle général, la texture sableuse du sol joue un rôle important : elle facilite très certainement le déplacement de la larve (moins de quantité d'énergie allouée aux mouvements) et elle facilite par ailleurs le déplacement des composés chimiques libérés par les racines (Eilers *et al.*, 2016).

EFFETS DU SOUS-ÉTAGE SUR L'ACTIVITÉ DES HANNETONS ADULTES

Les observations des gestionnaires, premiers témoins des vols d'émergence et vols de pontes des hannetons forestiers, nous ont amenés à penser que les femelles évitent les zones de fourré dense pour pondre leurs œufs. Ce sont par exemple les observations empiriques de Joseph Meyer,

ancien correspondant-observateur (CO) du Département de la santé des forêts (DSF) dans la partie alsacienne des Vosges du Nord. Cette même observation a été faite par Stéphane Brault (CO DSF en forêts domaniales de Compiègne-Laigüe) dans un dispositif mis en œuvre en forêt domaniale de Compiègne : il observait un moindre nombre de femelles pondant dans les milieux fermés par un fourré dense en comparaison des peuplements sans strate arbustive très dense.

En 2018, nous avons noté le recouvrement par les différentes strates forestières : il apparaissait une baisse de plus de 50 % du nombre de larves L₃ dans les milieux où le recouvrement de la strate arbustive basse est très élevé (≥ 50 % ; figure 2, ci-dessous).

FIGURE 2 EN 2018, DENSITÉ MOYENNE DE LARVES L₃ SELON LE COUVERT DE LA STRATE ARBUSTIVE BASSE : FERMÉ = COUVERT DE PLUS DE 50 % DE LA SURFACE DE LA PLACETTE DE 4 MÈTRES DE RAYON. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard.

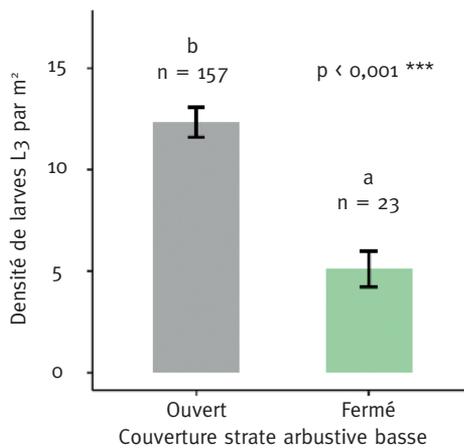
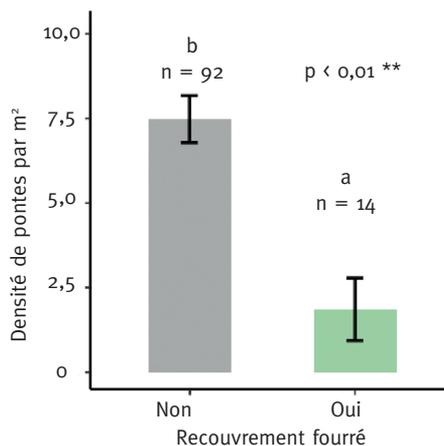


FIGURE 3 EN 2019, DENSITÉ DE PONTES SELON UN FORT RECOUVREMENT DE LA STRATE ARBUSTIVE BASSE (FOURRÉ = OUI) OU L'ABSENCE DE RECOUVREMENT (FOURRÉ = NON). Les barres d'erreur représentant l'erreur standard.



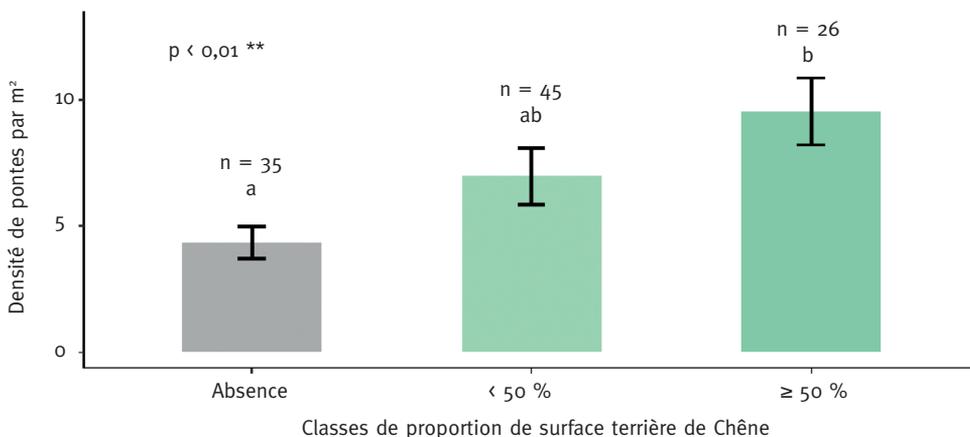
Il a donc été décidé de vérifier ce résultat en 2019, à la suite du vol d'émergence et des pontes des femelles hannetons. Nous observons un résultat similaire à celui de 2018 alors que les hannetons étaient au troisième stade larvaire : le nombre de pontes était près de trois fois moins élevé au centre des îlots de régénération dense que dans le reste des peuplements où la strate arbustive basse était absente (figure 3, p. 560). L'hypothèse principale pour expliquer ces résultats est d'ordre physique. Rappelons qu'au XVII^e siècle, l'expression « être étourdi comme un hanneton » se rapportait au vol lourd et peu précis du hanneton. Il est possible qu'un environnement composé de nombreux arbustes ne soit pas accessible aux hannetons adultes dont les femelles qui ne peuvent y pondre : les arbustes jouent alors le rôle de barrière physique aux hannetons. Par ailleurs, Niemczyk *et al.* (2017) proposent l'hypothèse suivante : le microclimat plus humide sous fourré dense pourrait être plus favorable à l'abondance d'organismes entomopathogènes comme les champignons du genre *Beauveria* spp.

EFFETS DU PEUPEMENT FORESTIER SUR LE DÉVELOPPEMENT LARVAIRE ET L'ACTIVITÉ ADULTE

Effets de la composition en essences

Il apparaît en 2019 que plus la proportion de Chêne est élevée et plus le nombre de pontes l'est aussi (figure 4, ci-dessous ; $P < 0,01$). Ceci peut s'expliquer par l'appétence des hannetons adultes pour les arbres du genre *Quercus* : les études en laboratoire montrent que les hannetons consommant des feuilles de Chêne survivent plus longtemps, grossissent plus rapidement et les femelles sont plus fertiles (Woreta *et al.*, 2016 ; Woreta *et al.*, 2018).

FIGURE 4
EN 2019, DENSITÉ MOYENNE DE PONTES
SELON LA PROPORTION DE SURFACE TERRIÈRE DE CHÊNES



Effet de l'ouverture de la canopée

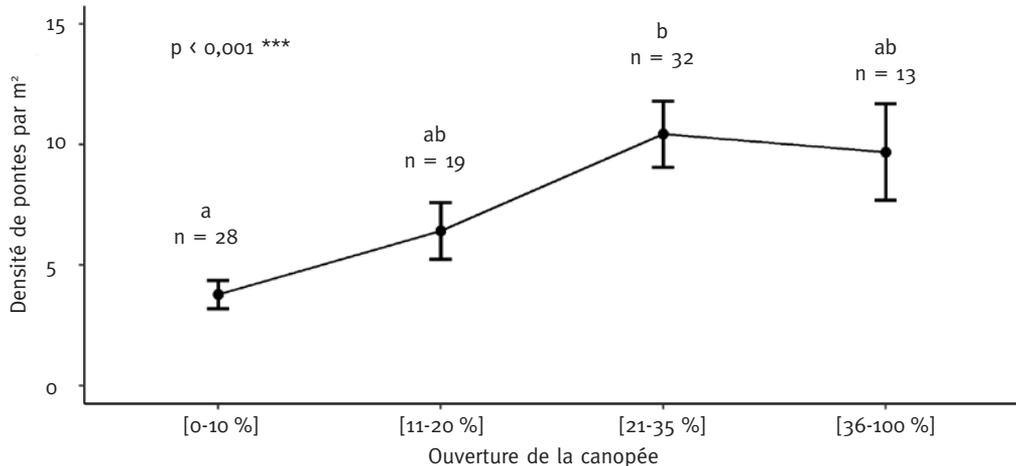
Enfin, il est apparu un élément important lors de l'étude de 2019 : l'ouverture de la canopée du peuplement semble avoir un impact non négligeable sur le choix du lieu de ponte effectué par la femelle hanneton. Ainsi, les milieux ouverts semblent préférés par la femelle hanneton forestier (figure 5, p. 562). Cette relation a déjà été mise en évidence dans des forêts polonaises par Niemczyk *et al.* (2017) : les milieux fermés (0 à 10 % d'ouverture) apparaissaient moins infestés

que les milieux relativement ouverts (21 à 35 % d'ouverture). Les classes d'ouverture de l'étude polonaise sont les mêmes que la figure 5 et les relations sont relativement ressemblantes.

FIGURE 5

**EN 2019, DENSITÉ MOYENNE DE PONTES
SELON LA PROPORTION D'OUVERTURE DE LA CANOPÉE
ET LA SURFACE TERRIÈRE DES CHÊNES**

Les barres d'erreur représentant l'erreur standard.



SYNTHÈSE DES RÉSULTATS SUR LES PULLULATIONS RÉCENTES DU HANNETON FORESTIER

Avant d'expliquer ce qui semble être le « pourquoi », nous devons nous attacher à définir le terme de pullulation. La pullulation d'un insecte est liée à une dynamique de population qui permet à cette espèce de passer au-delà d'un seuil épidémique, ce qui peut alors engendrer des dommages quand il s'agit de phytophages s'attaquant aux essences de production. Cette dynamique de population est sous le contrôle de nombreux facteurs tant biotiques qu'abiotiques et peut induire des pullulations cycliques ou apériodiques selon les espèces. Dans le cas du hanneton, l'hypothèse de pullulations périodiques tous les 10 à 15 générations soit tous les 40 à 50 ans se heurte à l'existence de données quantitatives sur une telle période pour être validée. L'observatoire mis en place en 2015 pour suivre quantitativement la population de hannetons dans le sol ne donnera des résultats que dans 2 ou 3 générations soit 8 à 12 ans ! Cependant les observations réalisées en Allemagne dans la vallée du Rhin révèlent un maintien durable à haut niveau de population sans retour à l'endémie, ce qui semble réfuter l'hypothèse d'une cyclicité de la pullulation actuelle et d'un retour prochain à l'endémie.

En termes écologiques, la pullulation d'insectes ravageurs est une perturbation façonnant l'écosystème, l'amenant dans une direction différente, au même titre que les tempêtes, incendies ou autres sécheresses. Cependant, à la différence des trois facteurs de perturbation cités, la pullulation d'insectes phytophages est considérée comme étant une perturbation « interne » car elle provient de l'intérieur même de l'écosystème (Nageleisen *et al.*, 2010). Les perturbations sont « le moteur du fonctionnement des écosystèmes » (Nageleisen *et al.*, 2010). Cependant, elles causent des pertes de valeur économique des arbres du peuplement forestier et à travers la sylviculture, le gestionnaire forestier essaie de maintenir ces pertes potentielles dans les limites économiquement acceptables : nous retrouvons ici l'objectif de la gestion intégrée des ravageurs (Apple et Smith, 1976).

Par ailleurs, la pullulation d'insectes ravageurs peut parfois être intégrée dans le processus de dépérissement forestier. Souvent, la pullulation d'insectes phytophages s'apparente à un facteur aggravant du processus de dépérissement, surtout dans le cadre des ravageurs de faiblesse, facteur faisant suite aux facteurs prédisposants et déclenchants (Nageleisen *et al.*, 2010). Le cas de la pullulation de hanneton est difficile à classer. En Alsace, un observatoire a été mis en place pour le suivi biologique du hanneton dans les Vosges du Nord : 5 placettes ont été installées en zone infestées et 5 autres placettes hors zone infestée par le hanneton. Les conditions stationnelles sur ces 10 placettes sont similaires (Badeau, 2017). Il apparaît une dégradation au cours du temps de l'état sanitaire des houppiers en zone infestée tandis qu'aucune évolution particulière n'est observée hors zone infestée (L.-M. Nageleisen, communication personnelle). Ainsi, dans les Vosges du Nord, le hanneton forestier semble être un facteur déclenchant du dépérissement au même titre que les sécheresses : les consommations racinaires causées par les larves engendrent plus rapidement le stress hydrique des arbres durant la période estivale.

Malgré cela, nous pouvons émettre quelques hypothèses sur les facteurs ayant facilité la transition d'une phase endémique (de mémoire d'homme, le genre *Melolontha* a toujours été présent en Europe ; Billamboz, 2014) à une phase épidémique.

D'après Niemczyk *et al.* (2017) et l'étude menée de 2019, un peuplement forestier plutôt ouvert (ouverture de la canopée entre 20 et 35 %) est enclin à être plus largement infesté par le hanneton forestier. Cela nous amène à questionner l'impact potentiel des tempêtes ayant eu lieu au tournant du XXI^e siècle [tempêtes Daria et Vivien en 1990 et bien entendu Lothar et Martin en 1999 (Gardiner *et al.*, 2013)]. Ces tempêtes ont eu pour conséquences d'ouvrir les peuplements et de fait, les rendre potentiellement plus attractifs pour le hanneton forestier. En outre, dans le cadre du changement climatique, il est maintenant bien établi qu'un peuplement relativement ouvert est plus résilient face aux sécheresses estivales grâce à une augmentation de l'eau disponible pour chaque arbre (Bréda *et al.*, 1995 ; Van der Maaten, 2013). Et de fait, dans le cadre du changement climatique, il est conseillé une sylviculture plus dynamique (Legay et Mortier, 2006). Cependant, dans le seul cadre de la pullulation de hanneton, il est probable que ce type de sylviculture, souhaitable en général, rende les peuplements plus favorables au hanneton forestier et donc défavorables aux arbres.

En se rapprochant du sol, un autre résultat est intéressant : l'effet bloquant de la strate arbustive basse sur les hannetons femelles. Cette même strate arbustive basse a tendance à disparaître lorsque les populations de cervidés deviennent trop fortes en causant d'importants dégâts dans les régénérations (Boulanger *et al.*, 2015). Il est donc probable qu'en consommant cette strate arbustive basse, les cervidés rendent indirectement les milieux plus favorables au hanneton forestier, plus encore en interaction avec les tempêtes et la sylviculture dynamique.

QUE FAIRE ? GESTION INTÉGRÉE DU RAVAGEUR

La gestion des pullulations de hanneton forestier ne peut être dissociée des autres problématiques portant sur les forêts infestées et elle doit y être associée. Ainsi, par leur texture sableuse, les sols de ces forêts sont très drainants et s'assèchent plus rapidement en période de sécheresse (Hacke *et al.*, 2000). De ce fait, la problématique du changement climatique y est très prégnante. Mais plus généralement, nous ne pouvons proposer que peu de préconisations sylvicoles tangibles :

- La première préconisation est le nécessaire retour à un équilibre sylvocynégétique dans les forêts concernées par les pullulations de hanneton forestier. La pression d'herbivorie des grands

ongulés (cerf élaphe, *Cervus elaphus*, en tête) induit la raréfaction de la strate arbustive basse (Boulanger *et al.*, 2015). Cette même strate, nous l'avons vu, joue un rôle de barrière empêchant l'accès au sol pour le hanneton forestier femelle au moment du vol de ponte. Par ailleurs, cette même strate arbustive basse représente le capital futur du peuplement forestier sous la forme des semis et fourrés.

- La deuxième préconisation est un maître mot : la prudence. Toute action sylvicole dans un massif forestier concerné par une pullulation de hanneton forestier doit être empreinte de prudence. Il est nécessaire par exemple d'éviter les ouvertures trop fortes de la canopée et utiliser le sous-étage comme couvert permanent. Par exemple, il peut être nécessaire de remettre en question la pratique du relevé de couvert qui a pour conséquence potentielle de rendre le milieu plus attractif aux hannetons. Dans la situation actuelle de sécheresses estivales plus fréquentes et intenses et de canicules, l'éducation des semis ou plants de Chêne peut être à préférer dans des situations de demi-lumière. En complément, lorsque la pression d'herbivorie est trop forte, l'installation d'engrillagements une dizaine d'années avant la première coupe d'ensemencement pourrait permettre l'implantation de premiers fourrés.

Les travaux sont à proscrire à partir du moment où ils amènent à rendre les fourrés – gaulis plus perméables et le sol nu (travail du sol). Néanmoins, dans l'objectif de conserver des essences plus adaptées au réchauffement climatique, des nettoisements peuvent être prévus l'année suivant le vol (sur Chêne sessile dans une matrice de Hêtre commun par exemple). Dans ce cas, il serait nécessaire de suivre certaines tiges aidées et d'arrêter ce genre de pratique si une colonisation forte par le hanneton est alors observée.

Malheureusement, nous voyons ici que peu de solutions nous sont offertes pour traverser cette crise et, dans de nombreux cas, l'impasse semble inévitable. Par exemple, les peuplements de chênes pédonculés en cours de sénescence sont des milieux au sein desquels les populations de hanneton forestier semblent s'autoentretenir : la forte quantité de Chêne favorise fortement le développement des hannetons et la sénescence conduit à un peuplement relativement ouvert ; dès lors, les hannetons prolifèrent accélérant de fait le phénomène de sénescence et donc l'ouverture de la canopée rendant alors les peuplements plus accueillants pour la ponte. Dans ce cadre précis, nous sommes témoins d'une boucle de rétroaction négative du point de vue de la gestion forestière.

Plus globalement, la théorie des perturbations peut prévoir le changement de trajectoire de l'écosystème. En ce sens, les pullulations de hanneton en synergie aux sécheresses aggravées par le réchauffement climatique (Samaniego *et al.*, 2018) nous placent dans une situation de spectateur n'ayant que peu de prises sur le phénomène dont il est témoin. Chaque année que nous passons est en moyenne la plus chaude enregistrée (2018 avant 2017 elle-même avant 2015 et 2016 ; Cheng *et al.*, 2019). Les sécheresses répétées ont pour conséquences des mortalités d'arbres partout dans le monde (Allen *et al.*, 2010 ; Taccoen *et al.*, 2019). Il est attendu que ces mêmes sécheresses augmentent en fréquence, en intensité et en durée dans le futur (Samaniego *et al.*, 2018) : ainsi, là où le facteur « eau » était à l'optimum dans le passé, il s'exerce aujourd'hui comme effet limitant (Otto, 1998). Les pullulations de hanneton actuellement observées s'intègrent probablement au sein de ce phénomène plus global de transformation de l'écosystème. Depuis des écosystèmes déstabilisés depuis une vingtaine d'années par des stress hydriques plus fréquents et qui le seront d'autant plus dans le futur, il y a changement vers des écosystèmes plus adaptés aux nouvelles conditions abiotiques. C'est bien dans ce cadre plus général que nous devons nous placer : les actions sylvicoles mises en œuvre aujourd'hui doivent plus que jamais être intégrées dans un schéma de pensée prenant en compte ce futur toujours plus chaud et certainement plus sec. Il pourrait donc être nécessaire d'accélérer l'implantation d'essences plus adaptées au réchauffement climatique.

En conclusion, ces pullulations de hanneton forestier nous confrontent aux limites de la méthode IPM lorsque cette dernière ne s'intéresse qu'à une espèce. Nous comprenons pour cet exemple particulier qu'une pullulation s'intègre à un contexte beaucoup plus général que sa simple surveillance. De ce fait, la méthode IPM conserve un intérêt, mais elle doit être intégrée à un objectif de compréhension plus générale des processus en place au sein des écosystèmes forestiers, plus encore de nos jours. Cette conclusion est décevante car nous manquons aujourd'hui de préconisations claires et efficaces à mettre en œuvre dans l'objectif de contenir les pullulations observées de hanneton forestier.

Jérémy COURS

Apprenti Ingénieur AgroParisTech Nancy
à l'Office national des forêts
Direction générale DFRN – GDMF
actuellement
Docteur
INRAE
Domaine des Barres
F-45290 NOGENT-SUR-VERNISSON
(jeremy.cours.2@gmail.com)

Louis-Michel NAGELEISEN (er)

Département de la santé des forêts
Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE
UMR Silva
INRAE Centre Grand Est - Nancy
F-54280 CHAMPENOUX
(louis-michel.nageleisen@gmail.com)

Régine TOUFFAIT

Secrétaire générale de la Direction forêts
et risques naturels DFRN
Anciennement experte travaux
Direction générale DFRN – GDMF
OFFICE NATIONAL DES FORÊTS
2 avenue de Saint-Mandé
F-75570 PARIS CEDEX 12
(regine.touffait@onf.fr)

BIBLIOGRAPHIE

- ALBOUY V., 2005. Le cycle des Hannetons de la guerre de Cent ans à la V^e République. *Insectes*, 14.
- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D.D., HOGG E.H. (TED), GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.-H., ALLARD G., RUNNING S.W., SEMERCI A., COBB N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate*, 259, pp. 660-684.
- APPLE J.L., SMITH R.F. (Eds.), 1976. *Integrated pest management*. Boston : Springer.
- BADEAU J., 2017. *Caractérisation écologique et stratégie d'évaluation de la biomasse de racines fines sur l'observatoire Hanneton, massif forestier des Vosges gréseuses - Objectif 1 : caractérisation écologique des placettes de l'observatoire Hanneton du massif forestier des Vosges gréseuses : comparaisons stationnelles des zones de présence et d'absence de hanneton et des peuplements*. Nancy : AgroParisTech, Université de Lorraine, INRA. (Rapport de stage Master 1).
- BILLAMBOZ A., 2014. Dendroarchaeology and cockchafers north of the Alps: Regional patterns of a middle frequency signal in oak tree-ring series. *Environmental Archaeology*, 19, pp. 114-123.
- BOULANGER V., BALTZINGER C., SAÏD S., BALLON P., PICARD J.-F., DUPOUEY J.-L., 2015. Decreasing Deer Browsing Pressure Influenced Understorey Vegetation Dynamics over 30 Years. *Annals of Forest Science*, 72, pp. 367-378.
- BOUVAREL P., 1985. Un équilibre fragile et toujours menacé. *Revue forestière française*, XXXVII, spécial « Regards sur la santé de nos forêts », pp. 141-144.
- BRÉDA N., GRANIER A., AUSSENAC G., 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree Physiology*, 15, pp. 295-306.
- CHENG L., ZHU J., ABRAHAM J., TRENBERTH K.E., FASULLO J.T., ZHANG B., YU F., WAN L., CHEN X., SONG X., 2019. 2018 Continues Record Global Ocean Warming. *Advances in Atmospheric Sciences*, 36, pp. 249-252.

- COUTURIER A., ROBERT P., 1956. Observations sur *Melolontha hippocastani* F. *Annales des Epiphyties*, 3, pp. 431-450.
- DÉPARTEMENT DE LA SANTÉ DES FORÊTS, 2018. *Quantifier l'état de santé de la forêt, méthode simplifiée d'évaluation*. Paris : Département de la santé des forêts.
- DESAUBRY G., 2019. *Le Hanneton forestier (Melolontha hippocastani) en forêt domaniale de Compiègne-Laigue : précision de son écologie dans un contexte de lutte et d'adaptation à sa dynamique de population*. Amiens : Université de Picardie Jules Verne. (Mémoire de Master 2 Sciences, technologie, santé).
- EILERS E.J., VEIT D., RILLIG M.C., HANSSON B.S., HILKER M., REINECKE A., 2016. Soil Substrates Affect Responses of Root Feeding Larvae to Their Hosts at Multiple Levels: Orientation, Locomotion and Feeding. *Basic and Applied Ecology*, 17, pp. 115-124.
- FRAZER G.W., CANHAM C.D., LERTZMAN K.P., SALLAWAY P., MARINAKIS D., 1999. *Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation*. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 36.
- GARDINER B., SCHUCK A., SCHELHAAS M.J., ORAZIO C., BLENNOW K., NICOLL B., 2013. *Living with storm damage to forests: what science can tell us 3*. European Forest Institute.
- HACKE U.G., SPERRY J.S., EWERS B.E., ELLSWORTH D.S., SCHÄFER K.V.R., OREN R., 2000. Influence of soil porosity on water use in *Pinus taeda*. *Oecologia*, 124, pp. 495-505.
- HUBER F., 1982. Effet de défoliations des chênes par les hannetons sur la structure du bois. *Revue forestière française*, XXXIV (3), pp. 185-190.
- JOHNSON S.N., GREGORY P.J., 2006. Chemically-Mediated Host-Plant Location and Selection by Root-Feeding Insects. *Physiological Entomology*, 31, pp. 1-13.
- LEGAY M., MORTIER F., 2006. La Forêt face au changement climatique : adapter la gestion forestière. Les Dossiers forestiers. Paris : ONF ; INRA.
- LENTH R.V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmmeans. *Journal of Statistical Software*, 69, pp. 1-33.
- NAGELEISEN L.-M., 2017. *Note Technique - Les Hannetons en forêt*. Département de la santé des forêts (MAAF/DGAL/SDQSPV). 16 p.
- NAGELEISEN L.-M., BELOUARD T., MEYER J., 2015. Le Hanneton forestier (*Melolontha hippocastani* Fabricius 1801) en phase épidémique dans le Nord de l'Alsace. *Revue forestière française*, LXVII (4), pp. 353-366.
- NAGELEISEN L.-M., PIOUS D., SAINTONGE F.-X., RIOU-NIVERT P., 2010. *La Santé des forêts*. Paris : Ed. IDF. 608 p.
- NIEMCZYK M., KARWANSKI M., GRZYBOWSKA U., 2017. Effect of Environmental Factors on Occurrence of Cockchafer (*Melolontha* Spp.) in Forest Stands. *Baltic Forestry*, 23, pp. 334-341.
- OTTO H.-J., 1998. *Écologie forestière*. Paris : Institut pour le développement forestier. 397 p.
- R CORE TEAM, 2019. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienne, Autriche : R Foundation for Statistical Computing.
- SAMANIEGO L., THOBER S., KUMAR R., WANDERS N., RAKOVEC O., PAN M., ZINK M., SHEFFIELD J., WOOD E.F., MARX A., 2018. Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8, 421.
- SCHMIDT M., HURLING R., 2014. A Spatially-Explicit Count Data Regression for Modeling the Density of Forest Cockchafer (*Melolontha Hippocastani*) Larvae in the Hessian Ried (Germany). *Forest Ecosystems*, 1, 19.
- SCHWENKE W., 1974. *Die forstschädlinge Europas. Zweiter Band : Käfer*. Hambourg, Berlin : Verlag Paul Parey.
- SERRE T., 2017. *Caractérisation écologique et stratégie d'évaluation de la biomasse de racines fines sur l'observatoire Hanneton, massif forestier des Vosges gréseuses - Objectif n°2 stratégie d'évaluation de la biomasse de racines fines sur l'observatoire Hanneton, massif forestier des Vosges gréseuses*. Nancy : AgroParisTech, Université de Lorraine, INRA. (Rapport de stage Master 1).
- TACCOEN A., PIEDALLU C., SEYNAVE I., PEREZ V., GÉGOUT-PETIT A., NAGELEISEN L.-M., BONTEMPS J.-D., GÉGOUT J.-C., 2019. Background mortality drivers of European tree species: climate change matters. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286.
- VAN DER MAATEN E., 2013. Thinning prolongs growth duration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) across a valley in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, 306, pp. 135-141.
- WAGENHOFF E., BLUM R., DELB H., 2014. Spring Phenology of Cockchafer, *Melolontha* Spp. (Coleoptera: Scarabaeidae), in Forests of South-Western Germany: Results of a 3-Year Survey on Adult Emergence, Swarming Flights, and Oogenesis from 2009 to 2011. *Journal of Forest Science*, 60, pp. 154-165.
- WEISSTEINER S., HUETTEROTH W., KOLLMANN M., WEIßBECKER B., ROMANI R., SCHACHTNER J., SCHÜTZ S., 2012. Cockchafer Larvae Smell Host Root Scents in Soil. *Plos One*, 7.

- WORETA D., LIPÍŃSKI S., WOLSKI R., 2016. Effects of Food Source Quality on the Adults of *Melolontha Melolontha* and *M. Hippocastani*. *Forest Research Papers*, 77, pp. 14-23.
- WORETA D., WOLSKI R., LIPÍŃSKI S., TKACZYK M., 2018. Effects of Food Quality on *Melolontha Spp.* Adults. *Folia Forestalia Polonica*, 60, pp. 108-121.

GESTION FORESTIÈRE INTÉGRÉE DES INSECTES RAVAGEURS : EXEMPLE PAR L'ÉTUDE DE LA NICHE ÉCOLOGIQUE DU HANNETON FORESTIER (*Melolontha hippocastani* Fabr. 1801) [Résumé]

Depuis une dizaine d'années, nous observons une recrudescence de dégâts imputables au hanneton forestier (*Melolontha hippocastani*) dans différentes forêts françaises. Ils consomment les racines et causent la mort des semis et plants forestiers et sont suspectés d'être un facteur supplémentaire de dépérissement forestier. Dans ce cadre, trois études ont été mises en œuvre dans les forêts des Vosges du Nord, en 2014, 2018 et 2019. Cet article cherche à synthétiser les résultats obtenus. Il apparaît que les sols sableux sont les plus favorables à l'espèce. Par ailleurs, le couvert dense de la strate arbustive basse induit des effets négatifs sur la ponte des œufs. D'autre part, les peuplements mélangés (feuillus-résineux) à prépondérance de chênes sont les plus favorables à un grand nombre de pontes et de larves dans le sol. Enfin, l'ouverture de la canopée semble jouer un rôle positif sur le choix du lieu de ponte. Nous discutons en fin d'article sur les règles sylvicoles pouvant être préconisées.

INTEGRATED MANAGEMENT OF FOREST INSECT PESTS – EXAMPLE DRAWN FROM THE STUDY OF THE FOREST COCKCHAFFER'S (*Melolontha hippocastani* Fabr. 1801) ECOLOGICAL NICHE [Abstract]

During the last ten years, an increase in the damage attributable to the forest cockchafer (*Melolontha hippocastani*) has been observed in various French forests. They consume the roots and kill seeded plants and seedlings. They are also suspected of being a supplementary factor in forest dieback. This is the context in which three studies were set up in the forests of the Northern Vosges in 2014, 2018 and 2019. This article sums up the results obtained. Sandy soils appear to be the most favourable for this species. The dense vegetation of the low shrub stratum induces negative effects on egg-laying. In contrast, mixed stands (hardwoods-softwoods) with a predominance of oak are the most favourable in terms of frequency of egg-laying and numbers of grubs in the soil. Finally, opening up the canopy appears to play a positive role on the choice of egg-laying sites. At the end of the article, we discuss possible silvicultural rules that can be recommended.
