

LE PROJET LIFE + BIODIVINE : EVALUER LE LIEN ENTRE LA BIODIVERSITE ET LE PAYSAGE DE SEPT VIGNOBLES EUROPEENS DANS UNE PERSPECTIVE DE VALORISATION PAYSAGERE ET AGROSYSTEMIQUE

Porte Benjamin⁽¹⁾, Rochard Joël⁽²⁾

⁽¹⁾ IFV - Institut Français de la Vigne et du Vin
Unité de Nîmes-Rodilhan, Domaine de Donadille, Rodilhan, France
benjamin.porte@vignevin.com

⁽²⁾ IFV - Institut Français de la Vigne et du Vin
Pôle National de Développement Durable, Epernay, France
joel.rochard@vignevin.com

ABSTRACT

The Life + BioDiVine project « *Demonstrating biodiversity in viticulture landscapes* » has been launched in 2010. Its main objective is to understand the relationship between landscape and biodiversity within seven vineyards in France, Spain and Portugal. To do this, the project plans from 2011 to 2014, to monitor the diversity of several taxa and to analyze the local landscape with GIS software. Obtained data will allow identifying the main landscape variables that influence significantly the vineyard biodiversity.

In parallel, BioDiVine plans to set up different types of ecological infrastructures to improve the landscape structure in order to make it more beneficial for vineyard biodiversity.

As the project is still being runned, this article presents the 2011 results for the site of Costières de Nîmes located in the Rhône valley.

RESUME

En 2010, est créé le projet Life + BioDiVine « *Démonstration de la biodiversité dans les paysages viticoles* » qui a pour principal objectif de mieux comprendre la relation entre paysage et biodiversité et ce, dans sept appellations viticoles réparties entre la France, l'Espagne et le Portugal. Pour cela, de 2011 à 2014, le projet comprend le suivi de la diversité de plusieurs taxons couplé à une analyse paysagère par cartographie. Les données obtenues permettront d'identifier les principales variables paysagères susceptibles d'influencer la biodiversité viticole.

En parallèle, BioDiVine prévoit la mise en place de plusieurs types de zones écologiques réservoirs (Boller, 2004) destinées à améliorer la structure paysagère afin de rendre cette dernière plus favorable à la biodiversité du vignoble.

Le projet étant actuellement toujours en cours, cet article présente les résultats de l'année 2011 pour le site des Costières de Nîmes situé dans la Vallée du Rhône.

INTRODUCTION

Il est aujourd'hui globalement admis que l'intensification de l'agriculture mène à une exploitation non soutenable des ressources agricoles (Sala *et al.*, 2000). Poussé par les besoins de la mécanisation, le remembrement parcellaire entraîne la diminution des espaces inter-parcellaires semi-naturels (Burel et Baudry, 1998), provoquant l'homogénéisation des paysages agraires. Forte de son succès mondial, la viticulture n'est pas épargnée. Associées à l'utilisation de produits phytosanitaires, la viticulture intensive provoque un appauvrissement

de la biodiversité inféodée aux agrosystèmes viticoles. Pour assurer sa compétitivité face à une concurrence internationale grandissante, l'une des clés du salut de la viticulture française est la gestion soutenable de sa biodiversité et de son équilibre agrosystémique, garants de la spécificité des terroirs viticoles. Ainsi, les efforts de gestion se concentrent sur l'utilisation raisonnée des produits phytosanitaires (Plan Ecophyto 2018) mais également sur l'amélioration de la structure paysagère du vignoble, reconnue comme l'un des principaux déterminants de biodiversité (Burel *et al.*, 2004). L'OILB (Organisation Internationale de Lutte Biologique) recommande notamment la mise en place de 5% de Zones Ecologiques Réservoir (Boller, 2004), repris dans les objectifs du Grenelle de l'environnement.

Dans cet élan, le projet Life + « BioDiVine » est créée en 2010 afin de renforcer la structure paysagère favorable à la biodiversité de sept appellations viticoles en France, en Espagne et au Portugal. Pour cela, il prévoit la mise en place de différents types de ZER (Zones Ecologiques Réservoir) sur l'ensemble des sites viticoles partenaires. Afin de mettre en place des aménagements paysagers judicieux et stratégiques, le projet « BioDiVine » a pour objectif principal le suivi de la biodiversité et sa mise en relation avec la composition, la structure et la diversité du paysage environnant. Les résultats obtenus permettront de sélectionner le type d'aménagement et son emplacement en fonction des particularités du paysage viticole local, afin de mettre en place des ZER réellement favorables à la biodiversité viticole.

L'objet de cet article est donc de présenter, pour l'un des sites partenaires (Costières de Nîmes), les résultats de la première année du projet « LIFE + BioDiVine » qui consiste en l'évaluation de la biodiversité des arthropodes dans cinq habitats distincts couplée à une analyse de la structure paysagère par cartographie informatique.

MATERIEL ET MÉTHODES

Les sites partenaires du projet

Le projet BioDiVine se développe sur 7 sept appellations viticoles en Europe (Figure 1) :

- Saint Emilion, les Costières de Nîmes, le Limouxin et la Bourgogne en France ;
- La Rioja et Le Penedes en Espagne ;
- Le Douro au Portugal.



Figure 1 : Localisation des 7 sites partenaires du projet Life + BioDiVine

Le site expérimental des Costières de Nîmes

La présente étude est menée sur les 4500 hectares de l'Appellation d'Origine Contrôlée « Costières de Nîmes », située au Sud-Est de la ville de Nîmes dans le Gard. Le vignoble des Costières est sujet au climat méditerranéen et repose sur un sol de type alluvionnaire, composé majoritairement de « gress » (galets de grès, quartz et calcaire) inclus dans une matrice sableuse au Sud et argilo-calcaire au Nord (Martin, 1995).

Réseau de piégeage et sélection des habitats échantillonnés

Vingt cinq postes de piégeage à arthropodes sont répartis uniformément (5 pièges par habitat) dans 5 types d'habitats différents, représentatifs de l'Appellation:

- les vignes et les vergers qui sont les deux principales cultures locales.
- les friches herbacées qui occupent des surfaces conséquentes du fait de l'importante rotation culturale qui s'opère en Costières de Nîmes.
- les forêts qui sont le seul habitat semi-naturel qui se développe « spontanément » sur la zone.
- les haies composites plantées en 2009 qui constituent le premier type d'aménagements paysagers favorable à la biodiversité en Costières de Nîmes.

Cette sélection permettra la comparaison de la diversité en arthropodes des habitats cultivés avec celle des habitats semi-naturels. Les résultats renseigneront ainsi sur l'intérêt des aménagements paysagers de type « haie composite » et « bosquet » pour la biodiversité.

Poste de piégeage et relevés

Chaque poste de piégeage se compose d'un piège aérien (interception et chromo-attractif : Combi) et d'un piège au sol (Pitfall), tous deux remplis d'un mélange d'eau salée et de savon permettant d'optimiser la capture des arthropodes (Figure 2).



Figure 2: Poste de piégeage

Les postes de piégeage sont relevés une fois par semaine, du 28 avril au 25 juin 2011 inclus. Les individus capturés sont tamisés pour ne garder que les arthropodes supérieurs à 2 mm. Ils sont ensuite immédiatement lavés à l'eau claire et stockés dans de l'éthanol à 70% jusqu'à leur identification.

Identification des arthropodes selon la méthode « RBA »

Les arthropodes sont identifiés au moyen de la méthode RBA : « Rapid Biodiversity Assessment » (Oliver et Beattie, 1993). Cette méthode consiste tout d'abord en l'identification des individus jusqu'à l'Ordre. Puis, au sein de chaque Ordre, les arthropodes sont regroupés selon trois critères simples de détermination : la couleur, la taille et la morphologie. Les groupes ainsi formés constituent des Morphotypes, à partir desquels seront réalisés les calculs de Richesse MorphoTypique (RMT).

Analyse paysagère par Système d'Information Géographique

Le paysage est caractérisé au moyen du logiciel ArcGIS 10.0, dans des rayons de 50, 100, 150 et 200 mètres autour de chaque poste de piégeage (Figure 3).

Sur la base d'une photographie aérienne de la zone d'étude (BD Ortho 2006), les éléments surfaciques (tâches d'habitat), linéaires (haies, cours d'eau, voies d'accès) et ponctuels (arbres isolés, pylônes électriques) ont été digitalisés selon une typologie inspirée de la typologie « Corine land cover ».

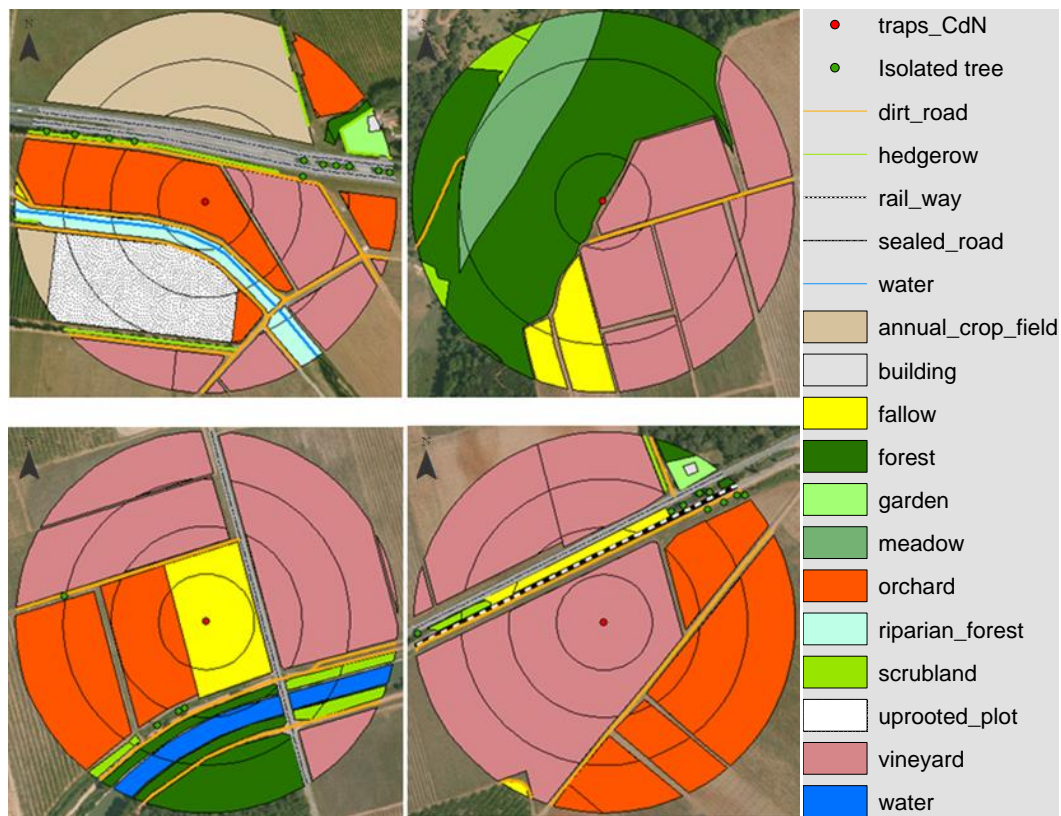


Figure 3 : Quatre exemples de pièges digitalisés

(Echelle : 1:4000 ème ; Traduction : traps_CdN = pièges, Isolated tree = arbre isolé, dirt_road = chemin de terre, hedgerow = haie, rail_way = chemin de fer, sealed_road = route goudronnée, water = cours d'eau/point d'eau, annual crop field = culture annuelle, building = bâti, fallow = friche herbacée, forest = forêt, garden = jardin, meadow = prairie, orchard = verger, riparian forest = ripisylve, scrubland = friche arbustive, uprooted_plot = parcelle arrachée, vineyard = vigne)

Les espaces interparcellaires (tournières, fossés, bordures de champs, ...) ne sont pas tracés afin d'être représentés par l'espace « non-digitalisé ». Une largeur standard est attribuée à chaque élément linéaire afin que toutes les variables paysagères puissent être estimées en valeur de surface.

3 RESULTATS ET DISCUSSION

Abondance et Richesse en arthropodes

51929 individus d'arthropodes ont été capturés pendant 10 semaines sur l'ensemble des 25 postes de piégeage. 25 Ordres d'arthropodes ont été identifiés à partir desquels 585 Morphotypes ont été créés (RMT totale).

Diversité des arthropodes vs habitat

La richesse et la diversité des arthropodes varient significativement entre habitats (Figure 4). Les habitats semi-naturels des Costières de Nîmes (bosquets et haies composites) sont plus riches et diversifiés que les habitats cultivés et les friches herbacées.

Néanmoins, seul l'habitat Verger présente des niveaux de richesse et de diversité en arthropodes significativement inférieurs à ceux de la haie et de la lisière de bois.

Les valeurs de diversité des habitats Vigne et Friche herbacée sont intermédiaires et ne sont pas significativement différentes des RMT moyennes des habitats Verger, Lisière de bois et Haie composite.

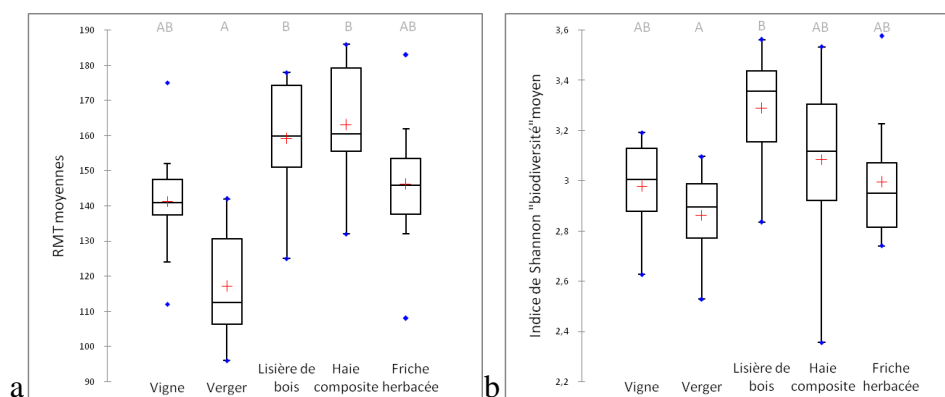


Figure 4 : Diagrammes à moustaches créés à partir de la RMT moyenne (a) et de l'Indice de Shannon moyen (b) de chaque habitat

(Lettres en haut du graphique = différences inter-habitat significatives ou pas après le test bilatéral de Dunn ; p value a) < 0,0001 ; p value b) < 0,01)

NB : Les Indices de Richesse et de Diversité des arthropodes ont été calculés à partir de données brutes qui n'ont pas été pondérées par la variabilité des effectifs.

La comparaison de la RMT inter-habitat met clairement en avant l'impact de l'arboriculture sur la biodiversité. Ces résultats étaient prévisibles puisque la maîtrise des ravageurs dans les parcelles arboricoles passe quasi-systématiquement par l'emploi de traitements phytosanitaires soutenus, indispensable afin d'assurer des productions satisfaisantes pour les agriculteurs (Suckling *et al.*, 1999).

En revanche, les parcelles viticoles présentent un niveau de biodiversité « convenable », similaire à celui des friches herbacées, reconnues favorables à la biodiversité de part leur diversité floristique importante (Ponce *et al.*, 2011).

En forte régression en Costières de Nîmes, les habitats semi naturels de type haie composite ou bosquet doivent ainsi être réhabilités. Aménagés à proximité des parcelles cultivées, ils constitueraient ainsi de potentielles zones refuges pour l'entomofaune, y inclus la faune auxiliaire des cultures.

Caractérisation paysagère

L'analyse du paysage environnant à chaque poste de piégeage permet l'obtention de plusieurs variables paysagères (Tableau 1):

- variable de composition paysagère : pourcentages relatifs de chaque type d'occupation du sol ;
- variables de structure paysagère (Jeanneret *et al.*, 2003) : Indices d'Hétérogénéité (nombre d'habitats par rayon considéré) et de Variabilité (nombre de types d'habitat par rayon considéré) ;
- variable de diversité paysagère : Indice de Shannon paysage.

Tableau 1 : Variables paysagères obtenues pour l'exemple du piège n°2

Rayon d'étude (m)	50	100	150	200
Surface totale caractérisée (ha)	0,785	3,14	7,065	12,56
<u>Variables de structure et diversité paysagère</u>				
Index de Shannon-Weaver appliqué au paysage	0,26	0,66	1,04	1,4
Indice d'Hétérogénéité paysagère	1	6	13	21
Indice de Variabilité paysagère	1	2	2	4
<u>Pourcentage relatif des types d'occupation du sol</u>				
Vigne	95,55	75,4	68,1	70,2
Verger	0	0	0	0,13
Forêt	0	0	0	0,24
Zones urbaines	0	0	0,52	1,56
Friche arbustive	0	0	0,44	2,83
Jardins	0	17,68	22,67	17,43
Haies	0	0,05	0,22	0,27
Chemin de terre	0	2,71	3,17	3,34
Espace interparcellaire	0,45	4,16	4,97	4

Ces variables paysagères ne présentent aucune différence significative d'un piège à l'autre (test de Kruskal-Wallis + test de Dunn : $\alpha = 0,05$).

Sur l'ensemble des 25 rayons d'étude, les espaces interparcellaires représentent 8,9% de la surface totale caractérisée.

Diversité des arthropodes vs Paysage

Les variables paysagères précédemment présentées ont été corrélées avec les variables d'abondance, de richesse et de diversité des arthropodes (Tableau 2).

Tableau 2 : Matrice des corrélations (valeurs R) significatives ($\alpha = 0,05$) entre variables « arthropodes » et paysagères aux 4 rayons d'étude.

Rayon d'étude	200m			150m		100m	50m	
	% Verger	% Route	Indice de Variabilité	% Verger	% Route	% Verger	% Verger	% espace interp.
Abondance	-0,521	-0,539	-0,456	-0,450	-0,402	-0,431	ns	0,437
Richesse	-0,480	-0,450	ns	-0,414	ns	-0,462	-0,455	0,420

Le tableau 2 démontre que l'effet de l'arboriculture sur la diversité des arthropodes n'est pas seulement localisé mais se ressent également à l'échelle multi-parcellaire.

Les infrastructures routières ne semblent pas non plus sans conséquences sur la diversité des arthropodes. Ceci peut s'expliquer par l'effet de fragmentation du paysage et isolement des habitats qu'engendre la présence des voies de communication (Coffin, 2007).

A l'inverse, à proximité des postes de piégeage (rayon de 50m), les espaces interparcellaires, représentés principalement par les tournières, les fossés et les zones inter-champs, se révèlent avoir une influence positive sur la biodiversité des arthropodes (Tableau 1).

Ces résultats mettent en avant l'importance de ces espaces qui sont des refuges de biodiversité végétale (Fried *et al.*, 2009) et animale (Dennis et Fry, 1992) grâce notamment à leur rôle d'abri pour l'hivernage des arthropodes (Pfiffner *et al.*, 2000).

CONCLUSION

Sur la base des résultats obtenus, les aménagements paysagers favorables à la biodiversité doivent être interconnectés dans l'espace selon une stratégie réfléchie à l'échelle paysagère. Tout en essayant de faire le lien entre les espaces semi naturels déjà présents, ils seront orientés à proximité des espaces les plus défavorables à la biodiversité afin de constituer des zones refuges qui fourniront abris et ressource alimentaire aux arthropodes. Pour cela, les espaces interparcellaires, qui occupent une surface non négligeable de la zone d'étude (près de 9%), doivent donc être maintenus. Les plus pauvres en diversité floristique peuvent être optimisés par des semis plurispécifiques adaptés. Des ensemencements de mélange d'espèces adaptées seront également prévus afin de diversifier la strate herbacée des nombreuses friches temporaires dont l'influence bénéfique sur la biodiversité peut être améliorée.

En complément, l'implantation de haies prévue dans le vignoble permettra de rompre avec le paysage monoculturel de type « mer de vigne » en augmentant le nombre d'habitats semi naturels en Costières de Nîmes.

Outre leur effet bénéfique sur la biodiversité, ces aménagements présentent également des intérêts agronomiques certains. Par exemple, les bordures enherbées permettent de limiter la diffusion des pesticides hors de la parcelle grâce leur pouvoir tampon (Moonen et Marshall, 2001). Dans un autre registre, les espèces qui constituent les haies composites sont judicieusement choisies afin de pouvoir constituer un refuge pour les communautés d'auxiliaires (Dennis et Fry, 1992), facilitant ainsi la régulation naturelle des populations de ravageurs.

Au-delà d'enrichir les connaissances sur la relation entre la biodiversité et le paysage, le projet BioDiVine est un important outil de communication qui permet notamment de renforcer l'engagement de la profession en faveur de la protection de la biodiversité agricole. En associant les viticulteurs, les syndicats viticoles et les gestionnaires du territoire, le projet Life + BioDiVine crée un élan de collaboration en faveur d'une meilleure considération de la biodiversité du vignoble et de son intégration dans une stratégie de production viticole toujours plus exigeante.

REMERCIEMENTS

Le projet Life + BioDiVine est cofinancé par l'Union Européenne, les partenaires associés (IFV, VITINNOV, EuroQuality, ADVID, CVRVV et INCAVI) et les partenaires locaux (Conseil des Vins de Saint Emilion, Syndicat viticole des Costières de Nîmes, Syndicat des Vins de Limoux, Bureau Interprofessionnel des Vins de Bourgogne).

Les auteurs souhaitent remercier l'ensemble des collaborateurs du projet Life + BioDiVine pour leur aide dans les démarches de communication autour du projet.

BIBLIOGRAPHIE

Boller et al., 2004. Ecological Infrastructures: Ideabook on functional Biodiversity at the farm Level. Commission on Integrated Production Guidelines and Endorsement, pp 212.

Burel *et al.*, 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19 (I): 47-60.

Burel, A. Butet, Y. Delettre, N. Millàn de la Peña, 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67: 195-204.

Coffin, 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15: 396-406. Fried, S. Petit, F. Dessaint, X. Reboud, 2009. *Biological Conservation*, 142: 238-243

Dennis, Fry, 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40: 95-115.

Fried *et al.*, 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation*, 142: 238-243.

Jeanneret *et al.*, 2003. The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation*, 11: 213-220.

Martin, 1995. Le vignoble des Costières de Nîmes : Classification, répartition et régime hydrique des sols ; incidences sur le comportement de la vigne et la maturation du raisin. Thèse, Université Bordeaux II, pp. 172.

Moonen, Marshall, 2001. The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 8: 187-202.

Oliver, Beattie, 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7: 3.

Pfiffner, Luka, 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78: 215-222.

Ponce *et al.*, 2011. Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141: 193-201.

Sala *et al.*, 2000. Global Biodiversity Scenarios for the year 2010. *Science*, 287.

Suckling *et al.*, 1999. Ecological impact of three pest management systems in New Zealand apple orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 73: 129-140.