



Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité.

Guillaume Fried, Camilla Andrade, Alexandre Villers, Emmanuelle Porcher, Daniel Cyly, Daniel Cluzeau, S. Guillocheau, O. Pillon, Ohri Yamada, Jérôme Jullien, et al.

► To cite this version:

Guillaume Fried, Camilla Andrade, Alexandre Villers, Emmanuelle Porcher, Daniel Cyly, et al.. Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité.. Innovations Agronomiques, 2019, 75, pp.87-98. 10.15454/tmdo06 . hal-02392219

HAL Id: hal-02392219

<https://hal.science/hal-02392219>

Submitted on 3 Dec 2019

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité

Fried G.¹, Andrade C.², Villers A.³, Porcher E.², Cyllly D.⁴, Cluzeau D.⁴, Guillocheau S.⁴, Pillon O.⁵, Yamada O.⁶, Jullien J.^{7,8}, Lenne N.⁸, Monestiez P.^{9,10}

¹ Anses, Laboratoire de la Santé des Végétaux, Unité entomologie et plantes invasives, F-34988 Montferrieux-sur-Lez

² Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, Paris, France.

³ AFB, Réserve de Chizé, Unité Avifaune migratrice, F-79360 Villiers-en-Bois

⁴ Université Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, OSUR, Station Biologique, F-35380 Paimpont

⁵ Draaf-Sral Grand-Est, Saint-Pouange, France.

⁶ Anses, Direction de l'Evaluation des Risques, Unité Phytopharmacovigilance et Observatoire des résidus de pesticides, F-94700 Maisons-Alfort

⁷ Draaf-Sral des Pays de la Loire, Angers, France.

⁸ Ministère de l'Agriculture, DGAL, Bureau de la Santé des Végétaux, F-75732 Paris Cedex 15

⁹ INRA, Unité de recherche Biostatistique et processus spatiaux, F-84914 Avignon Cedex 9

¹⁰ CEBC, UMR7372, CNRS- Université de la Rochelle, F-79360 Villiers-en-Bois

Correspondance : guillaume.fried@anses.fr

Résumé

Pour évaluer les effets non intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité, un réseau de 500 parcelles (réseau Biovigilance 500 ENI) a été mis en place en France métropolitaine par les pouvoirs publics. Quatre taxons sont suivis depuis 2012 : les vers de terre, la flore des bordures de champs, les coléoptères et les oiseaux. Nous présentons ici des résultats préliminaires et descriptifs pour la faune et une analyse plus détaillée de la réponse de la flore aux variables environnementales et agricoles. Des approches multivariées et des modèles additifs généralisés mixtes ont été utilisés pour tester les liens entre la nature et la diversité des traits de 186 espèces végétales et 12 variables environnementales et agricoles. Outre un effet de la diversité du paysage, de la fréquence de gestion et de la largeur des bordures, la quantité d'engrais azotés apportés dans la parcelle a un effet sur la composition de la flore des bordures en favorisant les espèces les plus nitrophiles. La richesse en espèces et leur diversité fonctionnelle diminuent avec l'indice de fréquence de traitements (IFT) herbicides et avec la surface de la parcelle. Les premiers résultats obtenus sont cohérents et montrent la valeur des données récoltées par les observateurs du réseau Biovigilance 500 ENI pour identifier les effets non-intentionnels des pratiques sur la biodiversité.

Mots-clés : Fertilisation, Herbicides, Paysage, Bordures de champs, Traits, Agro-écosystème

Abstract: First results of the Biovigilance 500 ENI network on monitoring unintended effects of agricultural practices on biodiversity

To assess the unintended effects of agricultural practices on biodiversity, a network of 500 plots (Biovigilance 500 ENI network) was set up in metropolitan France by the public authorities. Four taxa have been monitored since 2012: earthworms, flora of field margins, beetles and birds. Here we present

preliminary and descriptive results for wildlife and a more detailed analysis of the response of flora to environmental and agricultural variables. Multivariate approaches and generalized additive mixed models were used to test the links between the nature and diversity of 186 plant species traits and 12 environmental and agricultural variables. In addition to an effect of landscape diversity, field margin management frequency and field margin width, the amount of nitrogen fertilizer applied within the field has an effect on the composition of the flora of field margin favoring the most nitrophilous species. Species richness and functional diversity decrease with the Treatment Frequency Index (IFT) of herbicides and with the field area. The first results obtained are consistent and show the value of the data collected by observers of the Biovigilance 500 ENI network to identify unintended effects of farming practices on biodiversity.

Keywords: Nitrogen fertilizer, Pesticide drift, Landscape, Field margin, Traits, Agroecosystem

Introduction

L'impact de l'agriculture sur l'environnement est devenu une préoccupation majeure de notre société dans un contexte de changements globaux et d'appauvrissement de la biodiversité. Le débat récent sur l'utilisation du glyphosate révèle les craintes du grand public face aux risques de santé humaine associés à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, mais aussi le manque de données sur leurs effets à long-terme sur l'environnement. Le code rural et de la pêche maritime (art. L 251.1) prévoit que la Surveillance Biologique du Territoire (SBT) assure le suivi de « l'apparition éventuelle d'effets non-intentionnels (ENI) des pratiques agricoles sur l'environnement ». Dans ce cadre, depuis 2012, un réseau de 500 parcelles (dit «réseau Biovigilance 500 ENI») a été mis en place par les pouvoirs publics dans le cadre du plan Ecophyto pour suivre les ENI des pratiques agricoles, dont phytosanitaires, sur des espèces indicatrices de biodiversité. Le choix s'est porté sur quatre taxons : i) la flore sauvage des bordures de champs, ii) les coléoptères, iii) les oiseaux et iv) les lombriciens (vers de terre) des parcelles cultivées.

Les coléoptères sont le plus grand ordre d'insectes et présentent une grande diversité de caractères biologiques et écologiques, et en particulier une diversité de régime alimentaire: phytophage, floricole, prédateur, etc. Ils sont considérés comme de bons bio-indicateurs notamment en lien avec l'utilisation d'insecticides (Merivee et al., 2015). Du fait d'un domaine vital plus large et d'une position plus élevée dans la chaîne trophique, les oiseaux constituent un indicateur plus intégrateur de l'impact des pratiques agricoles à l'échelle du paysage (Chiron et al., 2014). Les vers de terre sont considérés comme un des meilleurs indicateurs biologiques de la qualité des sols du fait de leur forte sensibilité aux caractéristiques pédologiques, à l'occupation du sol et aux pesticides (Pelosi et al., 2014).

Enfin, la végétation des bordures de champs est le milieu semi-naturel le plus proche géographiquement des parcelles et donc le plus susceptible de subir des effets non-intentionnels des pratiques. Parmi celles-ci, la dérive de produits herbicides peut affecter les espèces les plus sensibles. Des expérimentations ont montré que l'application de glyphosate à des concentrations équivalentes à 1% de celles utilisées dans la parcelle, mimant un effet de dérive, conduisent à des effets sur la reproduction des plantes (Bohneblust et al., 2016). On observe également une baisse régulière du nombre d'espèces végétales le long d'un gradient d'application de glyphosate de 0 à 25% de la dose autorisée (Pelissier et al., 2014). Il a aussi été montré que la fertilisation minérale entraînait une baisse de la diversité floristique des bordures en favorisant quelques espèces compétitives et nitrophiles au détriment des autres (Kleijn et Verbeek, 2000). Les bordures de champs sont généralement entretenues par une ou plusieurs fauches ou tontes. On peut penser que cette gestion directe du couvert herbacé aura également un effet important. Enfin, la dispersion naturelle des plantes laisse supposer que dans des paysages agricoles diversifiés, comprenant des éléments semi-naturels

(pelouse, prairie, haie, fossé, point d'eau, etc.), une dynamique de colonisation est maintenue et peut compenser les pertes potentielles dues aux pratiques (Aavik et Liira, 2010). Etant à la base du réseau trophique, on peut supposer que la diversité et la structure de la flore des bords de champs va également influencer l'abondance des autres taxons suivis, en particulier les coléoptères et les oiseaux.

Nous présentons ici les premiers résultats issus de l'analyse des données récoltées entre 2013 et 2016 avec un focus plus particulier sur la flore des bords de champs (voir Fried et al., 2018 pour plus de détails).

1. Méthodes

1.1 Un réseau de 500 parcelles

Les 523 parcelles du réseau ont été choisies pour couvrir différents systèmes de cultures dans les conditions pédo-climatiques et paysagères représentatives des principales petites régions agricoles au sein des différentes régions administratives françaises. On compte environ 350 parcelles en grandes cultures avec des rotations associant le blé d'hiver (représentatif des cultures herbacées annuelles semées en automne), d'autres le maïs (représentatif des cultures herbacées annuelles de printemps-été), environ 100 parcelles en vignes (culture ligneuse pérenne) et environ 50 parcelles de maraîchage (tête de rotation laitue, plante herbacée à cycle de culture court). Dans chaque région, 80 % des parcelles sont conduites en agriculture dite conventionnelle et 20% des parcelles en agriculture biologique. Dans la présente étude, nous nous baserons d'une part sur les 523 parcelles échantillonnées entre 2013 et 2016 pour présenter des résultats préliminaires sur la faune et la flore, et d'autres part sur 430 parcelles (Figure 1) pour lesquelles les données étaient suffisamment fiables et complètes pour une analyse plus détaillée de la réponse de la flore des bords de champs aux pratiques agricoles et aux conditions environnementales.

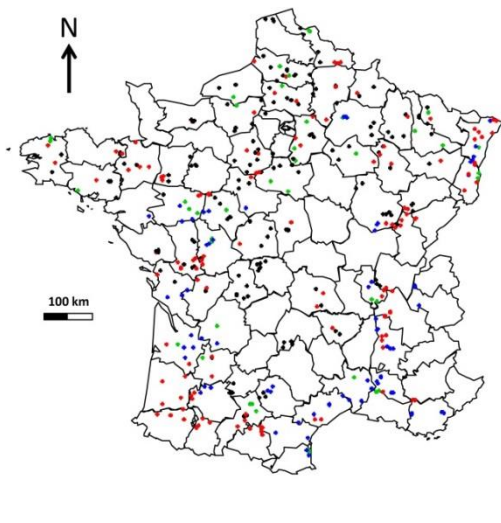


Figure 1 : Répartition des 430 parcelles (sur 523 au total) utilisées pour analyser la flore des bordures de champs. Noir : tête de rotation blé, rouge : tête de rotation maïs, bleu : vigne, vert : salade.

1.2 Description succincte des protocoles coléoptères, oiseaux et vers de terre

Les coléoptères ont été capturés sur la végétation des bordures de champs, sur les mêmes zones d'observations que la flore (voir ci-dessous), afin d'étudier les liens trophiques potentiels entre ces taxons. Les coléoptères ont été échantillonnés trois fois par an entre avril et juillet au filet fauchoir (Chauvelier et al. 2008) pour s'assurer de capturer les différentes espèces présentes, même celles dont le stade adulte était de courte durée. L'abondance a été notée pour les 14 groupes morphologiques distingués : carabiques, staphylins, cantharides, malachites, mordelles, oedémérides, elatérédés, buprestes, coccinelles, longicornes, chrysomèles, bruches, charançons, et un groupe « divers ». Les

spécimens sont ensuite photographiés sur papier millimétré dans le but de faciliter les contrôles du classement dans les groupes.

Les espèces d'oiseaux ont été dénombrées d'avril à juin, deux fois par an, au moment de la nidification de la plupart des espèces, afin de détecter les espèces d'oiseaux nicheurs sédentaires et migrateurs les plus courantes. Les oiseaux ont normalement un domaine vital plus grand que la taille d'une parcelle et utilisent (pour l'alimentation ou la reproduction) à la fois l'intérieur de la parcelle et les bordures (bandes herbeuses, champs adjacents, haies, ...). Ainsi, le suivi concerne à la fois l'intérieur des champs et les zones adjacentes. Un transect audiovisuel de 10 minutes a été réalisé le long de la bordure du champ (le comptage et l'écoute portant sur un rayon de 200 m environ) pour fournir un indice d'abondance pour les espèces d'oiseaux appartenant à une liste restreinte prédéterminée de 31 espèces.

Enfin, les vers de terre ont été échantillonnés avec la méthode de la moutarde (Gunn, 1992), adaptée par l'OPVT (Observatoire Participatif des Vers de Terre), à l'intérieur du champ, une fois par an à la sortie d'hiver (janvier à avril), sur une surface de 3 m² (trois répétitions de 1 m²). Les vers de terre expulsés à la surface par la solution irritante ont été collectés, comptés et classés en fonction du niveau de développement (adultes ou immatures) et en fonction de quatre groupes fonctionnels : épigés, épi-anéciques, anéciques stricts et endogés (Bouché, 1977). Ils ont ensuite été envoyés au laboratoire de l'Université de Rennes 1, où les identifications ont été vérifiées et déterminées à un niveau spécifique.

1.3 Protocole des relevés floristiques

La flore est relevée dans la bordure herbacée extérieure de la parcelle (Figure 2) une fois par an au pic de développement de la végétation (entre avril et juillet selon les régions et l'altitude). Pour estimer la composition et la diversité de la flore, 10 quadrats de 1 m² (2m de long sur 0,5 m de large) sont placés dans les bordures. Les quadrats sont positionnés au centre de la bordure (même distance entre le quadrat et le champ, et entre le quadrat et le milieu voisin). Les 10 quadrats sont disposés en deux lots de cinq quadrats contigus, séparés de 30 m (Figure 2). Les observateurs notent la présence-absence des espèces dans les 10 quadrats. Une liste de 150 espèces focales (avec un référentiel partiellement différent en zone océanique et continentale versus en zone méditerranéenne, et prenant aussi en compte les spécificités corses) a été choisie pour représenter au mieux la diversité des caractéristiques des espèces végétales de la bordure (annuelles/vivaces, graminées/eudicotylédones, espèces pollinisées par les insectes/autres modes de pollinisation, espèces nitrophiles/oligotrophes). Les observateurs disposent d'un guide d'identification et bénéficient de formations botaniques régulières. Au-delà de la liste focale des 150 espèces, il est demandé aux observateurs de réaliser le relevé le plus exhaustif possible en notant aussi les espèces non identifiées afin de pouvoir estimer certains indices de structure et de diversité des communautés (richesse spécifique, diversité de Shannon, etc.).

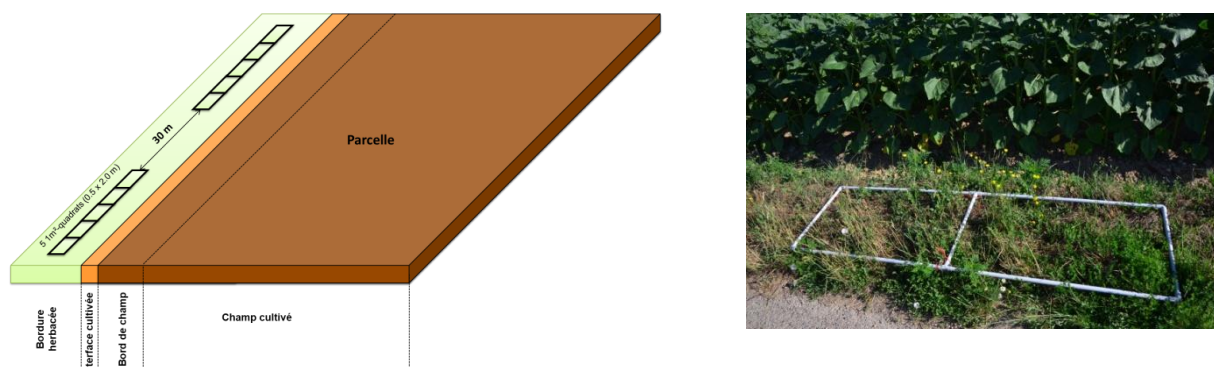


Figure 2 : a) Protocole du relevé floristique du réseau 500 ENI, b) quadrats de 2m * 0,5 m dans une bordure herbacée de tournesol (Photo © Guillaume Fried).

1.4 Caractérisation des sites pour l'analyse de la flore

Parmi les nombreux descripteurs des parcelles et des bordures suivis, nous en avons retenu 11 qui nous semblaient être les plus pertinents. Elles concernent i) la nature du sol (texture et pH, matière organique), ii) le paysage (pourcentage de surface non-cultivée dans un rayon de 250m, nature des éléments fixes voisins de la parcelle tels que haies ou fossés), iii) la bordure (largeur de la bordure) et le nombre d'événements de gestion par an), iv) les pratiques dans la parcelle (l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires avec l'Indicateur de Fréquence de Traitements (IFT) herbicide et insecticide, la dose de fertilisation azotée). La date d'observation et l'année ont également été prises en compte dans l'analyse.

1.5 Caractérisation des espèces végétales

Deux aspects de la flore des bords de champs ont été analysés : i) la *richesse spécifique* qui correspond au nombre d'espèces identifiées dans les 10 quadrats et ii) la *composition fonctionnelle* qui correspond à la « nature » des espèces rencontrées définie selon leurs caractéristiques biologiques, encore appelées traits.

La richesse spécifique est un indicateur simple de la diversité de la flore. Selon une théorie d'écologie, on s'attend à ce que la richesse d'un milieu soit maximale à des niveaux de perturbations intermédiaires. En l'absence de toute perturbation, le milieu est progressivement occupé par les espèces les plus compétitives au détriment des espèces annuelles pionnières. Lorsque les perturbations augmentent, seules les espèces adaptées aux perturbations peuvent persister et la richesse décroît. Entre ces deux situations, des niveaux de perturbations intermédiaires ou localisés rendent le milieu hétérogène et permettent la coexistence d'espèces compétitives et pionnières. Au-delà de la richesse spécifique de l'ensemble des espèces, il semble donc pertinent d'analyser également la richesse et la proportion d'espèces agro-tolérantes *versus* prairiales. On s'attend à ce que la richesse et la proportion des secondes reflètent des bordures moins perturbées. Les espèces agro-tolérantes sont ici les adventices des cultures présentes dans plus de 10% des relevés du réseau Biovigilance Flore (2002-2012) dans les parcelles cultivées (Fried et al., 2008, 2019).

L'utilisation de traits pour caractériser les espèces permet de s'affranchir des espèces spécifiques à chaque région et d'identifier des règles générales dans la réponse des espèces aux pratiques agricoles et aux conditions du milieu. Nous avons retenu dix traits en lien avec une réponse possible aux pratiques : le cycle de vie (annuel/pérenne), la hauteur maximale de la plante, la surface spécifique foliaire, la masse des graines, la date de début de floraison, le mode de pollinisation (par les insectes/autres modes), le mode de dispersion (par les animaux/autres modes), la valeur indicatrice pour la réponse des plantes à la lumière, à l'humidité du sol et à la richesse du sol en éléments nutritifs.

1.6 Analyses statistiques

Les analyses préliminaires sur l'abondance des taxons ou la richesse des communautés incluent différentes méthodes statistiques : modèle linéaire (généralement régression multiple), modèle linéaire généralisé (GLM), lorsque le type de variable (comptages d'espèces ou d'abondance) génère des résidus non gaussiens, ou encore modèle additif généralisé (GAM), lorsque les liens sont potentiellement non linéaires, dans un cadre mixte si nécessaire. Pour analyser la composition des communautés, qui est parfois plus informative que les indices de biodiversité standards (richesse spécifique, abondance), différentes méthodes multivariées ont été utilisées telles que l'analyse canonique des correspondances (CCA) ou l'analyse de redondance (RDA).

Concernant l'analyse plus détaillée de la flore (Fried et al., 2018), les corrélations entre les pratiques agricoles et les conditions du milieu d'une part, et les traits des espèces d'autre part, ont été mesurées

par une méthode d'analyse multivariée dite RLQ et par l'analyse dite du quatrième coin (*4th corner analysis*, Dray et al., 2014). Les variations de la richesse spécifique ont été analysées par un modèle généralisé additif mixte (GAMM).

2. Premiers résultats

2.1 Panorama de la biodiversité des 500 parcelles suivies

2.1.1 Premiers résultats sur la diversité de la faune observée

Entre 2013 et 2016 (4 années de collecte), 152 669 coléoptères ont été capturés dans les 5 532 relevés. En moyenne, 4,5 groupes différents ont été observés par relevé. Les trois groupes les plus fréquemment capturés sont les chrysomèles (Chrysomelidae), les charançons (Curculionoidea) et les coccinelles (Coccinellidae), observés dans plus de 75% des bordures et 50% des relevés. Les fréquences d'occurrence entre les années (2013-2016) semblent généralement stables, tandis que les abondances sont très variables d'une année à l'autre, probablement en lien avec les conditions météorologiques, en particulier au printemps, qui pourraient retarder l'apparition de certaines espèces ou limiter le développement de certaines populations.

Sur la même période, 36 269 oiseaux ont été comptés lors de 3 783 échantillonnages. En moyenne, 4 espèces différentes ont été observées par échantillonnage. Les espèces les plus fréquentes dans les données, fondées uniquement sur les espèces figurant sur la liste restreinte, étaient l'alouette des champs (*Alauda arvensis*), le pigeon ramier (*Columba palumbus*), la corneille noire (*Corvus corone*) et le merle noir (*Turdus merula*), tous observés dans plus de 50% des champs chaque année. Pour l'alouette des champs (*Alauda arvensis*), nous avons noté un effet de l'horaire des comptages (plus l'heure était tardive, moins les alouettes étaient observées) qui montre l'intérêt de prendre en compte les conditions d'observations. En outre, on met en évidence l'importance du paysage avec une augmentation des abondances d'alouette avec la proportion de prés autour des champs, tandis que les haies et les surfaces bâties ont un effet négatif.

Enfin, 1629 échantillonnages de vers de terre ont été effectués dans 518 champs distincts totalisant 86 970 vers de terre. Les premières analyses exploratoires ont montré qu'il y avait un effet significatif de l'année, du type de culture (grandes cultures, vignes, maraîchage) et des régions sur l'abondance des vers de terre. En ce qui concerne le type de culture, les parcelles en maraîchages présentent des densités de vers de terre nettement plus faibles (4,7 ind./m²) par rapport au vignoble (12,2 ind./m²) ou aux grandes cultures (18,3 ind./m²).

2.1.2 Diversité de la flore des bords de champs

Depuis le début du suivi Biovigilance 500 ENI, 31 348 observations botaniques (une espèce*bordure*année) ont été réalisées et 702 taxons distincts ont été dénombrés (21 uniquement déterminés au niveau du genre), au sein de 330 genres et 66 familles. Cela ne représente pas moins de 12% de la flore de France (Tison et de Foucault, 2014). Les trois familles les plus représentées sont les Asteraceae [même famille botanique que le tournesol ou la laitue] (106 taxons, 15.10%), les Poaceae [même famille que le blé ou le maïs] (101 taxons, 14.39%) et les Fabaceae [même famille que le pois, la féverole, le trèfle ou la luzerne] (81 taxons, 11.54%). Suivent les Brassicaceae, les Lamiaceae, les Apiaceae, les Caryophyllaceae, les Rosaceae et les Plantaginaceae. La composition en famille dans les bordures est conforme à ce qui est observé à l'échelle de l'ensemble des milieux en France. On note toutefois dans les bordures de champs, un excès de Poaceae, de Fabaceae, de Lamiaceae, de Polygonaceae, de Rubiaceae, et de Geraniaceae. A l'inverse, les Rosaceae et les Orchidaceae sont sous-représentées dans les bordures de champs. Pour les Rosaceae, cela s'explique d'une part car de nombreuses espèces de ronces ne sont pas distinguées dans le réseau ENI, et d'autre part, car les bordures ont été choisies de préférence en l'absence de haie, ce qui limite la présence d'espèces

ligneuses comme les rosiers sauvages. Pour les orchidées, il s'agit souvent d'espèces rares patrimoniales et/ou protégées, non retenues dans les listes focales, car souvent très localisées à un biotope (pelouses sèches calcaires ou à l'inverse zones humides). Seules les orchidées les plus dynamiques et tolérant une plus large gamme de conditions écologiques sont détectées dans les bords de champs (*Anacamptis pyramidalis*, *Himantoglossum hircinum* et *H. robertianum*, *Ophrys apifera*).

Au sein de cette collection, les 10 genres comportant le plus d'espèces sont respectivement : les trèfles (*Trifolium*, 16 espèces), les vesces (*Vicia*, 14 espèces), les gesses (*Lathyrus*, 12 espèces), les luzernes (*Medicago*, 11 espèces), les euphorbes (*Euphorbia*, 10 espèces), les véroniques (*Veronica*, 10 espèces), les crépis (*Crepis*, 9 espèces), les gaillets (*Galium*, 8 espèces), les renoncules (*Ranunculus*, 9 espèces) et les rumex (*Rumex*, 8 espèces).

Avec 15,9 espèces (écart-type : +/- 7,7) observées en moyenne par bordure, la richesse spécifique reste stable (maximum observé en 2014 : 16,2 espèces, minimum observé en 2015 : 15,7 espèces), sans changement significatif au cours des quatre premières années (test de Kuskal-Wallis, KW $\chi^2=0,905$, $P=0,824$).

2.1.3 Spectre biologique de la flore des bords de champs

Les plantes peuvent être classées selon la position de leurs organes de survie durant la période écologiquement défavorable : ce sont les types biologiques de Raunkiaer, qui distinguent par exemple les espèces annuelles (thérophytes), qui passent la mauvaise saison sous forme de graines, et différents types d'espèces pérennes suivant que les bourgeons sont à la surface du sol, protégés par une rosette de feuilles (hémicryptophytes), ou sous terre (géophytes), protégés par des bulbes ou sur des rhizomes. A partir de cette classification, on peut établir le spectre biologique d'une végétation, qui correspond à l'abondance relative des différentes espèces au sein des différents types biologiques. L'intérêt principal des spectres biologiques est qu'ils reflètent, par la structure de la végétation dont ils sont une traduction, les conditions du milieu ambiant. Ainsi dans les milieux perturbés comme les cultures (travail du sol, désherbage), les espèces annuelles dominent et représentent souvent plus de 90% du spectre biologique.

Dans les bordures de champs, milieu à l'interface du champ cultivé et d'autres éléments du paysage, le calcul du spectre biologique montre que ce sont les plantes pérennes qui passent l'hiver sous forme de rosette (hémicryptophytes) qui dominent (Figure 3). Ces espèces qui maintiennent un couvert herbacé en jours courts, comme le dactyle aggloméré, le ray-grass anglais ou le plantain lancéolé, représentent en moyenne 52,4% de l'abondance d'une bordure. Elles sont suivies des plantes annuelles, comme le pâturin annuel, le géranium disséqué ou la véronique de Perse (thérophytes, 35,3% de l'abondance), et des pérennes qui persistent sous forme de bulbes, rhizomes ou tubercules comme le pâturin des prés, le chiendent rampant ou le cirse des champs (géophytes, 11,4%). Les espèces ligneuses, comprenant arbrisseaux (0,1%), arbustes (0,2%) et arbres (0,7%) ne représentent que 1% de l'abondance, car comme nous l'avons mentionné plus haut, les bordures sélectionnées sont toutes à dominante herbacée et non ligneuse (broussaille, haie...). Ce spectre biologique est globalement conforme à celui de prairies mésophiles (Bourgeois et al., 2019) avec toutefois une plus forte contribution des espèces annuelles, révélant l'influence de la parcelle cultivée voisine, source d'une colonisation par des adventices, majoritairement annuelles, dispersées par le vent, les animaux ou par l'homme (machines et outils agricoles). Comme le montre les résultats décrits plus loin, cette colonisation sera d'autant plus forte que la bordure est étroite et perturbée (en conséquence d'une gestion trop fréquente ou inappropriée).

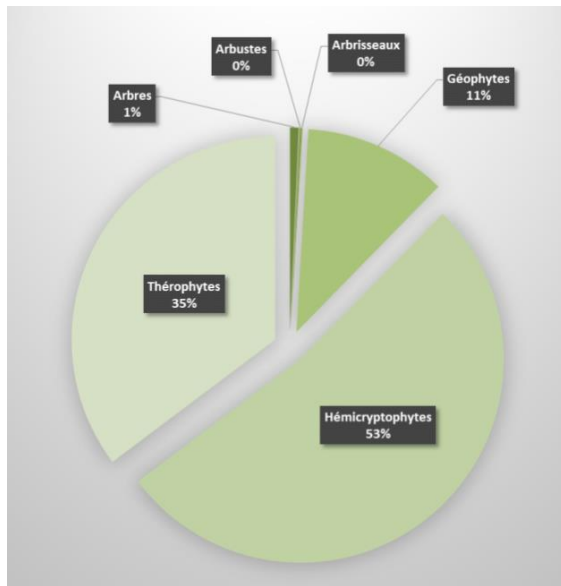


Figure 3 : Spectre biologique de la flore des bordures de champs. Les espèces pérennes dominent, mais pour un milieu herbacé de type prairial, la contribution des annuelles est forte (35%) ce qui révèle l'influence du champ cultivé voisin et/ou des perturbations de la bordure.

2.2 Réponse de la flore aux conditions environnementales et aux pratiques agricoles

2.2.1 Effets sur la composition fonctionnelle de la flore : la marque du paysage et de la fertilisation

L'analyse RLQ comme toute analyse multivariée identifie des axes « synthétiques » le long desquels le nuage de points (un point = une bordure) est le mieux discriminé, ici selon les variables décrivant les pratiques agricoles et le milieu d'une part, et les traits des espèces d'autre part. Les axes sont obtenus par ordre décroissant d'importance. L'analyse RLQ identifie un premier axe, le plus important (Figure 4, axe horizontal), qui discrimine les bordures de champs en fonction du paysage, des éléments voisins de la bordure et de la largeur de la bordure. Cet axe oppose d'une part des espèces pérennes, de grande taille, hygrophiles et supportant un certain ombrage (lysimaque vulgaire, menthe à feuilles rondes, houlque laineuse) dans les bordures larges, situées dans un paysage diversifié, voisines d'un fossé et/ou d'une haie, et d'autre part des espèces annuelles, de petite taille, de pleine lumière et plus xérophiles (érodium à bec-de-grue, sisymbre officinal, égilope ovale) dans des bordures étroites, dans des paysages simples à dominance cultivée, sans éléments voisins particuliers (ni fossé, ni haie). Le deuxième axe discrimine les bordures en fonction de la taille de la parcelle, du nombre d'interventions de gestion dans la bordure, de l'IFT herbicides et de la dose de fertilisation azotée : il peut être vu comme un gradient d'intensification agricole. Lorsqu'on répartit les espèces sur ce deuxième axe, il apparaît que les espèces oligotrophes (adaptées à des milieux pauvres en ressources), de grande taille, à grosses graines, à floraison tardive, à pollinisation par les insectes et dispersion par les animaux (achillée millefeuille, renoncule âcre, knautie des champs) se trouvent dans les bordures de petites parcelles, peu gérées, à faible niveau d'intrants. A l'opposé, dans les bordures de grandes parcelles, fréquemment gérées, à niveau d'intrants chimiques élevé, on trouve des espèces présentant un syndrome de traits d'espèces rudérales : petite taille, surface spécifique foliaire élevée, masse des graines faible, degré de nitrophilie élevé, pollinisation autogame ou anémogame (pissenlit, pâturin annuel, séneçon vulgaire).

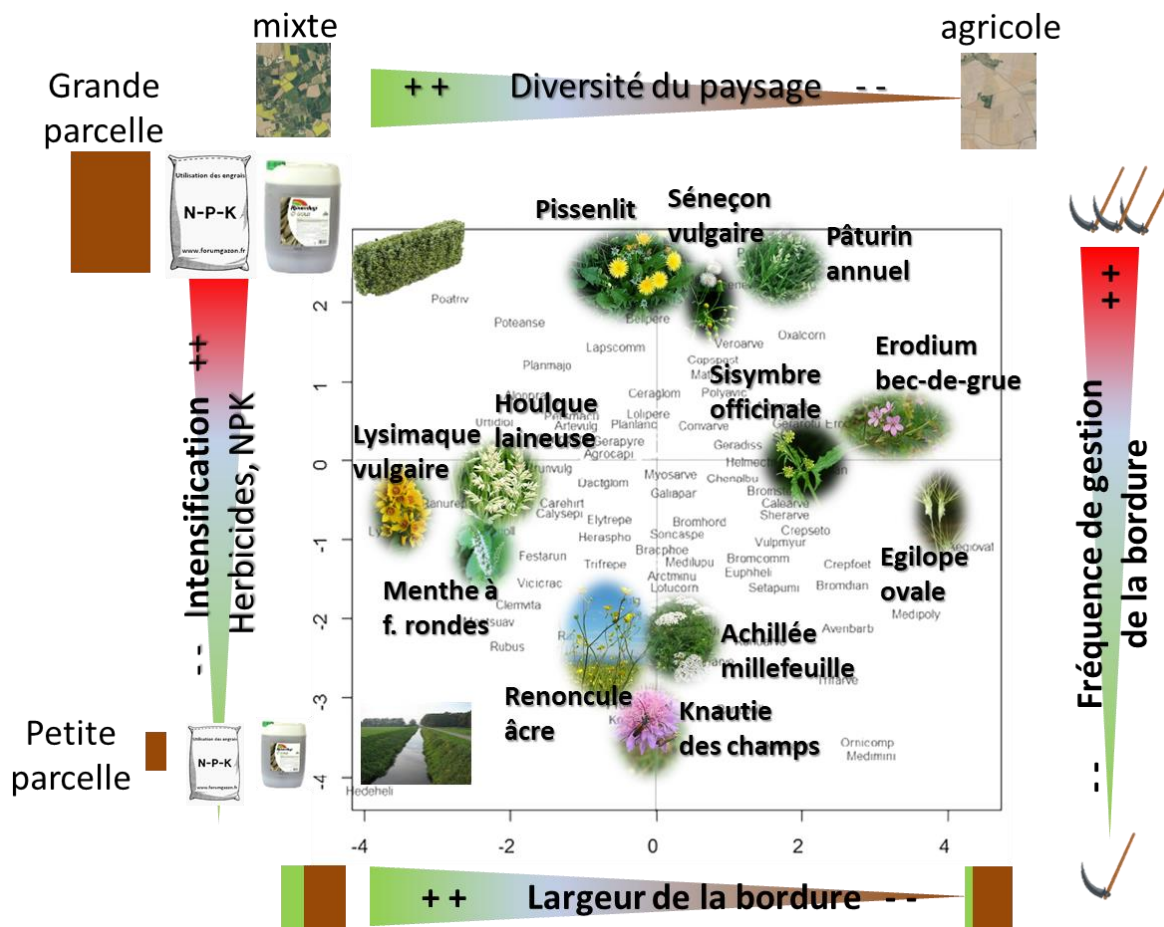


Figure 4 : Représentation simplifiée du plan 1-2 de l'analyse RLQ. Les espèces sont positionnées selon leurs traits et leurs réponses aux pratiques et conditions du milieu. Deux espèces proches sont deux espèces ayant des traits et une réponse similaire aux conditions du milieu.

L'analyse RLQ permet donc de relier une combinaison de pratiques avec une combinaison de traits d'espèces. L'inconvénient est qu'elle ne permet pas de tester le lien de corrélation directe entre une pratique agricole particulière et un trait particulier. Mais ceci est rendu possible par l'analyse dite du quatrième coin (*4th corner analysis*). Elle met en évidence que la présence de fossé est associée à des plantes pérennes de grande taille, tandis que l'absence d'éléments particuliers (ni fossé, ni haie) est associée à des espèces héliophiles (i.e., de pleine lumière) de taille maximale plus modeste. Par ailleurs, les bordures étroites sont associées à une plus forte proportion d'espèces annuelles, alors que la proportion d'espèces pérennes augmente avec la largeur de la bordure. Plus la bordure est gérée fréquemment, plus on sélectionne des espèces dont la taille maximale est faible. Les IFT herbicides et insecticides ne sont, quant à eux, reliés à aucun trait retenu dans cette étude. En revanche, on constate que plus la dose de fertilisation azotée est élevée dans la parcelle, plus la flore des bordures de champs comprend des espèces nitrophiles.

L'inconvénient de l'analyse du quatrième coin est qu'elle ne prend pas en compte l'existence de combinaisons de pratiques d'une part et de compromis nécessaires dans les traits des espèces d'autre part (toutes les combinaisons de traits ne sont pas possibles du fait de compromis, par exemple entre l'énergie allouée à la compétition versus à la reproduction). Il est possible de combiner l'analyse RLQ et l'analyse du quatrième coin, en testant i) les traits corrélés avec les combinaisons de pratiques issues de l'analyse RLQ, et ii) les pratiques corrélées avec les combinaisons de traits issues de l'analyse RLQ. Cette dernière analyse confirme les relations décrites précédemment et met également en évidence

une corrélation négative entre l'abondance des espèces dépendant des animaux pour leur reproduction (entomogame) et leur dispersion (zoochore) et le gradient d'intensification agricole incluant la taille des parcelles et le niveau d'intrants chimiques.

2.2.2 Effets sur la richesse spécifique : intensité d'utilisation des herbicides et surface de la parcelle

Le modèle GAMM a identifié 3 variables qui ont un effet significatif sur la richesse spécifique. Le nombre d'espèces dans la bordure diminue selon la surface de la parcelle adjacente, ainsi que l'IFT herbicide appliqué dans la parcelle adjacente, et augmente avec la teneur en matière organique du sol. La surface de la parcelle est souvent corrélée avec le niveau d'intensification agricole. Cependant, des variables quantifiant le niveau d'intensification sont prises en compte dans le modèle (dose de fertilisation azotée, IFT insecticides et herbicides). Dans les paysages où les parcelles sont de grande taille, le ratio périmètre/surface et la surface totale de bordure des parcelles sont moins importants que dans les paysages à parcelles de petite taille : l'effet de la variable « surface » pourrait alors s'expliquer par la rareté des sources de propagules pour recoloniser les bordures (Aavik & Liira, 2010). L'effet de l'IFT herbicides suggère lui un effet non-intentionnel lié à la dérive des herbicides appliqués dans la parcelle. Pour aller plus loin et confirmer cet effet, il faudra distinguer le spectre d'actions des herbicides et la sensibilité des espèces.

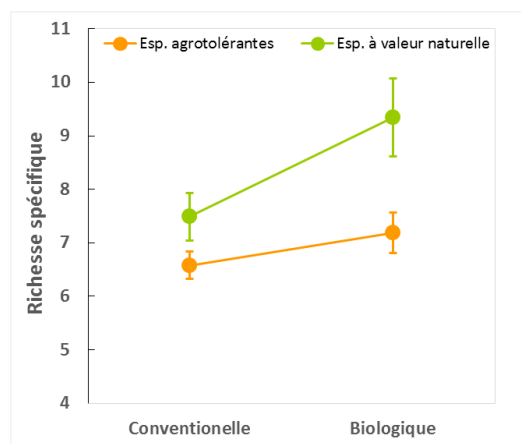


Figure 5 : Nombre d'espèces agrotolérantes et d'espèces à valeur naturelle dans les bordures de champs conduits en mode conventionnel (à gauche) et en mode biologique (à droite) basé sur 430 bordures échantillonnées en 2013 et 2014. Les espèces agrotolérantes sont les adventices communes des cultures présentes dans plus de 10% des pleins champs des parcelles à l'échelle nationale (réseau Biovigilance 2002-2010 relatif au suivi d'adventices des cultures). Les espèces à valeur naturelle sont toutes les autres espèces, combinant des espèces prairiales et des adventices rares ou peu fréquentes (par ex. des messicoles).

Avec une moyenne de $16,5 \pm 6,4$ espèces, les bordures de champs conduits en agriculture biologique sont significativement plus riches que les bordures de champs conduits en agriculture conventionnelle avec une moyenne de $14,0 \pm 6,6$ espèces (Test-t de Student, $t = 3,690$, $P < 0,001$). Les observations du réseau 500 ENI rejoignent les résultats de nombreuses études indiquant un effet positif de l'agriculture biologique (Bengtsson et al., 2005). Fait intéressant, la différence entre ces deux modes de production repose principalement (75% de la différence) sur la présence dans les bordures de champs biologiques d'espèces à valeur naturelle (voire légende de la Figure 5, $9,3 \pm 5,3$ contre $7,5 \pm 4,9$, respectivement, $t = 3,509$, $P = 0,001$). Les espèces agrotolérantes sont également plus nombreuses en bordure de champs biologiques mais la différence est moindre ($7,2 \pm 3,2$ contre $6,6 \pm 3,3$, respectivement, $t = 1,841$, $P = 0,022$). Par ailleurs, les bordures de champs conduits en agriculture biologique ont des coordonnées négatives sur l'axe 2 de l'analyse RLQ ce qui indique la présence d'espèces pollinisées par les insectes et d'espèces oligotrophes (indiquant des sols moins riches en nutriments).

Conclusions

Ces premières analyses permettent de mieux comprendre la structuration du jeu de données et la variabilité des parcelles suivies dans le réseau Biovigilance 500 ENI, le long de gradients d'intensification des pratiques agricoles, de diversité du paysage ou encore de types de sol. Les

premiers résultats sur la flore sont cohérents avec plusieurs hypothèses que nous avons initialement formulées et permettent de les préciser ou d'en formuler de nouvelles. Ainsi, parmi les pratiques agricoles, la fertilisation azotée a un impact élevé sur la composition de la flore. Cela peut s'expliquer par la projection directe des billes de fertilisants minéraux autant que par le transfert des matières azotées par ruissellement. On pourrait confirmer cette dernière hypothèse en se penchant de plus près sur la topographie, notamment les bordures positionnées en bas de parcelle. L'IFT herbicide est associé à une diversité d'espèces plus faible. Comme l'analyse prend en compte les effets du paysage (taille des parcelles et diversité du paysage), l'effet observé de l'IFT ne serait pas simplement dû à un effet global de l'intensification. La caractérisation d'autres traits des espèces liés à la sensibilité aux herbicides permettrait de conforter ce résultat. A ce stade, il n'est cependant pas possible d'évaluer l'effet non-intentionnel d'une substance active ou d'une famille chimique en particulier. Dans les perspectives d'analyses futures, il est envisagé de regrouper les produits par famille, mode de diffusion (contact versus systémique) ou mode d'actions (cible de chaque produit). Si l'analyse des données du réseau Biovigilance 500 ENI mettait en évidence des signaux forts de corrélation entre l'utilisation d'un produit et la baisse d'abondance d'un taxon, ces signaux seraient pris en compte dans le cadre de la mission de phytopharmacovigilance de l'Anses. Des études *ad hoc* pourraient alors être mises en place pour confirmer expérimentalement les corrélations observées à grande échelle et le cas échéant des mesures seraient prises pour réduire les risques : réduction des doses homologuées, adaptation des conditions d'application ou retrait d'une autorisation de mise sur le marché.

Pour les autres taxons suivis, les analyses préliminaires sont actuellement complétées par des études plus approfondies. Le GT Stats 500 ENI chargé de l'analyse des données a également développé des avancées méthodologiques permettant de valoriser les données en présence de données manquantes. Les perspectives incluent également de se pencher plus précisément sur les liens au sein de la guildes trophique (coléoptères et oiseaux), en particulier la relation entre diversité et structure de la végétation et abondance de certains groupes de coléoptères floricoles, granivores ou phytophages.

Le réseau Biovigilance 500 ENI est un programme ambitieux de suivi des effets des pratiques agricoles sur la biodiversité, sans équivalent en Europe à cette échelle spatiale. Il couvre une échelle de surveillance plus large par rapport à des études écotoxicologiques spécifiques et, parallèlement, il s'agit d'une approche plus précise et organisée que les suivis de biodiversité classique ou que les programmes de science citoyenne qui ne permettent pas de relier directement des données biologiques aux pratiques agricoles appliquées autour des relevés. Cette position garantit que le programme Biovigilance 500 ENI est à la fois représentatif des principaux systèmes de culture en France (tel qu'ils sont mis en œuvre à l'échelle nationale) et des conditions réelles d'utilisation des pesticides, et donc représentatif de l'exposition réelle des taxons suivis aux produits phytosanitaires.

Après sept années de suivi, le recueil des données reste perfectible avec des variables importantes encore mal renseignées et des compétences d'identification des observateurs hétérogènes pour certains taxons. Ces aspects organisationnels sont en phase d'amélioration et il faut souligner que les premiers résultats sont encourageants, cohérents et pertinents par rapport aux connaissances existantes. Ils attestent de la qualité des données récoltées par les observateurs du réseau Biovigilance 500 ENI, dont le travail est très important.

Remerciements

Nous tenons à remercier tous les acteurs du réseau 500 ENI, en premier lieu les agriculteurs qui participent bénévolement au réseau 500 ENI en mettant à disposition leur parcelle et en fournissant les informations sur leur itinéraire technique, tous les observateurs de terrain et les animateurs régionaux qui mettent beaucoup d'énergie pour faire vivre ce réseau dans les régions. Enfin, nous remercions l'Agence Française pour la Biodiversité qui finance le réseau et son analyse dans le cadre du plan Ecophyto.

Références bibliographiques

- Aavik T., Liira J., 2010. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 178-186.
- Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
- Bohnenblust E.W., Vaudo A.D., Egan J.F., Mortensen D.A., Tooker J.F., 2016. Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 144-151.
- Bouché M.B., 1977. Stratégies lombriciennes. *Ecological Bulletins* 25, 122-132.
- Bourgeois B., Munoz F., Fried G., Mahaut L., Armengot L., Denelle P., Storkey J., Gaba S., Violle C., 2019. What makes a weed a weed? A large-scale evaluation of arable weeds through a functional lens. *American Journal of Botany* 106, 90-100.
- Chauvelier C., Manil L., 2008. Inventaire de l'entomofaune en bordure de champs et miseau-point d'une méthode d'inventaire simplifiée des insectes bio-indicateurs en milieu agricole : Lépidoptères et Coléoptères des plantes basses. Rapport d'expertise.
- Chiron F., Chargé R., Jiguet F., Julliard R., Muratet A., 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture Ecosystems and Environment* 185, 153-160.
- Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine S., ter Braak C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95, 14-21
- Fried G., Cordeau S., Métay A., Kazakou E., 2019. Relative importance of environmental factors and farming practices in shaping plant communities structure and composition in French vineyard. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 275: 1-13
- Fried G., Norton L.R., Reboud X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture Ecosystems & Environment* 128, 68-76.
- Fried G., Villers A., Porcher E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach *Agriculture, Ecosystems & Environment* 261, 33-44
- Gunn A., 1992. The use of mustard to estimate earthworm populations. *Pedobiologia* 36, 65-67.
- Merivee E., Tooming E., Must A., Sibul I., Williams I.H., 2015. Low doses of the common alpha-cypermethrin insecticide affect behavioural thermoregulation of the non-targeted beneficial carabid beetle *Platynus assimilis* (Coleoptera: Carabidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 120, 286-294
- Pellissier L., Wisz M.S., Strandberg B., Damgaard C., 2014. Herbicide and fertilizers promote analogous phylogenetic responses but opposite functional responses in plant communities. *Environmental Research Letters* 9 (2).
- Pelosi C., Barot S., Capowiez Y., Hedde M., Vandenbulcke F., 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 199-228.
- Tison J.-M., de Foucault B. (Coords.), 2014. *Flora Gallica. Flore de France*. Biotope, Mèze, France, 1196 p.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL ou DOI).