



Master SET
Université Paul Cézanne
Université de Provence



Université Paul Cézanne / Aix - Marseille III
Université de Provence / Aix - Marseille I

Master : Sciences de l'Environnement Terrestre

Mention : Ingénierie de la Biodiversité

Spécialité : Expertise Ecologique et Gestion de la Biodiversité

**Estimation de la biodiversité par une méthode simplifiée
d'identification des arthropodes
Approche paysagère à l'échelle du territoire viticole des
Costières de Nîmes**



présenté par **Benjamin Porte**

Stage de Master 2 réalisé sous la direction de Joël Rochard, de mars à août 2011

Institut Français de la Vigne et du Vin / Pôle National de Développement Durable

- 17, rue Jean Chandon Moët, 51202 Épernay -

- Domaine de Donadille, 30230 Rodilhan -



Résumé :

Cette étude porte sur l'évaluation de la biodiversité sur le territoire viticole de l'Appellation d'Origine Contrôlée des Costières de Nîmes. Elle a pour objectifs d'établir le lien (a) entre la biodiversité des arthropodes et son habitat et (b) entre cette biodiversité et la structure paysagère environnante. L'évaluation de la biodiversité est axée sur les arthropodes qui sont capturés au moyen de 25 postes de piégeage répartis dans 5 types d'habitat (Vigne, Verger, Lisière de bois, Haie composite et Friche herbacée). L'identification des individus est faite *via* une méthode d'identification simplifiée intitulée RBA pour «Rapid Biodiversity Assessment». Cette dernière consiste à identifier l'Ordre de chaque arthropode analysé. Au sein de chaque Ordre, les individus sont ensuite regroupés en « Morphotypes » sur la base de trois critères : la morphologie, la taille et la couleur. En parallèle, une étude de la structure paysagère est menée à l'aide du logiciel ArcGis 10 à partir d'une photographie aérienne. L'occupation du sol est caractérisée selon une typologie précise dans des rayons de 50, 100, 150 et 200m autour de chaque poste de piégeage. Des indices « biodiversité » (Abondance, Richesse en Morphotypes (RMT) et Indice de Shannon) et « paysage » (Occupation du sol, Indice de Shannon « paysage », Indice d'Hétérogénéité et de Variabilité paysagère) sont calculés.

Concernant le lien entre l'habitat et la RMT, les plus faibles valeurs de RMT sont trouvées dans l'habitat *Verger* et les plus fortes dans les habitats *Lisière de bois* et *Haie composite*. La *Vigne* et la Friche herbacée affichent des valeurs intermédiaires. Les corrélations entre les variables « biodiversité » et « paysage » sont négatives entre les vergers et la RMT à tous les rayons considérés. Routes vs RMT sont aussi corrélées négativement aux rayons de 150m et 200m. Les surfaces inter-champ sont corrélées positivement à la RMT à une faible distance (50 m).

Outre une amélioration du protocole expérimental pour les années à venir, cette étude a notamment permis d'identifier les friches herbacées comme des espaces facilement aménageables afin d'augmenter le potentiel paysager et écologique de la zone. La plantation de bosquets et de haies composites et l'ensemencement des bordures de champs sont des types d'aménagement recommandés en Costières de Nîmes.

Mots clés : biodiversité, arthropodes, méthode RBA, habitat, structure paysagère, Costières de Nîmes, aménagements.

Abstract :

This study is about assessing Biodiversity on the vineyard territory of Costières de Nîmes. It has two main objectives: assessing the link between arthropods biodiversity and the habitats and assessing the link between this biodiversity and the surrounding landscape structure. The assessment of biodiversity is focused on arthropods which are trapped with 25 trap sites dispatched in 5 kinds of habitat (Vineyard, Orchard, Wood edge, Mixed hedgerow and Fallow). Arthropods identification is made through the method called "Rapid Biodiversity Assessment" (RBA). It consists in identifying the Orders of all the individuals. In each Order, individuals are gathered in groups called "Morphotypes" according to their morphology, their size and their color. At the same time, landscape structure is studied with ArcGis 10 from an orthophotography. Ground cover is characterized according to a precise typology at scales of 50m, 100m, 150 and 200m around each trap site. "Biodiversity" (Abundance, Richness in Morphotypes (RMT) and Shannon index) and "landscape" indexes (Ground cover, Landscape Shannon index, Heterogeneity and Variability indexes) are calculated.

Regarding the link between habitat and biodiversity, smallest values are observed for Orchard and biggest ones for *Wood edge* and *Mixed hedgerow*. Correlations between "biodiversity" and "landscape" variables are negatives between orchards and RMT at all scales. Roads vs RMT are also correlated negatively at 150 and 200m scales. Plot edges are correlated positively with RMT at a small scale (50m).

In addition to the development of the experimental protocol, this study allowed to identify fallows as easy sites to manage in order to increase the landscape and the ecological potentials of the area. Wooden plots, mixed hedgerow and plot edge seeding are recommended managements in Costières de Nîmes.

Key words : biodiversity, arthropods, RBA method, habitat, landscape structure, Costières de Nîmes, managements.

Remerciements

J'adresse mes sincères remerciements à Elian Salançon, ingénieur à l'Institut Français de la Vigne et du Vin (I.F.V.), pour son accueil à l'Agence de Rodilhan et surtout, pour son soutien dans l'ensemble des démarches entreprises lors de ce stage.

Merci à Joël Rochard pour m'avoir fait confiance et m'avoir donné l'opportunité de réaliser l'étude à laquelle je souhaitais participer.

Je remercie Josépha Guenser et Maarten van Helden pour leur appui scientifique et technique fort utile ainsi que France Mercier pour sa collaboration sur le volet « cartographie ».

Un grand merci à Marina De Cecco du bureau d'étude « Territoires et Paysages » pour sa participation active à la prise de contact avec les différents acteurs locaux et son aide sur plusieurs aspects de l'étude. Je lui souhaite beaucoup de bonheur pour sa nouvelle vie de famille !

Merci à Jean Christophe Payan pour sa disponibilité lors des analyses statistiques et à Christophe Refalo grâce à qui j'ai pu me procurer de nombreuses données cartographiques.

Je remercie toute l'équipe de l'I.F.V. de Rodilhan, sans oublier les stagiaires, pour m'avoir permis de travailler dans des conditions adéquates et dans une ambiance agréable.

J'adresse un grand merci à Viève et Jacques pour leur accueil. En espérant ne pas avoir été trop encombrant ...

Merci à Luc pour ses remarques objectives lors de la relecture du rapport.

Enfin, je remercie Agathe Leriche, Jérôme Orgeas et l'ensemble de la promotion 2010-2011 du M2 INGEBIO EEGB grâce à qui j'ai passé une année riche en apprentissages.

Sommaire

Introduction.....	1
1. Biodiversité et structure paysagère : une approche théorique	3
1.1. La biodiversité : concept et mesures.....	3
1.1.1. Définition et différentes approches du concept de biodiversité	3
1.1.2. L'émergence du concept de « suffisance taxonomique ».....	3
1.1.3. La méthode RBA « Rapid Biodiversity Assessment »	4
1.1.4. Sélection du bioindicateur	4
1.2. Le paysage et son influence sur la biodiversité	5
1.2.1. Le paysage : définition.....	5
1.2.2. La structure paysagère et les phénomènes qui la régissent	6
1.2.3. L'influence de la structure paysagère sur la biodiversité.....	6
1.2.4. Le paysage et la notion d'échelle	7
1.2.5. Les indicateurs de structure paysagère.....	7
1.2.6. Les caractérisations de la biodiversité et de la structure paysagère retenues pour le projet Life + BioDiVine	8
2. Le Site d'étude : L'Appellation d'Origine Contrôlée « Costières de Nîmes »	9
2.1. Carte d'identité	9
2.2. Géologie/topographie	9
2.3. Hydrographie.....	9
2.4. Activité agri-viticole et utilisation des terres	10
2.5. Enjeux écologiques et mesures favorables à l'environnement et la biodiversité.....	10
2.5.1. Les programmes de valorisation du patrimoine des Costières de Nîmes.....	11
2.5.2. Le projet Life + « BioDiVine »	11
2.6. Mise en place du projet sur le territoire des Costières de Nîmes.....	11
2.6.1. Implications des partenaires locaux et mise en application du projet	11
2.6.2. Demande de dérogation pour la possible destruction d'espèces protégées.....	12
3. Matériel et méthodes.....	13
3.1. Estimation de la biodiversité des arthropodes par piégeage non sélectif létal	13

3.1.1.	Sélection des habitats	13
3.1.2.	Détail d'un poste de piégeage.....	14
3.1.3.	Relevés hebdomadaires	15
3.1.4.	Méthode simplifiée de reconnaissance des Arthropodes : Rapid Biodiversity Assessment	16
3.2.	Caractérisation paysagère.....	16
3.2.1.	Typologie des éléments paysagers.....	16
3.2.2.	Géolocalisation des postes de piégeage et digitalisation des éléments paysagers	17
3.3.	Traitement et analyse des données	18
3.3.1.	Détermination des variables « arthropodes »	18
3.3.2.	Sélection des indicateurs de la structure paysagère.....	18
3.3.3.	Analyses statistiques	18
4.	Résultats	19
4.1.	Abondance et RMT par piège	19
4.2.	RMT par Ordre.....	19
4.3.	Evolution de l'Abondance et de la RMT dans le temps.....	20
4.4.	Influence de l'habitat sur la biodiversité des arthropodes	21
4.4.1.	Vérification de l'homogénéité de la RMT intra-habitat	21
4.4.1.1.	RMT inter-semaines pour chaque habitat	21
4.4.1.2.	RMT inter-pièges pour chaque habitat	21
4.4.1.3.	Evaluation de l'hétérogénéité de la RMT et de l'Indice de Shannon entre habitats ..	22
4.4.1.4.	Evaluation de l'hétérogénéité de la RMT par Ordre entre habitats	24
4.5.	Influence de la structure paysagère sur la biodiversité des arthropodes.....	25
4.5.1.	Evaluation du lien entre la structure paysagère et les variables "biodiversité"	25
4.5.2.	Evaluation du lien entre la structure paysagère et la RMT par Ordre	25
4.5.3.	Vérification de l'hétérogénéité de la structure paysagère des 25 sites de piégeage	26
5.	Discussion	27
5.1.	Un protocole expérimental adapté mais perfectible	27
5.1.1.	Les avantages du réseau de piégeage et de la méthode RBA.....	27
5.1.2.	Les limites du réseau de piégeage et de la méthode RBA	28
5.1.2.1.	Une seule année « référence»	28
5.1.2.2.	Les phénomènes de « lumping » et de « splitting ».....	28

5.1.2.3. Un manque de standardisation de la méthode RBA entre les sites partenaires du projet.....	28
5.1.2.4. Piégeage des arthropodes : quel biais lié aux pièges choisis ?	29
5.1.3. Des variables supplémentaires à considérer.....	29
5.2. Le lien entre l’habitat et la biodiversité : des résultats attendus, d’autres encourageants	30
5.3. Expliquer la biodiversité par la structure paysagère : une aide efficace pour orienter les futurs aménagements écologiques.....	30
5.4. La RMT par Ordre : un raccourci envisageable?.....	31
5.5. Quelles avancées pour les futurs aménagements prévus dans le projet BioDiVine ?	32
5.6. Proposition d’aménagement et modalités d’application.....	33
5.7. Les partenariats à consolider pour s’assurer de l’efficacité du projet	35
Conclusion	36
Références bibliographiques	37
Tables des Figures	43
Tables des Tableaux.....	43
Glossaire	44
ANNEXES.....	45

NB : Les mots signalés par un astérisque () sont définis dans le Glossaire p.43*

Introduction

Depuis plusieurs décennies, l'impact croissant de l'anthropisation génère des modifications sans précédent sur les écosystèmes mondiaux (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La progression démographique de ces soixante dernières années et le développement économique et industriel qui lui est étroitement lié contribuent à une intensification généralisée de l'agriculture (Benton *et al.*, 2003). Encouragé par un marché en pleine croissance, le secteur agricole a progressivement été conquis par des systèmes de production visant à maximiser le rendement et la rentabilité (Fiedler *et al.*, 2008). Les espaces agricoles, éléments structurants du paysage et témoins d'un riche patrimoine culturel, ont été réorganisés pour satisfaire les besoins de la mécanisation (remembrement parcellaire) et l'augmentation des monocultures a conduit à l'utilisation massive de produits phytosanitaires.

La transformation des agroécosystèmes qui en résulte se traduit notamment par une uniformisation du paysage et une perte de connectivité écologique (Lenda et Skòrka, 2010). Il est aujourd'hui globalement admis que ces phénomènes mènent à une exploitation non soutenable des ressources naturelles (Sala *et al.*, 2000) et à une diminution substantielle de la biodiversité inféodée au milieu agricole (Kindlmann et Burel, 2008 dans Andrade, 2010) qui, au-delà de la production de matières premières et de ressources alimentaires, est la source de nombreux services écosystémiques (Altieri, 1999 ; Brugisser *et al.*, 2010).

Afin de lutter contre l'érosion de la biodiversité, les efforts de gestion se concentrent aujourd'hui sur l'amélioration de la structure spatiale des écosystèmes et de leur connectivité, à travers notamment la mise en place du dispositif « Trame Verte et Bleue » (Rapport d'évaluation - Grenelle de l'Environnement, non daté).

Compte tenu de la place importante de l'agriculture en France (près de 50% du territoire national selon l'Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture, 2009) et de la biodiversité associée aux milieux ouverts, l'action de conservation de l'espace agricole est un enjeu majeur. La gestion raisonnée de la structure et des fonctions du paysage agricole apparaît indispensable afin de maintenir une riche diversité biologique (Paoletti, 1995) et de garantir la durabilité de l'agriculture française.

Au « pays du vin », la viticulture ne représente que 3% de la superficie agricole française mais consomme plus de 20% de la totalité des pesticides utilisés à l'échelle de l'hexagone (Morel, 2008). Face à une concurrence internationale grandissante, l'une des clés du salut de la viticulture française sera la gestion soutenable de son équilibre écosystémique. Différents programmes de protection et de valorisation paysagère et écologique sont alors lancés afin de préserver la biodiversité des vignobles français.

Le projet Life + BioDiVine est né de cette nécessité de renforcer la structure paysagère favorable à l'équilibre écologique et à la biodiversité spécifique des espaces viticoles. Coordonné par l'Institut Français de la Vigne et du Vin (I.F.V.), BioDiVine consiste à améliorer la biodiversité à l'échelle paysagère de sept vignobles répartis entre la France, l'Espagne et le Portugal. Entre 2011 et 2014, il prévoit des campagnes annuelles de mesure de la diversité biologique des arthropodes, reconnus comme des indicateurs fiables de la biodiversité globale (Oliver et Beattie, 1993 ; Hilty et Merenlender, 2000).

La structure paysagère, possible déterminant de la richesse spécifique d'un site donné (Burel et Baudry, 1999, Burel *et al.*, 2004), sera également analysée afin d'expliquer la répartition spatiale de cette biodiversité. Sur la base des résultats obtenus, le projet BioDiVine prévoit la mise en place d'aménagements d'intérêt à la fois agronomique et écologique tels que les haies végétales ou les jachères fleuries (Harvey *et al.*, 2005).

Engagée depuis plusieurs années dans la protection environnementale et paysagère, l'Appellation d'Origine Contrôlée des Costières de Nîmes est l'un des trois sites français retenus pour ce projet. En vue d'entreprendre des mesures de gestion appropriées sur ce territoire, il convient au préalable d'étudier le lien entre la structure paysagère et la biodiversité du vignoble : objectif de la première année du projet.

Afin de mettre en place le projet BioDiVine à l'échelle du vignoble de l'Appellation Costière de Nîmes, cette étude a donc pour objectifs :

- **L'estimation de la biodiversité ordinaire dans un territoire viticole donné à partir d'une méthode d'identification taxonomique simplifiée, basée sur les arthropodes. L'objectif de cette première partie de l'étude est de mettre en avant le lien entre l'habitat et la biodiversité des arthropodes.**
- **La recherche d'une corrélation entre la structure paysagère locale et la biodiversité des arthropodes. Les attendus de ce second objectif sont notamment d'identifier les éléments paysagers et leurs organisations spatiales qui sont favorables ou non à la biodiversité afin de mettre en place des aménagements stratégiques dans le cadre du projet Life + BioDiVine.**

Les résultats mis en évidence lors de cette étude permettront de sélectionner les types d'aménagements à mettre en place et leur localisation. Cette année de lancement servira également à perfectionner le protocole expérimental pour qu'il s'adapte parfaitement aux objectifs fixés par le projet.

Les tendances mises en évidence par l'étude de la structure paysagère serviront à orienter les futures mesures de biodiversité qui, dès l'année 2012, se feront strictement sur des parcelles viticoles.

Le bon déroulement de ce programme d'aménagement territorial repose sur une étroite collaboration entre les différents gestionnaires de l'espace viticole des Costières. Développer et entretenir le partenariat avec les agriculteurs et les responsables des espaces naturels locaux est une mesure incontournable pour s'assurer de l'efficacité des futurs aménagements.

Des évaluations de la biodiversité fonctionnelle sont prévues dès la seconde année du projet afin que les mesures de gestion territoriales soient bénéfiques aux premiers concernés, les viticulteurs. Si leurs avantages pour la biodiversité ordinaire et fonctionnelle se confirment, de telles actions encourageront une prise de conscience favorable au renouveau des pratiques agricoles et à l'importance de l'équilibre écosystémique dans une stratégie de production viticole.

1. Biodiversité et structure paysagère : une approche théorique

1.1. La biodiversité : concept et mesures

1.1.1. Définition et différentes approches du concept de biodiversité

« *Le concept de biodiversité a grandi avec la perception de sa perte en raison de l'impact humain croissant et de la mauvaise gestion de l'environnement* » (Wilson, 1988 dans Paoletti, 1995).

Depuis le Sommet de la Terre de Rio de Janeiro ou plus récemment, le Grenelle de l'Environnement, la préservation de la biodiversité constitue un axe de recherche prioritaire. Vandermeer et Perfecto (1995, dans Altieri, 1999) présentent la biodiversité avec une définition simple : « *La biodiversité désigne l'ensemble des plantes, animaux et microorganismes vivants et interagissant au sein d'un écosystème* ».

Ces interactions conditionnent directement ou indirectement le fonctionnement, la stabilité et la productivité de l'écosystème. Ainsi, la biodiversité ne se limite pas seulement à un ensemble d'êtres vivants mais elle constitue également la source de nombreuses fonctions écologiques, agronomiques, patrimoniales, assurant l'équilibre écosystémique. La complexité des phénomènes qui régissent la biodiversité rend sa mesure délicate. Chacun de ses aspects est étudié individuellement et oblige l'expérimentateur à faire des choix.

La Convention Internationale sur la diversité biologique ajoute que la biodiversité « *comprend trois niveaux distincts : ceux du gène, de l'espèce et de l'écosystème* ».

L'évaluation des diversités génétique et écosystémique présente certaines difficultés. L'étude de la diversité génétique nécessite des équipements et compétences spécifiques. De plus, en raison des nombreuses variations de gènes, ceci n'est possible que sur des petites populations ou des communautés dont les variants génétiques sont clairement définis. L'évaluation de la diversité écosystémique souffre pour sa part, du manque d'échelle arbitraire attribuée à l'écosystème (Feest *et al.*, 2010 ; Burel et Baudry, 1999).

Indifféremment de son niveau d'étude, la biodiversité peut être considérée selon trois approches : compositionnelle, structurelle et fonctionnelle ; la première étant considérée comme un bon indicateur des deux autres (Noss, 1990 dans Duelli et Obrist, 2003).

Les travaux menés dans cette étude se focalisent sur une approche de la biodiversité compositionnelle selon une identification simplifiée proche de l'échelle de l'espèce.

1.1.2. L'émergence du concept de « suffisance taxonomique »

Malgré une incertitude généralisée, la quantité d'espèces constituant la biodiversité est aujourd'hui très discutée. On dénombre entre 1,5 et 1,8 million d'espèces formellement identifiées, possédant un nom latin (Wilson, 2003). Les estimations du nombre total d'espèces s'étalent de 3,6 à 100 millions (Ehrlich et Wilson, 1991 dans Paoletti, 1995) et témoignent de l'immensité du règne vivant.

Il apparaît évident que la biodiversité au sens large ne peut être mesurée intégralement. Dans le cadre du projet BioDiVine dont la durée et le budget sont limités, la méthode taxonomique traditionnelle, basée sur une reconnaissance jusqu'à l'espèce, s'avère trop longue et très coûteuse (Mc Neely *et al.*, 1990 dans Oliver et Beattie, 1993). Le manque de temps et d'argent mais aussi le déclin persistant des ressources humaines dans le domaine de la taxonomie a mené la

communauté scientifique à se pencher vers des techniques d'identification plus simples et plus rapides (Krell, 2004).

Plusieurs études menées sur l'écosystème marin (Warwick, 1988 ; Ferraro, 1995) ou terrestre (Oliver et Beattie, 1993, Pik *et al.*, 1999) ont démontré que les changements observés au niveau spécifique peuvent également l'être à des échelons taxonomiques plus élevés. Sur la base de ces constats, le concept de « suffisance taxonomique » a été proposé comme alternative à la taxonomie classique (Ellis, 1985 dans Pik *et al.*, 1999). Il consiste en l'identification des organismes à un niveau taxonomique supérieur à celui de l'espèce. Il semble donc adapté à la présente étude qui nécessite une évaluation globale de la biodiversité dans des délais relativement courts et ne requiert pas une identification formelle des individus.

Une reconnaissance jusqu'à l'espèce reste possible *a posteriori* en vue d'affiner les résultats de l'étude ou d'étudier plus en détail certaines pistes de travail mises en exergue à travers la méthode simplifiée.

1.1.3. La méthode RBA « Rapid Biodiversity Assessment »

La nécessité de mettre en place des actions de conservation ciblées dans des délais raisonnables a donc permis l'élaboration d'une méthode simplifiée d'estimation de la biodiversité intitulée RBA pour « Rapid Biodiversity Assessment » (Oliver et Beattie, 1993).

Cette dernière peut être utilisée selon quatre procédés distincts (Oliver et Beattie, 1996) :

- un échantillonnage restreint à la place d'un échantillonnage intensif;
- l'utilisation de niveaux taxonomiques supérieurs à l'espèce;
- l'utilisation d'Unités Taxonomiques Reconnaisables;
- l'utilisation de taxon de substitution à la place de tous les taxons.

Le protocole choisi en vue d'estimer la biodiversité sur le vignoble des Costières de Nîmes est celui des Unités Taxonomiques Reconnaisables ou morphotypes (MT), terme apparu en 1983 sous le nom anglais de « Recognizable Taxon Unit » (Rees, 1983 dans Oliver et Beattie, 1993).

La détermination taxonomique est très largement simplifiée puisque chaque individu n'est reconnu que jusqu'à l'Ordre. Les individus sont ensuite répartis en différents groupes (morphotypes) à partir d'une différenciation strictement visuelle basée sur des critères simples. Par souci de temps et d'argent, cette méthode d'identification simplifiée a pour but d'être réalisable par des non-spécialistes appelés parataxonomistes* (Krell, 2004). La mise en œuvre de cette méthode passe par la sélection d'un taxon cible appelé bio-indicateur.

1.1.4. Sélection du bioindicateur

Dans la plupart des cas, seuls quelques groupes taxonomiques sont étudiés comme bio-indicateurs tels que les oiseaux pour leur rôle d'indicateur de structure paysagère, les invertébrés pour leur diversité ou les papillons pour leur importance patrimoniale (Burel et Baudry, 1999). Les inventaires de vertébrés et d'angiospermes sont eux fréquemment utilisés afin d'estimer la biodiversité d'un écosystème (Oliver et Beattie, 1993).

Bien que les invertébrés soient maintenant reconnus comme une composante importante de la biodiversité mesurable (Paoletti, 1995 ; Kim, 1993 dans Ward et Larivière, 2004) leur recensement s'avère toujours long et coûteux (Duelli et Obrist, 2003).

Or, la méthode RBA permet de s'affranchir de ces contraintes en proposant un protocole d'identification simplifié et rapide.

De la même façon, la relation entre la biodiversité globale et celle des invertébrés n'est pas clairement identifiée (Duelli et Obrist, 1998) malgré leur importance pour le fonctionnement écosystémique (pollinisation, décomposition, ...). Cependant, l'évaluation de la biodiversité à travers l'étude des invertébrés permet d'évaluer l'hétérogénéité et la qualité écologique de l'habitat à une échelle souvent plus significative que celle obtenue à partir d'échantillonnages réalisés sur des plantes à fleurs ou des vertébrés (Yen et Butcher, 1997 dans Ward et Larivière, 2004).

Hilty et Merenlender (2000) précisent que la majorité des invertébrés sont également plus sensibles aux perturbations environnementales que les angiospermes et les vertébrés, de par leur taux de reproduction rapide et leur durée de vie relativement courte. Les invertébrés présentent une large gamme de taille, de taux de croissance, de préférences écologiques qui peuvent être liées à des variables spécifiques. Ils sont donc capables d'apporter une meilleure compréhension des conditions environnementales (Clarke, 1993 dans Ward et Larivière, 2004; Burel *et al.*, 1998) notamment dans les agroécosystèmes (Duelli et Obrist, 2003).

Dans les espaces cultivés, l'estimation de la biodiversité

utilisant les arthropodes est aujourd'hui plus répandue (Burel et Baudry, 1999 ; Cotes *et al.*, 2010). A l'image des récents travaux d'estimation de la biodiversité dans le vignoble français (Decante et van Helden, 2006 ; Guenser, 2008), cette étude se focalise sur l'embranchement des arthropodes.

1.2. Le paysage et son influence sur la biodiversité

1.2.1. Le paysage : définition

Depuis l'apparition du terme « écologie » proposé par Haeckel en 1866, le champ d'investigation de cette discipline s'est progressivement élargi et complexifié. De nouvelles approches sont apparues telles que la biologie de la conservation qui a vu son objet d'étude évoluer de l'espèce à l'habitat puis à l'écosystème et enfin, au paysage.

Autrefois assimilé à un ensemble homogène, le paysage est aujourd'hui défini comme une mosaïque hétérogène (Forman, 1995 dans Burel et Baudry, 1999). Il se caractérise par un ensemble d'éléments plus ou moins fragmentés et connectés (Burel et Baudry, 1999).

Burel et Baudry (1999) le définissent comme « *un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème qui se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et sa dynamique gouvernée en partie par les activités humaines. Il existe indépendamment de la perception* ».

Le fonctionnement des systèmes écologiques évoqués par Burel et Baudry est régi par la biodiversité, qui est donc étroitement liée au paysage (Altieri, 1999).

1.2.2. La structure paysagère et les phénomènes qui la régissent

Un paysage est constitué de trois types d'éléments structurants :

- la matrice est le milieu dominant dans le paysage. Elle est constituée d'un élément unique organisé d'un seul tenant ou de plusieurs éléments fortement connectés.
- les patchs, taches ou îlots représentent les autres types de milieux organisés en îlots. Ils se distinguent de la matrice qui les entoure.
- les corridors sont des éléments linéaires assurant la connexion entre les patchs et qui se distinguent de la matrice environnante.

Le paysage s'apparente donc à un ensemble de patchs interconnectés par un réseau de corridors. Il est possible de rendre compte de sa structure selon trois concepts majeurs : l'hétérogénéité, la fragmentation et la connectivité.

Le degré d'hétérogénéité d'un paysage se mesure à partir de la diversité des îlots et de la complexité de leurs relations spatiales. Plus un milieu est hétérogène, plus ces relations seront complexes.

La fragmentation est définie à la fois par une diminution de la surface totale d'un habitat et son éclatement en îlots. C'est un phénomène complexe qui induit une modification de l'habitat par la diminution des taches d'habitat contigu, l'isolement de ces taches et l'augmentation de l'effet lisière (Burel et Baudry, 1999). Le morcellement et l'isolement des habitats causés par la fragmentation n'ont pas un effet systématiquement négatif. Un certain degré de fragmentation augmente la diversité physique du paysage et par conséquent, celle des habitats potentiels. Il accentue également la fréquence des milieux « écotones » reconnus pour accueillir une grande richesse d'espèces. A l'inverse, un niveau élevé de fragmentation peut mener à une homogénéisation du paysage ; c'est le cas après un trop fort remembrement parcellaire pour l'implantation de monocultures, liée à la spécialisation d'une région autour d'un seul mode d'exploitation.

La connectivité caractérise les mouvements entre les différentes taches d'un paysage et se dissocie selon deux aspects.

- La connectivité structurelle ou spatiale représente les liens physiques entre deux taches du même type, rendus possibles grâce aux corridors et à la proximité de ces milieux. C'est une caractéristique intrinsèque du paysage.
- La connectivité fonctionnelle se définit par les échanges potentiels ou réels d'individus entre deux milieux du même type. Elle combine la connectivité spatiale et la capacité de déplacement des individus (Merriam, 1984).

1.2.3. L'influence de la structure paysagère sur la biodiversité

Les phénomènes présentés ci-dessus influencent la biodiversité par l'intermédiaire de leur effet sur l'organisation spatiale des habitats qui peut être appréhendée selon trois paramètres principaux (Hanski & Gaggioti, 2004; Pain, 2001, Burel et Baudry, 1999) :

- La surface de l'habitat qui détermine la taille de la population. Plus cette dernière est réduite, plus elle est vulnérable à la stochasticité démographique.
- La qualité et la diversité des habitats permettent de décrire l'influence d'un écosystème sur la capacité de survie et de reproduction d'une espèce donnée. L'hétérogénéité des

habitats garantit la diversité des ressources alimentaires et des abris favorisant un cortège d'espèces plus large. Des habitats divers assurent également des fonctions variables, utiles à tous les cycles de vie d'une espèce multi-habitat (Pain, 2001, Burel et Baudry, 1999). On parle alors de complémentarité des habitats.

- L'isolement des habitats détermine la probabilité des flux d'individus entre habitats et dépend de la capacité de dispersion des espèces. L'arrangement spatial des taches d'habitat est un facteur critique de l'effet de l'isolement et donc de la dynamique des métapopulations*.

Burel et Baudry (1999) estiment que ces caractéristiques déterminent la capacité d'accueil de chaque habitat et sont donc liées à la probabilité d'extinction des espèces. Ils ajoutent que la nature de la lisière et l'hétérogénéité de l'espace entre les habitats influencent les processus d'immigration en jouant un rôle sur l'intensité et la nature des mouvements individuels entre les taches.

Ainsi, la structure paysagère influence les processus d'extinctions locales, les mouvements inter-taches et les processus de colonisation qui sont les trois grandes composantes de la dynamique des métapopulations.

1.2.4. Le paysage et la notion d'échelle

La définition donnée par Burel et Baudry (§1.2.1.) considère les activités anthropiques comme une partie intégrante du paysage. Ce dernier est un espace de concernement des activités humaines dont la gamme d'échelles s'étend de quelques hectares à quelques centaines de kilomètres. Le concept de paysage est donc particulièrement adapté pour décrire les espaces agricoles.

Il est généralement reconnu que le paysage est un niveau d'organisation intermédiaire entre l'écosystème et la région (Forman, 1995 dans Burel et Baudry, 1999). Son hétérogénéité peut influencer sur les processus écologiques au niveau de l'individu et de la population aussi bien qu'à celui de l'écosystème (Wiens, 2002 dans Fargeas, 2005).

Ainsi, afin d'évaluer le lien entre la biodiversité et la structure du paysage, l'échelle d'étude doit être adaptée à l'écologie des populations du bio-indicateur choisi (Burel et Baudry, 1999; Fargeas, 2005). Des études ont démontré que la nature et la structure du paysage avaient une influence sur la biodiversité dans un rayon allant de 200 à 500m des parcelles étudiées (Boller *et al.*, 2004; Guenser, 2008 ; Andrade, 2010). L'éthologie de l'indicateur et sa capacité de dispersion apportent des renseignements complémentaires sur le choix de l'échelle optimale.

1.2.5. Les indicateurs de structure paysagère

Compte tenu de la complexité d'une mosaïque paysagère, sa structure peut être évaluée de diverses façons (Burel et Baudry, 1999). De nombreuses variables sont ainsi exploitables pour expliquer la biodiversité d'un espace agricole à partir de sa structure paysagère (Ernoul *et al.*, 2005; Fargeas, 2005). Marino et Landis (1996) utilisent la taille des parcelles, le ratio surface/périmètre, les longueurs de haie, la densité de haies et de bordures herbacées et la densité d'interfaces de culture à culture pour évaluer l'effet de la structure du paysage sur la diversité des parasitoïdes et le taux de parasitisme larvaire. Ryszkowski *et al.* (1993) comparent un paysage simple et un paysage mosaïque au moyen de paramètres tels que le nombre d'habitats non arables, la taille des parcelles, la diversité des cultures et des rotations de culture.

Selon Duelli (1997), les facteurs les plus pertinents pour évaluer la biodiversité dans une mosaïque de paysages agraires sont (1) la variabilité du paysage (nombre de biotopes par unité de surface), (2) l'hétérogénéité du paysage (nombre d'habitats et longueur de l'écotone par unité de surface) ou encore (3) la proportion de surface couverte par chaque type d'habitat. Dauber *et al.* (2003) confirment que l'hétérogénéité du paysage ou la surface relative des différents modes d'utilisation du sol (i.e. habitats) sont des indicateurs fiables de la biodiversité.

L'hétérogénéité du paysage se calcule fréquemment à l'aide de l'Indice de Shannon-Wiener H, considéré comme un bon indicateur de la biodiversité (Ernault *et al.*, 2005). Il sert à mesurer la diversité et l'équitabilité des types d'habitat en associant leur nombre avec leur proportion respective.

De récents travaux menés sur des paysages viticoles ont abouti à des résultats intéressants en caractérisant la structure paysagère au moyen de la proportion de surface représentée par chaque type d'habitat combinée à l'Indice de Shannon-Wiener (Fargeas, 2005 ; Guenser, 2008).

1.2.6. Les caractérisations de la biodiversité et de la structure paysagère retenues pour le projet Life + BioDiVine

Les objectifs du projet BioDiVine portent sur le lien entre la nature et la structure paysagère d'un espace agricole à dominance viticole et sa biodiversité. La première année consiste à évaluer la biodiversité dans des habitats de type différent et à étudier le lien qui existe entre la biodiversité et la structure paysagère environnante.

L'étude se focalise sur la **biodiversité compositionnelle**. Un indice de **Richesse MorphoTypique** (RMT) sera calculé à partir d'une méthode simplifiée d'identification des **arthropodes** jugée fiable pour estimer la biodiversité globale d'un site donné.

Les individus sont capturés au moyen d'un **système de piégeage non sélectif léthal** combinant un piège aérien (piège « Combi ») et un piège à fosse situé au niveau du sol (piège « Pitfall »). La combinaison de deux techniques de piégeage permet d'obtenir un échantillon plus représentatif de la communauté d'arthropodes d'un site (Querner et Bruckner, 2010), à l'inverse d'un piège utilisé indépendamment qui peut mener à des résultats nettement sous estimés (Ward et Larivière, 2004).

L'étude paysagère se focalise sur un **cercle de 200m maximum de rayon** qui est une échelle adaptée à l'estimation de la biodiversité à partir du bio-indicateur choisi : les arthropodes. Maurice (2005) et Guenser (2008) ont démontré que l'étude de la relation « structure paysagère vs biodiversité alpha » à cette échelle mène à des résultats convaincants.

Les détails de la méthode et des indices de biodiversité et de caractérisation paysagère sélectionnés pour cette étude sont présentés dans la partie « 3. Matériel et méthodes ».

2. Le Site d'étude : L'Appellation d'Origine Contrôlée « Costières de Nîmes »

2.1. Carte d'identité

L'Appellation d'Origine Contrôlée (A.O.C.) « Costières de Nîmes » regroupe 24 communes situées au sud est de l'agglomération nîmoise (43°49'59"N, 4°21'00"E). Son territoire s'étend sur près de 40 km de long, de la vallée du Gardon au nord-est jusqu'à la plaine du Vistre, affluent du Vidourle, au sud-ouest (Annexe 1). Il se délimite au sud, par le canal du Rhône à Sète.

La région présente une altitude moyenne de 90 mètres et culmine à 144 mètres d'altitude au niveau du puech* de Dardaillon. Le climat est de type méditerranéen ; la température moyenne annuelle est de 14,5°C.

2.2. Géologie/topographie

Les Costières s'organisent entre plaines et terrasses bordées par des coteaux francs. Elles forment ainsi une unité géographique et géomorphologique bien déterminée, essentiellement constituée d'alluvions rhodaniennes et duranciennes grossières datant du Villafranchien* (Grégoire et Bazile, 2005).

Appelés « gress », ces galets composés de grès, de quartz et de calcaire, constituent 75% du sol des Costières et sont inclus dans une matrice sableuse au Sud et argilo-calcaire au Nord (Martin, 1995).

Cet horizon caillouteux, variant de 5 à 25 m de profondeur, forme les terrasses villafranchiennes dont les propriétés sont favorables à la culture de la vigne (Figure 1). Il présente une capacité drainante remarquable et facilite la maturation des grains de raisin. Plus en profondeur, on retrouve des couches d'argile rouge capables de retenir l'eau qui sera assimilable par les racines profondes de la vigne.



*Figure 1 : Horizon caillouteux (« gress ») caractéristique des Costières de Nîmes
(B. Porte, 2011)*

2.3. Hydrographie

Le réseau hydrographique naturel des Costières de Nîmes est peu étendu en surface puisque seul le Vistre, endigué en plusieurs points, traverse la région. Le territoire est alimenté en eau par les nappes phréatiques des Costières et de la Vistrenque mais surtout par le réseau hydrographique artificiel constitué par les canaux qui détournent l'eau du Rhône (Annexe 2). Depuis 1960, ce vaste réseau d'irrigation a permis une diversification de la production agricole et a renforcé la compétitivité des exploitations agricoles locales.

2.4. Activité agri-viticole et utilisation des terres

Une fois la crise du phylloxéra terminée, de grandes surfaces de vigne se sont plantées sur l'ensemble du territoire des Costières. Le vignoble le plus méridional de la vallée du Rhône obtient le label « Vin Délémité de Qualité Supérieure » (VDQS) en 1951 et l'A.O.C. « Costières de Nîmes » en 1986. Aujourd'hui, il s'étend sur 15 000 ha dont 4 500 ha sont exploités en A.O.C.

A la fin du XX^{ème} siècle, une mutation profonde des systèmes agraires s'opère avec l'arrivée de la mécanisation et du canal du Bas Rhône-Languedoc construit dans les années 1960. Distribuant l'eau du Rhône sur 30 000 hectares, il permet une diversification agricole. Les possibilités d'irrigation orientent alors de nombreuses exploitations vers l'arboriculture, le maraîchage et les cultures de rotation (céréales, prairies) faisant des Costières un territoire de polyculture dominé par la vigne et les vergers (Annexe 3).

Malgré un déclin persistant de la viticulture depuis la fin des années 1980, l'agriculture reste l'activité économique principale de la région. En 2000, la Surface Agricole Utile s'élève à 45 % du territoire de l'appellation, représentant la plus forte proportion du département.

La diminution des surfaces agricoles est renforcée par une pression urbaine croissante due à la proximité de la ville de Nîmes et à la densification du réseau de communication (autoroutes A9 et A54, future Ligne ferroviaire à Grande Vitesse, Aéroport Nîmes-Garons, ...).

2.5. Enjeux écologiques et mesures favorables à l'environnement et la biodiversité

Malgré le développement de l'agriculture intensive et de l'urbanisation, les Costières de Nîmes affichent un intérêt écologique certain. L'association des milieux boisés résiduels et de l'espace agricole diversifié crée un équilibre écosystémique bénéfique à la biodiversité locale, particulièrement à l'avifaune.

Les principales zones protégées de l'appellation sont :

- Sept Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type I qui représentent des unités écologiques homogènes et se justifient par la présence d'espèces ou d'habitats rares.
- Une Zone de Protection Spéciale « Costières Nîmoises » au titre de la Directive européenne « Oiseaux ». L'objectif principal de cet espace est le maintien d'espèces d'intérêt prioritaire dont les principales sont l'Outarde Canepetière (*Tetrax tetrax*), l'Oedicnème criard (*Burhinus oedicnemus*), le Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*), l'Alouette lulu (*Lullula arborea*), le Pipit rousseline (*Antus campestris*) et le Circaète Jean le Blanc (*Circaetus gallicus*). Ces espèces affectionnent les habitats ouverts principalement gérés par l'activité agricole.

Les efforts de conservation encouragés par ce zonage permettent de préserver les habitats d'intérêt écologique afin d'assurer le bon développement des espèces qui y vivent mais également de renforcer la connexion avec les espaces naturels voisins, de valeur écologique tout aussi importante (Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux «Gorges du Gardon» et «Petite Camargue fluvio-lacustre», Sites d'Importance Communautaire «Le Rhône aval» et «La petite Camargue», ...) (Annexe 4).

2.5.1. Les programmes de valorisation du patrimoine des Costières de Nîmes

Le caractère polyvalent des Costières de Nîmes rend son aménagement et sa gestion particulièrement complexes. Le développement urbain et industriel doit être maîtrisé au profit des espaces naturels et cultivés, garants du patrimoine local. Les mesures de protection des espaces naturels et leur intégration dans les perspectives d'aménagement (Plan Locaux d'Urbanisme, Schéma Régional de Cohérence Ecologique, Trame Verte et Bleue, ...) sont alors des actions encourageantes qui méritent d'être renforcées par une mise en valeur du patrimoine paysager et culturel de la zone. Ainsi, la collaboration des différents acteurs locaux (agriculteurs, collectivités locales, associations, bureaux d'études, Instituts de recherche appliquée) a permis la mise en place de programmes d'aménagement sur le territoire de l'appellation (Annexe 5).

Le projet BioDiVine s'inscrit dans cet effort de valorisation du patrimoine de l'A.O.C. Costières de Nîmes. Pour garantir sa complémentarité avec les projets en cours, il est nécessaire de bien cerner les travaux préalablement entrepris en faveur de la conservation des espaces naturels afin d'adapter sa mise en place en fonction des mesures existantes.

2.5.2. Le projet Life + « BioDiVine »

Dans la continuité des démarches entreprises en faveur du paysage, le projet européen Life + BioDiVine est accepté par l'Europe en 2009. Ce dernier est élaboré pour une période de 4 ans (2010 – 2014) et financé par le programme européen Life + « Nature et Biodiversité » et les partenaires locaux.

Sept sites de démonstration ont été retenus pour ce projet : un au Portugal (Alto Douro), deux en Espagne (Rioja et Penedes) et quatre en France (Costières de Nîmes, Saint Emilionnais, Limouxin et Bourgogne).

Dans un premier temps (2011), le projet BioDiVine vise, à l'aide d'une méthode simple, à estimer la biodiversité des arthropodes de chaque appellation. Associé à une analyse cartographique du paysage, ceci permettra d'évaluer le lien entre la structure paysagère et la biodiversité. Des études complémentaires, axées sur l'avifaune et les activités microbiennes du sol sont également prévues. Sur la base des résultats obtenus, des aménagements (plantation de haies, de bandes enherbées, de bosquets, réhabilitation de murets en pierres sèches, changement des périodes de tonte, ...) se feront sur chaque site afin de maintenir ou améliorer l'équilibre écosystémique et paysager, favorable à la biodiversité.

Le projet BioDiVine encourage une démarche paysagère respectueuse de la biodiversité dans une stratégie de production viticole. Il vise à valoriser la connectivité écologique et la bonne gestion des habitats et encourage aussi la mise en place de pratiques culturelles raisonnées.

En Costières de Nîmes, la première année du projet a pour but d'estimer la biodiversité des habitats les plus représentatifs de la zone d'appellation. Il sera alors possible d'estimer le lien entre la biodiversité et les principaux types d'occupation du sol en vue de mieux appréhender les aménagements prévus au cours du projet. Dès la seconde année, l'ensemble des mesures se fera strictement sur des parcelles viticoles et une approche focalisée sur la biodiversité fonctionnelle sera développée.

2.6. Mise en place du projet sur le territoire des Costières de Nîmes

2.6.1. Implications des partenaires locaux et mise en application du projet

Lancé en novembre 2010, le projet Life + BioDiVine est concrètement mis en place dans chacune des régions viticoles participantes au printemps 2011. L'objectif de cette année de lancement est d'implanter un réseau de 25 postes de piégeage d'arthropodes sur chaque vignoble partenaire et de procéder à la première campagne de piégeage.

La première étape consiste à contacter les partenaires locaux pour leur exposer le projet Life +

BioDiVine et convenir, avec eux, des modalités de mise en place. Partenaire local du projet, le Syndicat viticole des Costières est un intermédiaire important lors de la prise de contact avec les agriculteurs. Engagé dans plusieurs programmes d'aménagement, c'est une structure efficace avec qui l'I.F.V. doit collaborer pour mener à bien les 4 années du projet.

La période optimale de piégeage des arthropodes se situe entre mi-avril et fin juin (Guenser, 2008). Ceci oblige à démarrer la prise de contact le plus tôt possible afin de mettre en place le réseau de piégeage dans les délais impartis et respecter le calendrier fixé par le projet.

A l'échelle des Costières de Nîmes, la mise en route du projet s'est déroulée selon la chronologie présentée ci-dessous.

Mars 2011	<p>Appel à candidature auprès des agriculteurs adhérents au Syndicat viticole des Costières de Nîmes accompagné d'une présentation détaillée du projet Life + BioDiVine.</p> <p>Rencontre des partenaires locaux : Syndicat viticole des Costières de Nîmes, Association Gard Nature et Gestionnaires de la Zone de Protection Spéciale (ZPS) « Costières Nîmoises » : Nîmes métropole et Centre Ornithologique du Gard (COGard).</p>
Fin Mars - Début Avril 2011	<p>Contact téléphonique avec les 8 agriculteurs ayant répondu à l'appel à candidature pour une prise de rendez-vous.</p> <p>Sollicitation d'agriculteurs supplémentaires par contact téléphonique.</p> <p>Déplacement chez chaque agriculteur pour présenter le projet Life + BioDiVine et les détails de la méthode d'échantillonnage.</p> <p>Acceptation des 10 agriculteurs rencontrés.</p>
1 ^{er} au 15 Avril 2011	<p>Pose des pièges à arthropodes chez les agriculteurs.</p>
15 au 26 Avril 2011	<p>Mardi 19 avril 2011 : Activation des 25 postes de piégeage mis en place.</p> <p>Mardi 26 avril 2011 : Premier relevé des postes de piégeage.</p>

Figure 2 : Calendrier présentant les principales étapes de mise en place du réseau de piégeage.

2.6.2. Demande de dérogation pour la possible destruction d'espèces protégées

L'estimation de la biodiversité prévue dans ce projet se fait à partir des populations d'Arthropodes, par le biais d'un piégeage léthal non sélectif. Il est donc impossible de connaître à l'avance les espèces qui seront capturées et tuées par ce système. Certaines d'entre elles peuvent bénéficier d'un statut de protection au niveau national (Arrêté du 23 avril 2007 fixant la liste des insectes protégés sur l'ensemble du territoire français), européen (Annexe II de la Convention de Berne ; Annexes II, IV et V de la Directive Habitats) ou mondial (liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature : UICN).

En parallèle des démarches de sollicitation des agriculteurs, l'I.F.V. doit donc faire une demande de dérogation pour la possible destruction d'espèces protégées auprès de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Littoral du Languedoc-Roussillon (DREAL-LR). Le détail de cette demande de dérogation est présenté dans l'Annexe 6. La dérogation ne pouvant être obtenue avant le début des relevés, un accord oral de la DREAL autorise les coordinateurs du projet BioDiVine à activer les pièges et procéder aux relevés avant de délivrer la dérogation définitive.

3. Matériel et méthodes

3.1. Estimation de la biodiversité des arthropodes par piégeage non sélectif légal

3.1.1. Sélection des habitats

Un réseau de pièges, formé de 25 postes de piégeage a été implanté sur la zone d'étude de 15 000 ha (Annexe 7).

La biodiversité des arthropodes sera mesurée dans 5 types d'habitat différents : la vigne (1), le verger (2), la haie composite (3), la lisière de bois (4) et la friche herbacée (5). Pour cela, les 25 postes de piégeage sont donc répartis de façon homogène entre les habitats, à raison de 5 postes par habitat.

Ces habitats sont sélectionnés sur la base de divers critères :

- (1) Le projet BioDiVine a pour objectif principal l'estimation de la biodiversité inféodée au territoire viticole. La vigne est donc l'habitat dans lequel la biodiversité sera mesurée en priorité.
- (2) Avec la viticulture, l'arboriculture est la deuxième activité agricole la plus répandue sur la zone d'étude (16% des surfaces cultivables selon RGA, 2000 dans la Charte environnementale et paysagère des Costières de Nîmes, 2009). Le verger constitue le second habitat cultivé de notre étude.

Les parcelles de vigne/verger sont sélectionnées indépendamment de leur cépage/variété, de leur itinéraire cultural et de leur mode de traitement phytosanitaire.

Dans un second temps, le projet prévoit d'aménager des Zones Ecologiques Réservoirs* (ZER). Afin d'évaluer l'avantage de ces aménagements sur la biodiversité, nous choisissons d'échantillonner les arthropodes présents dans deux types de ZER : la haie composite et la lisière de bois.

- (3) Au printemps 2009, la Charte environnementale et paysagère des Costières de Nîmes a encouragé la plantation de haies composites d'intérêt écologique supérieur à celui des haies monospécifiques. Les haies composites sont retenues comme l'un des 5 types d'habitat de l'étude. Les relevés prévus dans le cadre du projet BioDiVine évalueront la biodiversité affiliée à ces ZER récemment plantées. Les résultats obtenus permettront de décider, ou pas, de leur mise en place en complément des haies « coupe-vent », typiques du paysage des Costières.
- (4) Plusieurs parcelles boisées résiduelles ponctuent le paysage de l'Appellation et caractérisent le deuxième type de ZER sélectionné dans cette étude. Les pièges sont installés en lisière d'un bois voisin d'une vigne afin de caractériser la biodiversité spécifiquement inféodée à l'écotone « bois-parcelle de vigne ».

La sélection des habitats s'est faite en étroite collaboration avec la Communauté d'Agglomération Nîmes Métropole et le Centre Ornithologique du Gard qui sont les gestionnaires de la ZPS « Costières Nîmoises ». Ils ont été contactés afin de relier le projet Biodivine avec les actuelles mesures mises en place en faveur de l'Outarde canepetière, espèce d'intérêt prioritaire de la ZPS.

- (5) Il a donc été convenu de sélectionner parmi les habitats de notre étude, la friche herbacée, site exclusif de nidification de l'Outarde canepetière. De plus, la polyculture pratiquée en Costières de Nîmes s'accompagne d'une fréquente rotation culturale menant à la mise en friche de nombreuses parcelles. L'importante surface couverte par ces espaces renforce l'intérêt de sélectionner la friche herbacée comme l'un des 5 habitats de l'étude.

Parmi les 5 parcelles de friches sélectionnées, deux l'ont été car elles sont situées sur le territoire de la ZPS.

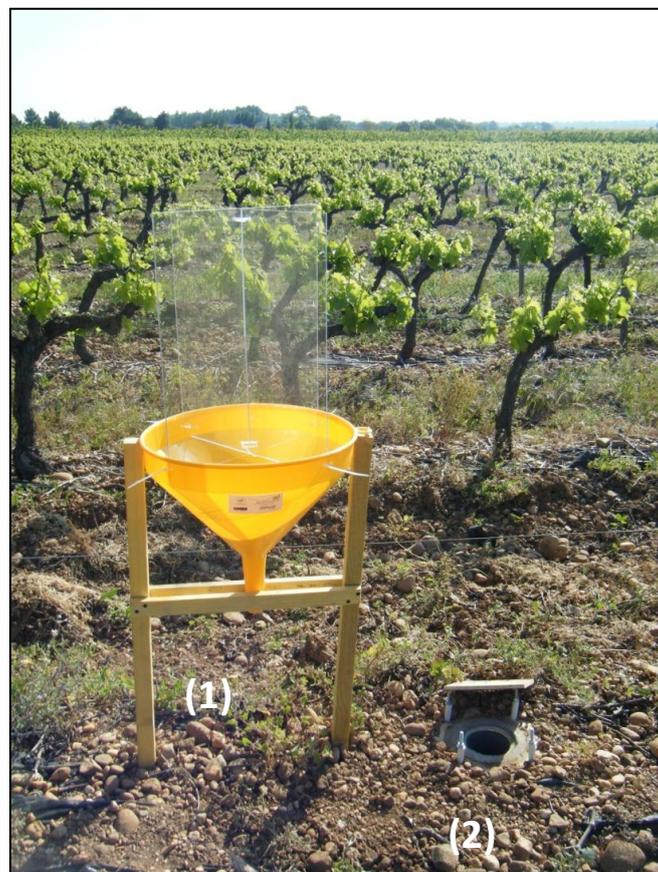
Les résultats obtenus au terme de la campagne de piégeage constitueront une donnée supplémentaire à disposition des gestionnaires de la ZPS « Costières Nîmoises ». L'objectif principal de cette zone étant le maintien de certaines populations d'oiseaux, ces relevés permettront d'acquérir des données relatives à leurs ressources alimentaires dont font partie les arthropodes. Ces résultats seront également un outil important pour les futures campagnes d'estimation de l'avifaune des Costières prévues dans BioDiVine.

3.1.2. Détail d'un poste de piégeage

Chaque poste de piégeage est constitué d'un piège aérien (piège « Combi ») et d'un piège au sol (piège « Pitfall ») :

le piège « Combi » (1) se compose d'un entonnoir surmonté de plaques de plastique transparentes qui interceptent les arthropodes en l'air. L'entonnoir est bouché par une bonde. Il contient de l'eau salée à 5% et quelques gouttes de produit vaisselle. Le sel permet une meilleure conservation des insectes et le liquide vaisselle réduit la tension de surface de l'eau empêchant les individus de remonter les parois de l'entonnoir.

le piège « Pitfall » (2) est un piège à fosse enterré dans le sol, destiné à échantillonner les arthropodes rampants. Ces derniers tombent dans l'entonnoir qui est relié à un récipient contenant le même mélange que le piège « Combi ».



*Figure 3 : Poste de piégeage
(B. PORTE, 2011)*

Plusieurs conditions doivent être respectées pour mettre en place le réseau de piégeage :

- La distance minimale entre 2 postes de piégeage doit être de 400m pour permettre une analyse paysagère dans un rayon de 200 m autour de chaque piège en évitant toute zone commune entre deux pièges (cf. §3.2.2.).
- Chaque poste de piégeage (hors haies et lisières de bois) est installé au centre de la parcelle sélectionnée, à une distance minimale de 50m du bord de la parcelle.
- La parcelle sélectionnée doit être au minimum d'un hectare afin que la surface représentée par l'habitat soit suffisamment grande pour être représentative.
- Pour la même raison, les haies composites sélectionnées doivent être d'une longueur minimale de 100 mètres.
- Les pièges situés sur des parcelles cultivées doivent être placés sur le rang, dans l'intercep (parcelle viticole) ou entre 2 arbres (parcelle arboricole).
- Le réseau de piégeage doit pouvoir être relevé en une seule journée afin d'éviter les biais liés à la date de relevé des pièges. La distance à parcourir pour récolter les 25 postes de piégeage ne doit donc pas excéder 200km.

Le respect de ces conditions implique l'apparition de contraintes qu'il a fallu prendre en compte dans l'élaboration du réseau de piégeage :

- 10 agriculteurs ont répondu à l'appel à candidature et ont accepté de mettre à disposition certaines de leurs parcelles. La surface des 10 exploitations partenaires s'étale entre 30 et 90 hectares et s'organise d'un seul tenant, limitant la distance entre chaque parcelle sélectionnée qui doit être au minimum de 400m.
- Certaines parcelles sont inférieures à l'hectare et ne peuvent pas être retenues.
- Les parcelles de vigne qui prévoient d'être arrachées dans les quatre prochaines années ne sont pas sélectionnées car les pièges sont implantés pour toute la durée du projet BioDiVine.
- Aucun agriculteur ne possède sur sa propriété les 5 types d'habitat sélectionnés qui sont donc choisis en fonction de leur disponibilité sur chaque exploitation.
- Les parcelles de vigne sur lesquelles est pratiqué le travail du sol intercep ne peuvent pas être retenues car le passage de la charrue endommagerait le poste de piégeage et compromettrait la capture des arthropodes.

Traitée indépendamment, chaque contrainte est facilement respectée. Cependant, une fois ces conditions réunies, il est très délicat de localiser 25 sites caractéristiques de 5 types d'habitat différents.

Plusieurs déplacements et rencontres avec les agriculteurs ont été nécessaires afin d'établir le réseau de piégeage définitif et de procéder à la mise en place des postes de piégeage.

3.1.3. Relevés hebdomadaires

Sur fond de carte IGN au 1 :100000^{ème}, un circuit de relevé hebdomadaire de 150 km de long a été optimisé pour permettre la récolte des 25 postes de piégeage en une seule journée. Chaque poste de piégeage est numéroté en fonction de sa position sur le circuit de relevé.

Les pièges ont été activés le mardi 19 avril. Le piégeage est réalisé sur 10 semaines, à compter du mardi 26 avril (date du premier relevé) jusqu'au mardi 28 juin (date du dernier relevé). Une période de relevés supérieure à 7 semaines est jugée fiable afin d'échantillonner des effectifs représentatifs de l'ensemble des populations présentes sur la zone (Duelli et Obrist, 2005).

Les relevés des postes de piégeage ont lieu une fois par semaine, tous les mardis. La base de données ainsi constituée est suffisamment importante pour être exploitable (Duelli *et al.*, 1999).

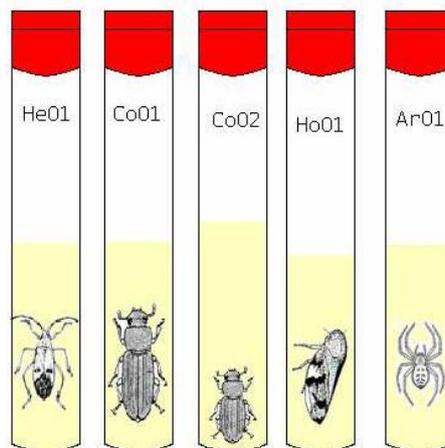
Lors du relevé, les échantillons des pièges « Combi » et « Pitfall » sont rincés indépendamment à l'eau claire sur un tamis de 2mm et nettoyés de leurs impuretés. Ils sont ensuite stockés dans de l'éthanol à 70% avant analyse. Au total, 500 échantillons (250 « Combi » et 250 « Pitfall ») sont collectés sur l'ensemble des 10 semaines.

3.1.4. Méthode simplifiée de reconnaissance des Arthropodes : Rapid Biodiversity Assessment

Les échantillons sont identifiés au laboratoire en suivant la méthode RBA qui se base sur une détermination taxonomique simplifiée suivie d'une différenciation visuelle des individus.

La méthode consiste à identifier les individus jusqu'à l'Ordre ; les niveaux taxonomiques inférieurs (famille, genre, espèce) ne sont pas pris en compte. Au sein de chaque Ordre, les individus sont analysés selon trois critères de détermination : leur couleur, leur taille et leur morphologie. Ils sont ainsi classés en différents groupes appelés Morphotypes.

Chaque morphotype est identifié par les deux premières lettres de son Ordre suivies d'un numéro (ex : premier morphotype de l'ordre des Hyménoptères : HY.01). Un individu représentatif de chaque morphotype est conservé à l'écart de l'échantillon complet pour constituer au fil des échantillonnages, une « collection de référence » (Guenser, 2008). Le détail de la méthode d'identification RBA est présenté dans l'Annexe 8.



*Figure 4 : Exemple de 5 Morphotypes de référence
(Guenser, 2008)*

L'ensemble des échantillons et la collection de référence sont conservés pendant toute la durée du projet BioDiVine dans de l'éthanol à 70%, à température ambiante et seront ainsi disponibles pour une éventuelle identification plus précise des individus.

3.2. Caractérisation paysagère

Les travaux d'analyse paysagère sont réalisés au moyen du logiciel SIG ArcGis 10. La caractérisation des différents éléments paysagers est faite à partir d'une ortho-photographie* de la zone d'étude datant de 2006 (objet de type raster* : 50 cm²), fournie par l'Institut Géographique National (IGN). Le système de référence géodésique* utilisé est RGF 93 (Réseau Géodésique Français 1993). Le système de projection est Lambert 93.

3.2.1. Typologie des éléments paysagers

L'occupation du sol doit être caractérisée de manière standardisée entre les différents sites du projet afin de permettre la comparaison des paysages et de leur structure (Burel et Baudry, 1999).

Une typologie commune est donc établie. Elle est présentée dans l'Annexe 9 selon les trois catégories d'objets vecteurs* utilisés pour la digitalisation des éléments paysagers.

3.2.2. Géolocalisation des postes de piégeage et digitalisation des éléments paysagers

Chaque poste de piégeage a été géolocalisé au moyen d'un GPS *Garmin map 60*. Leur emplacement respectif peut être ensuite indiqué sur l'ortho-photographie.

L'ensemble des éléments paysagers est digitalisé dans des rayons de 50m, 100m, 150m et 200m autour de chaque poste de piégeage, à une échelle de 1 : 2000^{ème}. L'ortho-photographie datant de 2006, une vérification de l'occupation du sol sur le terrain a donc été faite *a posteriori* pour s'assurer d'attribuer la bonne typologie au parcellaire actuel.

Avec le logiciel ArcGis 10, les rayons d'étude paysagère sont créés à l'aide de l'outil « Buffer ». L'outil « Intersect » permet de découper les éléments paysagers digitalisés selon le rayon considéré (Figure 5).

Chaque élément paysager digitalisé est catégorisé selon la typologie précédemment présentée.

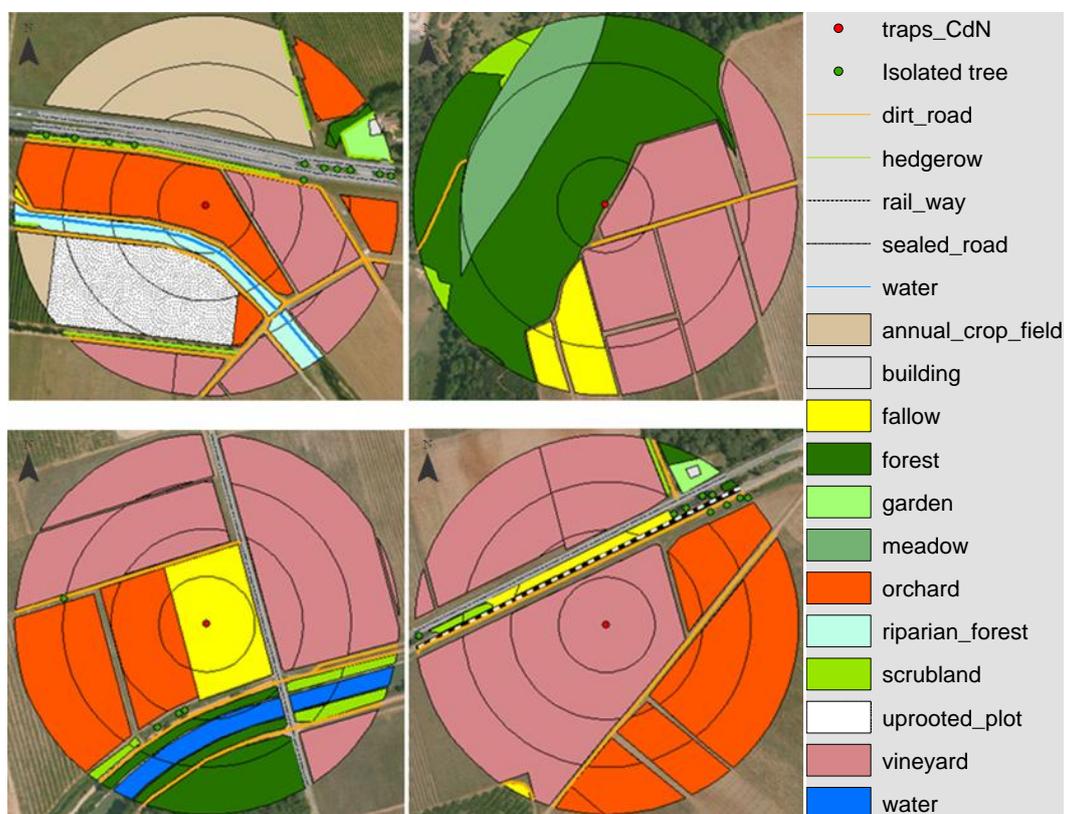


Figure 5 : Quatre exemples de pièges digitalisés

(B. PORTE, 2011 ; 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)

L'aire de chaque élément surfacique est calculée à l'aide du logiciel ArcGis 10. Les taux d'occupation du sol de chaque élément paysager peuvent ainsi être extraits à chaque distance considérée.

NB : Parmi les 25 postes de piégeage, seulement deux sont distants de moins de 400m (328m) car ils n'ont pas pu être placés autrement du fait des différentes contraintes à respecter (cf. § 3.1.2.). Par conséquent, les rayons de 200m de ces deux postes se chevauchent sur une petite surface (1,08 ha).

3.3. Traitement et analyse des données

Les données ont été classées et analysées au moyen du tableur Excel 2007. Les calculs de surface (éléments surfaciques) et de longueur (éléments linéaires) se sont faits sous ArcGis10. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel XL Stat.

3.3.1. Détermination des variables « arthropodes »

La biodiversité des arthropodes est estimée au moyen d'un Indice de Richesse MorphoTypique (RMT). Ce dernier correspond au nombre de Morphotypes différents identifiés sur un nombre de postes de piégeage donné. L'abondance en arthropodes (nombre d'individus identifiés) et l'indice de Shannon-Weaver (H') sont également considérés. La formule de L'Indice de Shannon est la suivante :

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

avec $p_i = n_i / N$: proportion du Morphotype i par rapport au nombre total de Morphotypes sur une zone donnée.

De plus, des calculs de RMT par Ordre sont effectués pour cibler l'influence des habitats et de la structure paysagère sur certains Ordres d'arthropodes.

3.3.2. Sélection des indicateurs de la structure paysagère

Pour les 25 pièges et les 4 rayons d'étude (50, 100, 150 et 200m), la surface (en m²) de chaque type d'occupation du sol et la longueur (en m) de chaque élément linéaire sont calculées. Afin de caractériser les éléments linéaires avec des valeurs de surface, une largeur fixe leur est attribuée : haie (2m), route (5m), chemin de terre (3m), chemin de fer (4m), cours d'eau (2m). La proportion de chaque type d'occupation du sol (éléments surfaciques et linéaires) est évaluée en pourcentage de la surface totale de la zone considérée.

A l'aide du logiciel ArcGis, le nombre de parcelles (Indice d'Hétérogénéité paysagère) et le nombre de types d'habitats (Indice de Variabilité paysagère) sont extraits (Jeanneret *et al.*, 1999). Un Indice de Shannon « paysage » est calculé pour mesurer la diversité et l'équitabilité des types d'habitats sur la base de la même formule que l'Indice de Shannon « biodiversité » mais avec p_i = proportion de l'habitat i dans la surface considérée (Forman, 1995 dans Fargeas, 2005).

3.3.3. Analyses statistiques

Les individus statistiques de l'étude sont les 25 postes de piégeage. Ces derniers sont donc inférieurs à 30 et la variable « RMT » sur laquelle seront effectuées les analyses statistiques ne suit pas une loi de distribution normale. Des tests statistiques non paramétriques ont donc été choisis pour analyser les données.

Des tests de Kruskal-Wallis sont réalisés pour évaluer l'homogénéité des échantillons à l'intérieur de chaque habitat, dans le temps (sur 10 semaines) et l'espace (entre les 5 pièges).

Les mêmes tests sont utilisés pour déterminer s'il existe une différence significative entre les variables « arthropodes » des 5 habitats retenus dans cette étude.

Chaque test de Kruskal-Wallis est suivi d'un test post hoc bilatéral de Dunn afin de vérifier si les différences mises en évidence par le test de Kruskal-Wallis sont significatives ou pas.

Les éventuelles corrélations entre les variables de structure paysagère et de biodiversité des arthropodes sont détectées au regard d'un coefficient de rang de Spearman au seuil $\alpha = 5\%$.

4. Résultats

4.1. Abondance et RMT par piège

Au total, 51929 individus ont été capturés tous postes de piégeage confondus. Les valeurs d'Abondance s'échelonnent de 812 (piège 21) à 6210 individus (piège 15). Celles de RMT vont de 135 pour le piège 23 à 253 MT pour le piège 15 (Figure 6).

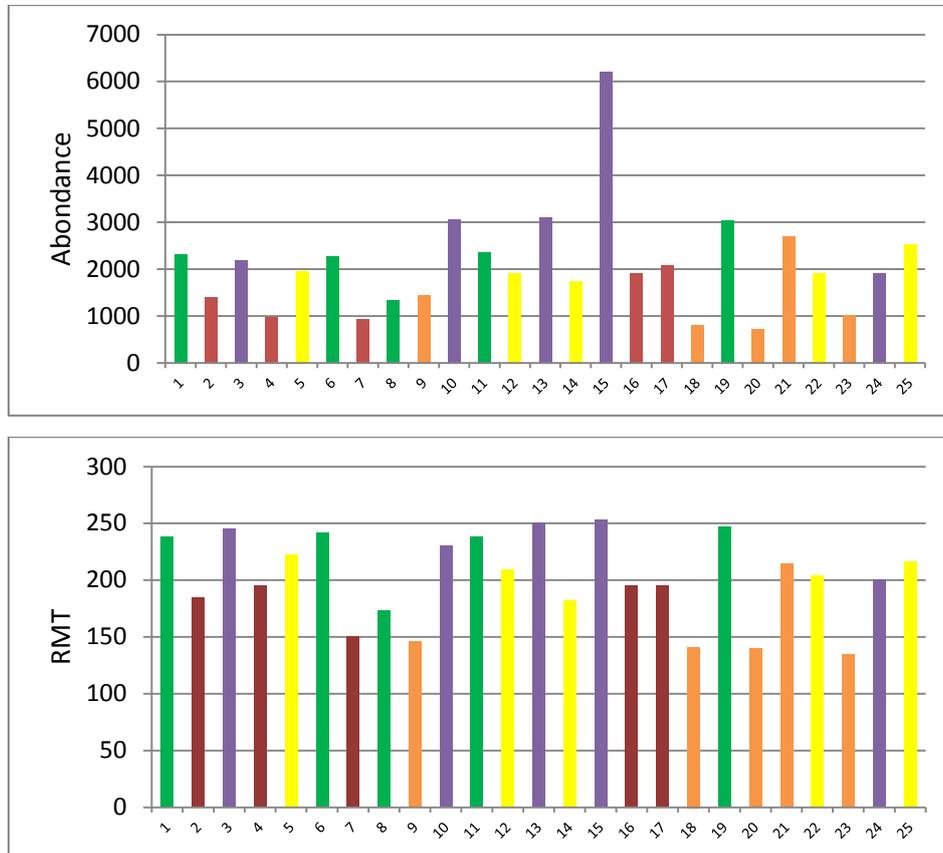


Figure 6 : Abondance et RMT des arthropodes pour les 25 pièges de l'étude

(Habitat correspondant aux couleurs : rouge = Vigne, orange = Verger, vert = Lisière de bois, violet = Haie composite, jaune = Friche herbacée).

4.1. RMT par Ordre

25 Ordres d'arthropodes ont été identifiés à partir desquels 585 Morphotypes ont été créés. La RMT par Ordre tous pièges confondus est présentée page suivante (Figure 7).

Les Coléoptères sont incontestablement les plus nombreux mais aussi les plus riches en Morphotypes (139 MT). Suivent ensuite les Hyménoptères, les Hétéroptères les Diptères et les Aranéides qui présentent des valeurs de RMT comprises entre 86 et 65 MT. Les Lépidoptères, Homoptères et Orthoptères forment un « troisième groupe » dont les valeurs de RMT s'échelonnent entre 4 et 6% de la RMT totale (Annexe 10).

Les 18 Ordres restants concentrent 56 MT parmi lesquels les Isopodes, les Neuroptères et les Scolopendromorphes sont les mieux représentés avec 8 MT chacun.

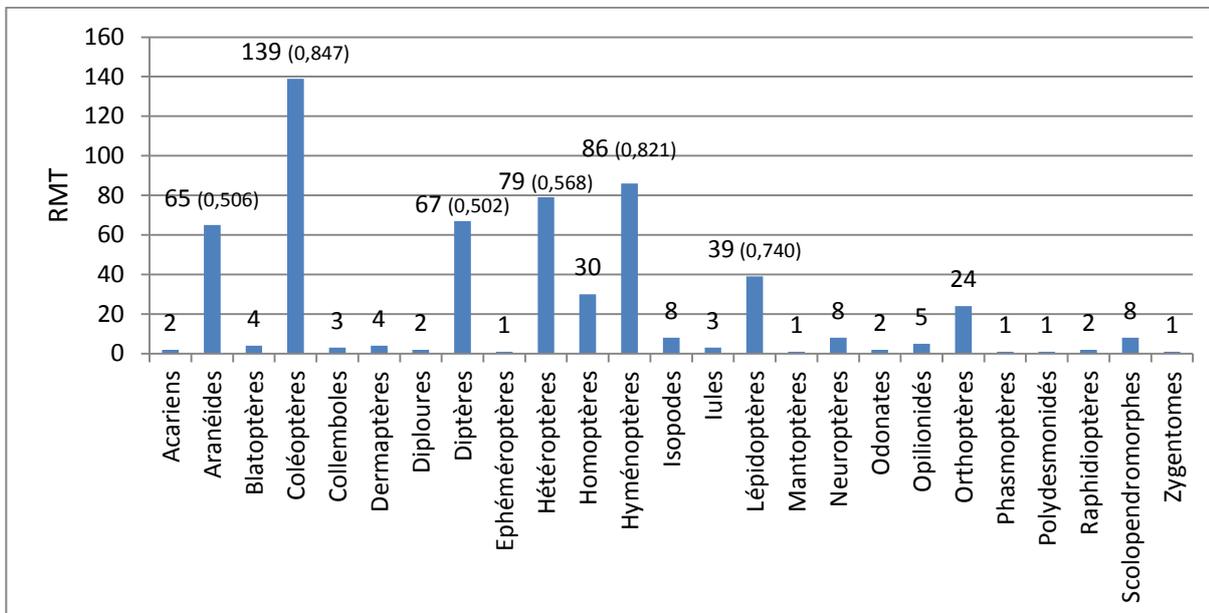
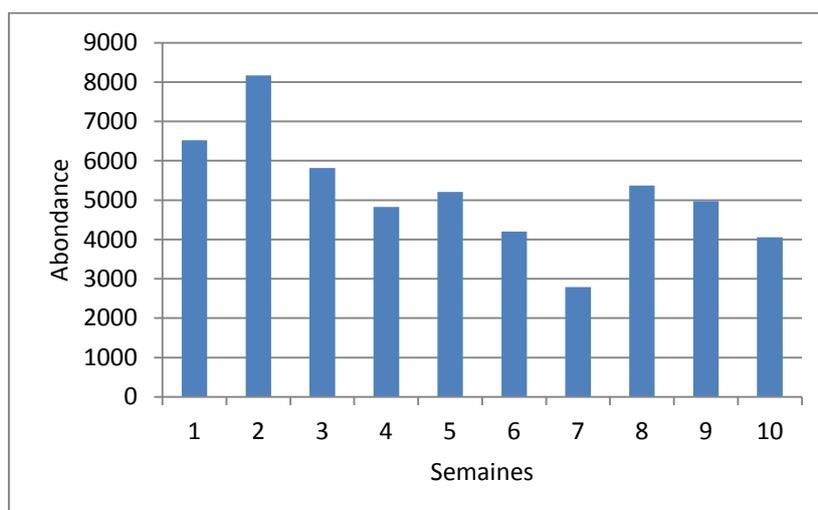


Figure 7 : RMT par Ordre d'arthropode
 (Entre parenthèses = corrélations entre RMT par Ordre considéré et RMT totale).

4.2. Evolution de l'Abondance et de la RMT dans le temps

L'évolution de la RMT de chaque poste de piégeage a été analysée dans le temps. La figure 8 illustre l'évolution sur les 10 semaines de relevés de l'Abondance et de la RMT des 25 postes de piégeage cumulés. Les courbes d'évolution de l'Abondance et de la RMT de chaque poste de piégeage sont présentées par groupes de 5 dans l'Annexe 11.

a)



b)

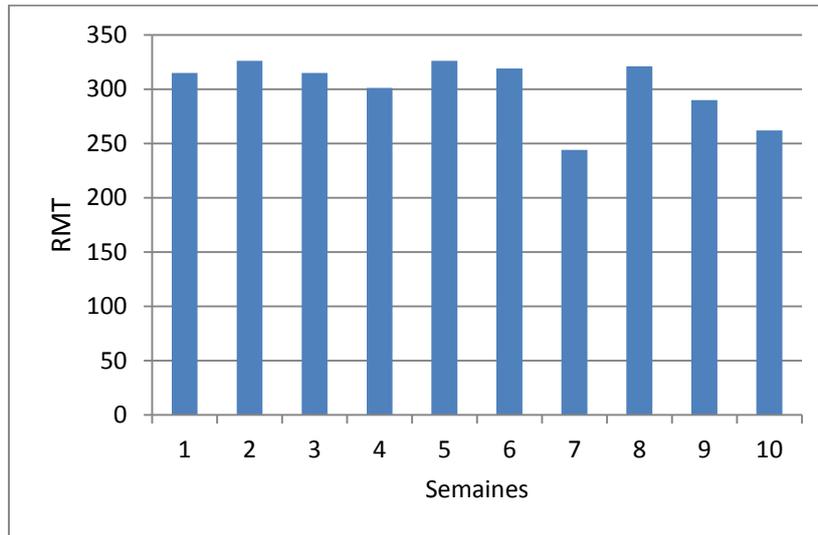


Figure 8 : Evolution de l'Abondance (a) et de la RMT (b) des 25 postes de piégeage sur les 10 semaines de relevés

Les effectifs d'arthropodes varient nettement d'une semaine à l'autre alors que la RMT oscille de façon beaucoup plus faible dans le temps. Les valeurs d'Abondance et de RMT sont les plus élevées pour la semaine 2 (8167 individus pour 326 MT) et les plus faibles pour la semaine 7 (2787 individus pour 244 MT). Bien qu'elles présentent des Abondances nettement inférieures, les semaines 1, 3, 5, 6 et 8 affichent des valeurs de RMT équivalentes à celle de la semaine 2. La relation entre l'Abondance et la RMT semble équilibrée pour les semaines 4, 9 et 10.

4.3. Influence de l'habitat sur la biodiversité des arthropodes

4.3.1. Vérification de l'homogénéité de la RMT intra-habitat

Avant de rechercher des différences significatives de RMT inter-habitat, il convient de vérifier l'homogénéité intra-habitat de cette variable. Pour chacun des 5 habitats, il est donc possible de tester à la fois l'homogénéité de la RMT sur les 10 semaines (inter-semaines) et entre les 5 pièges (inter-pièges) au moyen d'un test de Kruskal-Wallis. Un test post hoc bilatéral de Dunn est ensuite effectué afin de déterminer si les différences mises en évidence par le test de Kruskal-Wallis sont significatives.

4.3.1.1. RMT inter-semaines pour chaque habitat

Aucune différence significative n'est ressortie des tests menés sur l'homogénéité inter-semaines (Annexe 12).

Les RMT de chaque habitat sont donc jugées homogènes dans le temps

4.3.1.2. RMT inter-pièges pour chaque habitat

La Figure 9 illustre la RMT par poste de piégeage regroupée par habitat et les groupes significativement différents obtenus après les tests préalablement présentés.

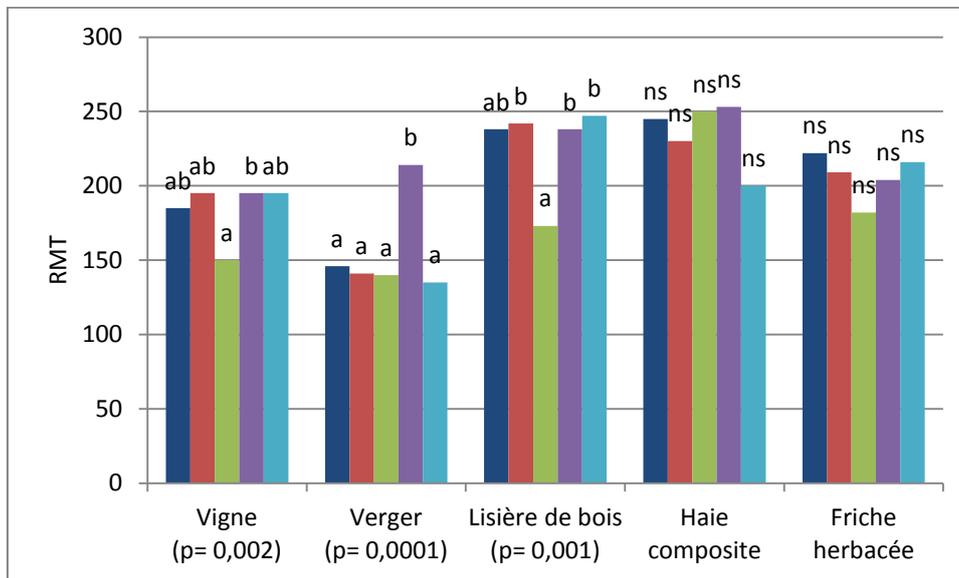


Figure 9 : RMT par piège, regroupées par habitat

(Valeurs au dessus des histogrammes = groupes formés sur la base des différences significatives intra-habitat après le test bilatéral de Dunn ; entre parenthèses = p value correspondante ; Numérotation par habitat : bleu marine = 1, rouge = 2 ; vert = 3 ; violet = 4 ; bleu ciel = 5).

La RMT par piège varie de 135 MT pour le *Verger* 4 (violet) à 253 MT pour la *Haie composite* 4 (violet) pour une moyenne générale de 201, 8 MT.

D'après les tests réalisés, les groupes de 5 pièges des habitats *Vigne*, *Verger* et *Lisière de bois* sont hétérogènes. Dans l'habitat *Verger*, seul le piège *Verger* 4 diffère significativement des autres par une RMT nettement supérieure. Dans les habitats *Vigne* et *Lisière de bois*, une valeur est également distincte des 4 autres si l'on considère uniquement la RMT. Mais, à la différence de l'habitat *Verger*, les résultats du test de Dunn ne permettent pas de créer deux groupes clairement distincts dans chacun de ces habitats puisque la RMT d'autres pièges est considérée comme intermédiaire (*Vigne* 1, 2 et 4 et *Lisière de bois* 1). Les habitats *Friche herbacée* et *Haie composite* présentent des valeurs de RMT homogènes entre les 5 pièges.

4.3.1.3. Evaluation de l'hétérogénéité de la RMT et de l'Indice de Shannon entre habitats

Malgré le possible biais causé par une hétérogénéité intra-habitat pour les habitats *Vigne*, *Verger* et *Lisière de bois*, la différence de RMT inter-habitat est une piste de travail qui mérite d'être étudiée.

L'Indice de Shannon-Weaver est calculé pour chaque valeur hebdomadaire de RMT afin de compléter les résultats obtenus à partir des tests menés sur la RMT.

Les tests de Kruskal-Wallis et de Dunn sont menés sur les RMT et les Indices de Shannon des 5 habitats afin de mettre en évidence d'éventuelles différences inter-habitat. La Figure 10 affiche les diagrammes à moustaches créées à partir de 10 valeurs (1 par semaine) de RMT (a) et de l'Indice de Shannon par habitat (b) ainsi que les groupes significativement différents mis en avant par le test de Dunn.

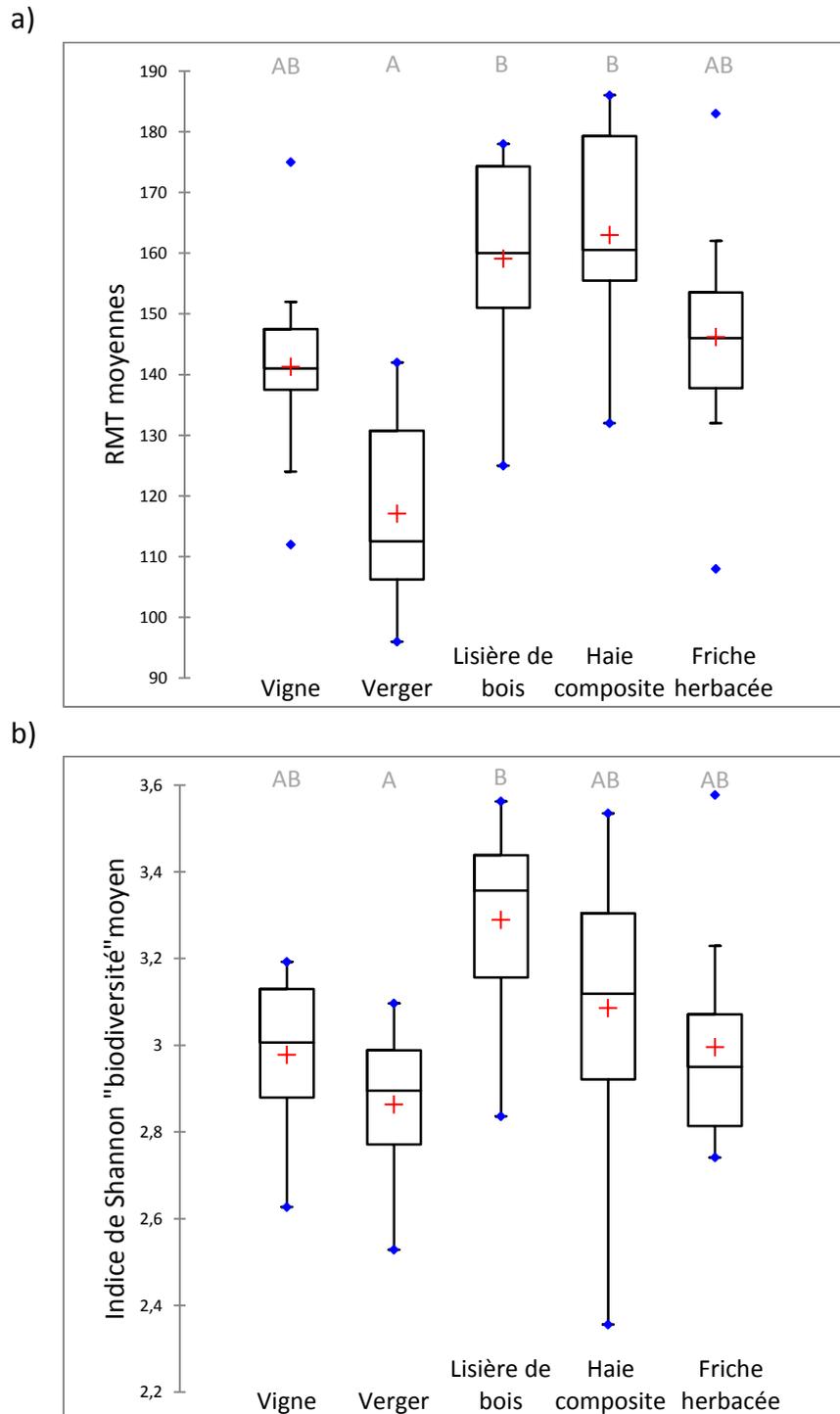


Figure 10 : Diagrammes à moustaches créés à partir de la RMT moyenne (a) et de l'Indice de Shannon moyen (b) de chaque habitat

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

L'habitat *Verger* affiche une RMT moyenne nettement inférieure aux autres habitats : 117, 1 MT vs 141,3 MT (*Vigne*) ; 146,2 MT (*Friche herbacée*) ; 159,1 MT (*Lisière de bois*) et 163 MT (*Haie composite*). Cette valeur est jugée significativement différente des valeurs de RMT moyennes des habitats *Lisière de bois* et *Haie composite* bien que ces dernières présentent des bornes inférieures d'écart type très basses.

Les RMT moyennes 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*.

Les Indices de Shannon moyens des 5 habitats confirment ces constats. Cependant, à la différence des tests menés sur la RMT moyenne, l'habitat *Haie composite* n'est pas significativement différent de l'habitat *Verger* lorsque l'on considère l'Indice de Shannon moyen. Ceci s'explique par la longue borne inférieure de son écart type qui tire la moyenne vers le bas.

Ces résultats sont dus à la capture massive d'un morphotype lors des semaines 2 (3180 individus) et 5 (505 individus) pour deux pièges situés dans cet habitat (Annexe 11).

4.3.1.4. Evaluation de l'hétérogénéité de la RMT par Ordre entre habitats

Les RMT sont mesurées pour les principaux Ordres. Ces valeurs de RMT par Ordre sont soumises à la même combinaison de tests afin d'étudier plus précisément le lien entre l'habitat et la RMT des Ordres les mieux représentés dans cette étude.

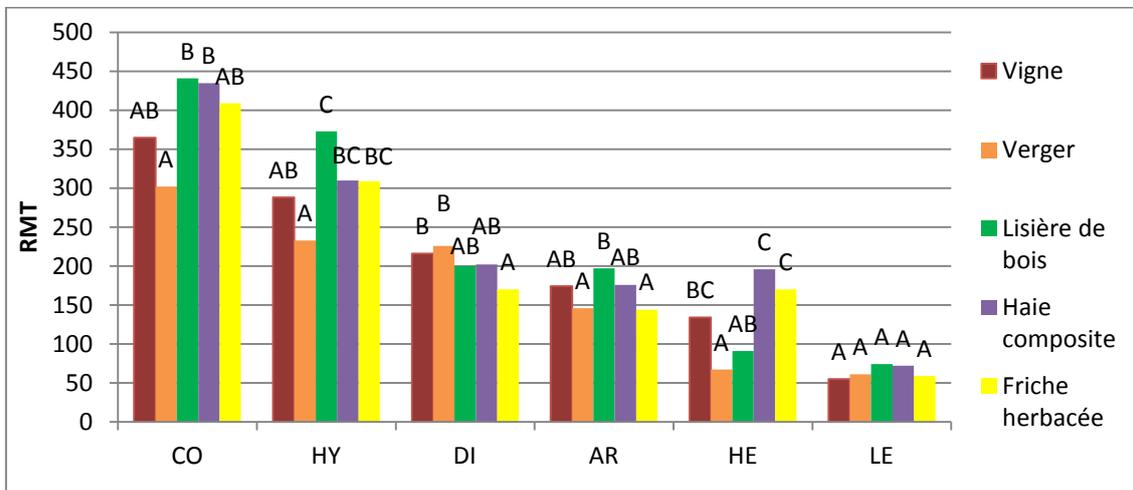


Figure 11 : RMT par Ordre et par habitat + Groupes formés après le test de Kruskal-Wallis et le test bilatéral de Dunn

(CO : Coléoptères ; HY : Hyménoptères ; DI : Diptères ; AR : Aranéides ; LE : Lépidoptères ; HE : Hétéroptères)

Pour les Coléoptères, les différences significatives suivent exactement la même tendance que lorsque l'on considère la RMT totale. Les RMT des Hyménoptères et des Hétéroptères suivent également une tendance similaire à celle décrite dans le paragraphe précédent. En revanche, pour les Hyménoptères, les valeurs de RMT de l'habitat *Verger* sont significativement différentes avec les habitats *Lisière de bois*, *Haie composite* et *Friche herbacée* et pour les Hétéroptères, avec les habitats *Vigne*, *Lisière de bois* et *Friche herbacée*.

Pour ces trois Ordres, l'habitat *Verger* affiche des valeurs de RMT inférieures aux autres habitats.

Concernant les Aranéides, les vergers semblent avoir un effet négatif sur la RMT mais les friches herbacées affichent des valeurs plus faibles encore. Les RMT des Aranéides de ces deux habitats sont significativement différentes de celle de l'habitat *Lisière de bois*.

L'habitat *Friche herbacée* semble désavantageux pour la RMT des Diptères à l'inverse des habitats cultivés (*Vigne* et *Verger*). Dans le cas des Diptères, les haies et lisières de bois affichent des valeurs de RMT intermédiaires.

La RMT des Lépidoptères est homogène entre les habitats.

4.4. Influence de la structure paysagère sur la biodiversité des arthropodes

4.4.1. Evaluation du lien entre la structure paysagère et les variables « biodiversité »

Afin de révéler un éventuel lien entre la structure paysagère et la biodiversité des arthropodes, les relations entre les variables paysagères et les variables « biodiversité » sont détectées grâce au test de Spearman. Ces corrélations sont évaluées à chaque rayon de caractérisation paysagère autour des postes de piégeage (200m, 150m, 100m et 50m).

Le Tableau 1 résume l'ensemble des coefficients de corrélations (R^2) mis en évidence par le test de Spearman. La matrice des corrélations complète est présentée dans l'Annexe 13.

Tableau 1 : Récapitulatif des coefficients de corrélation de Spearman significatifs ($\alpha = 0,05$) entre variables « arthropodes » et paysagères aux 4 rayons d'étude. (AB. = Abondance)

	Rayon 200m			Rayon 150m		Rayon 100m	Rayon 50m	
	Verger 200m	Route 200m	Variabilité 200m	Verger 150m	Route 150m	Verger 100m	Verger 50m	Surface libre 50m
AB.	-0,521	-0,539	-0,456	-0,450	-0,402	-0,431		0,437
RMT	-0,480	-0,450		-0,414		-0,462	-0,455	0,420

A tous les rayons d'étude considérés, les vergers sont corrélés négativement sur l'Abondance et la RMT des arthropodes.

Les infrastructures routières sont également corrélées négativement avec les indices de biodiversité des arthropodes dans un rayon de 200m. A 150m, seule l'Abondance est influencée significativement par les routes.

Au rayon maximal de 200m, le nombre d'habitats (Variabilité) est corrélé négativement à l'Abondance en arthropodes. A proximité du piège, c'est la surface libre (non-digitalisée) qui est liée positivement aux Indices de biodiversité des arthropodes.

4.4.2. Evaluation du lien entre la structure paysagère et la RMT par Ordre

Afin d'évaluer si la RMT par Ordre suit les mêmes tendances que la RMT totale, le lien entre la structure paysagère et la RMT par Ordre a été évalué à l'aide du test de Spearman. Les coefficients de corrélations significatifs sont regroupés dans le Tableau 2 (page suivante) et la matrice des corrélations complète est accessible dans l'Annexe 13.

Presque toutes les corrélations significatives entre les RMT par Ordre et les variables paysagères sont négatives. La plus forte corrélation est cependant positive (RMT Aranéides vs friche arborée 200m = 0,622).

Les Diptères, les Aranéides, les Lépidoptères et les Ordres les moins représentés (Autres) ne sont pas impactés par l'arboriculture. Les Vergers ont une influence négative sur les autres Ordres à tous les rayons d'étude, excepté sur les Hétéroptères à 150 et 100m et sur les Homoptères à 100 et 50m. Les surfaces libres semblent influencer négativement les Lépidoptères dans un rayon de 200m alors qu'elles leur sont favorables dans un rayon proche (50m), comme pour les Diptères. Ces surfaces sont corrélées négativement avec les Orthoptères sur une distance de 150m.

Les « Autres Ordres » sont, avec les Homoptères, corrélés négativement aux cultures annuelles, respectivement sur des rayons de 200 et 150m.

Les routes et les chemins ont une influence négative dans les plus grands rayons de l'étude, sur les Homoptères (200 et 150m) et les Hyménoptères (200m).

Les surfaces forestières influencent positivement la RMT des Lépidoptères dans un rayon de 100m autour des pièges mais ont l'effet inverse sur les Hétéroptères.

Tableau 2 : Récapitulatif des coefficients de corrélations de Spearman significatifs ($\alpha = 0,05$) entre variables paysagères et RMT par Ordre aux 4 rayons d'étude.

(SL : Surface libre non digitalisée ; CA : Culture annuelle ; FA : Friche Arbustive ; CO : Coléoptères ; HY : Hyménoptères ; DI : Diptères ; AR : Aranéides ; LE : Lépidoptères ; HE : Hétéroptères ; HO : Homoptères ; OR : Orthoptères ; Autres : Ordres restants).

		RMT CO	RMT HY	RMT DI	RMT AR	RMT LE	RMT HE	RMT HO	RMT OR	RMT Autres
Rayon 200m	Verger 200m	-0,482	-0,506				-0,401	-0,489	-0,469	
	CA 200m									-0,437
	SL 200m					-0,447				
	FA 200m				0,622					
	Route 200m		-0,456							
	Chemin 200m							-0,437		
Rayon 150m	Verger 150m	-0,401	-0,426					-0,455	-0,468	
	SL 150m								-0,471	
	CA 150m							-0,421		
	Chemin 150m							-0,490		
Rayon 100m	Verger 100m	-0,471	-0,429						-0,524	
	Forêt 100m					0,415	-0,406			
Rayon 50m	Verger 50m	-0,471	-0,422				-0,431		-0,560	
	SL 50m			0,453		0,507				

4.4.3. Vérification de l'hétérogénéité de la structure paysagère des 25 sites de piégeage

Pour s'assurer de la validité des résultats précédemment présentés, la possible hétérogénéité de la structure paysagère autour des 25 postes de piégeage est mesurée (rayon de 200m).

Un test de Kruskal-Wallis et un test bilatéral de Dunn sont appliqués aux variables paysagères de tous les postes de piégeage. Aucune différence significative n'a été révélée par ces tests (Ho acceptée à $\alpha = 0,05$). La structure paysagère est donc homogène entre les 25 postes de piégeage.

5. Discussion

Cette étude a dégagé une tendance négative entre l'arboriculture et la biodiversité des arthropodes (Figures 6 et 10).

Les habitats *Haie composite* et *Lisière de Bois* affichent des valeurs d'Abondance et de RMT nettement plus élevées que les trois autres (Figures 6 et 10). Leur lien avec la biodiversité n'est cependant pas révélée par l'étude axée sur la structure paysagère car ces deux habitats sont trop peu représentés (aucune haie composite et peu de parcelles boisées). Par ailleurs, l'approche de la biodiversité à travers la structure paysagère n'a pas permis de dégager de fortes corrélations. Ce manque s'explique peut être par d'autres caractéristiques paysagères et écologiques qui n'ont pas été prises en compte dans ces travaux (cf. § 5.1.3.).

Le travail mené sur la RMT par Ordre a permis de mettre en évidence l'intérêt des Coléoptères et des Hyménoptères comme de possibles indicateurs de la biodiversité des arthropodes (Figure 11). Dans une perspective de réorientation de la méthode RBA vers des objectifs plus précis, il semble qu'ils puissent être des sujets de choix.

Les résultats les plus significatifs de l'étude apportent des informations utiles afin de réfléchir à des aménagements stratégiques ciblés. D'autres ont révélé la nécessité de faire évoluer le protocole expérimental afin de répondre efficacement aux objectifs de ces prochaines années.

5.1. Un protocole expérimental adapté mais perfectible

5.1.1. Les avantages du réseau de piégeage et de la méthode RBA

Le projet prévoit chaque année, une campagne de relevés des arthropodes effectuée par des stagiaires de Master 2, accompagnée d'aménagements écologiques au sein du vignoble. Des études menées sur l'avifaune, les microorganismes du sol et les ravageurs de la vigne sont également planifiés. Afin de mener à bien l'ensemble de ses travaux, il est indispensable de respecter les délais impartis. Ainsi, bien que cela puisse paraître insuffisant, le nombre de pièges choisi (25) est en adéquation avec les conditions fixées par le projet, les contraintes liées aux relevés des échantillons (cf. § 3.1.2.) et les périodes de stage.

Par ailleurs, l'association de deux types de pièges sur chaque poste de piégeage permet d'optimiser l'échantillonnage (cf. § 1.2.6.).

De la même manière, comme il a été abordé précédemment, la méthode RBA est adaptée au calendrier chargé par le gain de temps qu'elle propose, d'autant plus que l'identification simplifiée des arthropodes est jugée fiable par de nombreux auteurs. Oliver et Beattie (1993) ont démontré à travers une étude portant sur les araignées, les fourmis et les polychètes, que l'estimation de la richesse spécifique évaluée à partir de cette méthode est similaire à celle obtenue à partir d'une méthode officielle allant jusqu'à la reconnaissance de l'espèce. Les travaux de Pik *et al.* (1999) menés sur les fourmis et ceux de Cotès *et al.* (2010) sur les coccinéidés d'une oliveraie confirment ces affirmations. Bien que cette méthode ne fasse pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique, les niveaux taxonomiques supérieurs à l'espèce sont reconnus comme pouvant être de très bons indicateurs de la biodiversité globale (Duelli et Obrist, 2003) et semblent donc parfaitement adaptés au projet BioDiVine.

5.1.2. Les limites du réseau de piégeage et de la méthode RBA

5.1.2.1. Une seule année « référence »

Cette année « référence » pour le projet consiste à évaluer la biodiversité à l'intérieur de 5 types d'habitats représentatifs de la zone d'appellation des Costières de Nîmes. Les résultats permettent de connaître le lien entre la biodiversité et ces habitats et apportent des renseignements sur des possibles pistes de travail pour la suite du projet. L'ensemble des pièges sera relocalisé sur des parcelles strictement viticoles dès la deuxième année afin de se focaliser sur la biodiversité inféodée à ce type de milieu. L'étude de la structure paysagère environnante et d'autres variables susceptibles d'avoir un impact déterminant sur la richesse en arthropodes sera élaborée sur la base des résultats de cette première année (cf. § 5.1.3.1.).

Une seule année « référence » est cependant insuffisante pour garantir une bonne représentativité des populations d'arthropodes qui sont sujets à de fortes variations interannuelles. Mais, une nouvelle fois, le délai de quatre ans fixé par le projet ne permet pas de prolonger ces mesures qui seront donc destinées à évaluer au sens large, le lien entre habitat et biodiversité et la pertinence du protocole expérimental pour répondre aux objectifs du projet.

5.1.2.2. Les phénomènes de « lumping » et de « splitting »

La méthode RBA peut être à l'origine de certains biais reconnus. En effet, plusieurs espèces à la morphologie et à la couleur similaires peuvent être regroupées en un seul morphotype ; c'est l'effet lumping.

A l'inverse, une espèce peut regrouper des individus aux morphologies ou aux couleurs différentes (dimorphisme sexuel ou lié au stade de développement) ; c'est l'effet splitting.

Ces phénomènes font partie des biais empêchant la comparaison de deux études menées par des techniciens différents.

Dans cette étude, l'identification s'est donc limitée à un seul sexe et au stade adulte (Oliver et Beattie, 1993).

5.1.2.3. Un manque de standardisation de la méthode RBA entre les sites partenaires du projet

A l'inverse de la taxonomie descriptive, la méthode RBA ne permet pas l'obtention de morphotypes standardisés qui faciliteraient l'échange d'informations et les possibilités de comparaison entre des études menées par des parataxonomistes différents (Dall, 1997, Ward et Larivière, 2004). En vue de limiter l'effet de ce biais lié à la méthode RBA, les critères de détermination ont été sélectionnés sur la base d'un accord commun entre les différents partenaires du projet afin de favoriser la standardisation de la reconnaissance des arthropodes entre les 7 sites du projet. Un guide de détermination sous forme de base de données standardisée est actuellement à l'étude afin de pallier à ce manque pour les trois prochaines années du projet.

5.1.2.4. Piégeage des arthropodes : quel biais lié aux pièges choisis ?

Le piège aérien peut être considéré comme très légèrement sélectif par sa couleur jaune et la présence de plaques transparentes « d'interception » qui privilégient les arthropodes mobiles et rapides tels que les Coléoptères et Hyménoptères (Duelli et Obrist, 2005). Ces derniers sont en effet les Ordres les plus échantillonnés mais cela peut également s'expliquer par le simple fait qu'ils constituent les deux Ordres les mieux représentés de la Classe des insectes (Guenser, 2008). Cependant, plusieurs études menées sur l'efficacité des systèmes de capture ont démontré que l'association de ce piège aérien avec le piège à fosse garantissait la capture de populations représentatives de l'ensemble des arthropodes d'une zone donnée (Duelli *et al.*, 1999 ; Duelli et Obrist, 2003, 2005).

5.1.3. Des variables supplémentaires à considérer

L'importante surface de la zone d'étude rend délicate l'implantation du réseau de piégeage dans des conditions climatiques homogènes. Or, les effectifs d'arthropodes sont régis par les variations climatiques locales. La forte baisse d'abondance perceptible en semaine 7 (Figure 8) fait suite à un fort épisode pluvieux de trois jours consécutifs. Ces résultats semblent confirmer l'influence du climat sur les populations d'arthropodes et mènent à s'interroger quant à l'utilité de mesurer certaines variables climatiques telles que la température et la pluviométrie. Même si le faible nombre de stations météorologiques en Costières de Nîmes ne permettrait pas d'obtenir des valeurs localisées, ces données méritent d'être exploitées.

La composition floristique d'une zone donnée influence également les populations d'arthropodes car la végétation constitue une ressource alimentaire pour nombre d'entre eux représentés par les pollinisateurs et les herbivores (Duelli et Obrist, 2005). Des relevés botaniques sont alors nécessaires afin d'expliquer au mieux la possible hétérogénéité spatiale des populations d'arthropodes (Duelli *et al.*, 1999). Si, par manque de temps et d'argent, il est impossible de mettre en place ce suivi botanique, l'atlas floristique mis en place par l'association Gard Nature peut s'avérer être un outil intéressant. La collaboration établie en 2011 entre l'I.F.V. et cette association doit ainsi être maintenue afin que le projet BioDiVine bénéficie de l'ensemble des compétences naturalistes disponibles sur le site des Costières de Nîmes.

Il n'est plus à démontrer que les pratiques agricoles traditionnelles (Lubchenco, 1991) et notamment l'utilisation peu raisonnée de produits phytosanitaires (Freemark et Boutin, 1995) influencent la biodiversité des agroécosystèmes. L'impact des cultures arboricoles sur la biodiversité mis en avant dans cette étude appuie ces constats. L'hétérogénéité de la RMT intra-verger tend également à illustrer ces affirmations (Figure 9). En effet, la RMT nettement inférieure des pièges *Verger 1, 2 et 3* par rapport au piège *Verger 4* peut s'expliquer par une gestion moins raisonnée de ces parcelles (1, 2 et 3) et une densité de plantation plus forte. La prise en compte des pratiques agricoles sur les parcelles dans lesquelles sont placés les pièges semblent donc judicieuse afin d'évaluer leur effet sur la biodiversité des arthropodes. Cette démarche a été entreprise dès la première année puisqu'un questionnaire relatif à l'itinéraire cultural et au mode de traitement a été envoyé aux agriculteurs partenaires du projet (Annexe 14). Par manque de temps, ce volet de l'étude n'a pu être poursuivi mais le sera très probablement dès l'automne 2011 et devrait, si possible, englober les parcelles environnantes à un poste de piégeage.

5.2. Le lien entre l'habitat et la biodiversité : des résultats attendus, d'autres encourageants

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).

Dans cette étude, malgré les prédictions pessimistes, les parcelles viticoles présentent un niveau de biodiversité convenable, similaire à celui des friches herbacées, reconnues favorables à la biodiversité à travers leur diversité floristique (Ponce *et al.*, 2011). Ces résultats doivent être pondérés par le fait que la majorité des agriculteurs (4/5) ayant mis à disposition ces parcelles de vigne pratique une agriculture biologique ou raisonnée. De plus, il semblerait que l'hétérogénéité de la RMT intra-vigne soit causée par une faible valeur de RMT pour la seule parcelle gérée de façon conventionnelle (*Vigne 3* dans Figure 9). Ces observations confirment l'intérêt d'intégrer une variable « pratique culturale » dans les futures mesures de biodiversité.

Le caractère polyculturel des Costières de Nîmes assure la présence de nombreuses friches herbacées qui accueillent une importante quantité d'arthropodes (Figures 6 et 10). Reconnues comme étant favorables aux insectes pollinisateurs (Kuussaari *et al.*, 2011), elles s'avèrent ainsi bénéfiques aux cultures arboricoles environnantes pour lesquelles le manque de pollinisateurs peut faire défaut (source personnelle).

Sur la base des résultats de l'étude, les bosquets résiduels et les haies composites sont, sans surprise (Harvey *et al.*, 2005), d'excellents réservoirs de biodiversité qu'il est indispensable de renforcer en Costières de Nîmes. Plantées récemment (cf. § 3.1.1.), les haies composites n'ont pas encore atteint leur taille optimale, ce qui laisse présager que les valeurs de RMT de ces habitats sont susceptibles d'évoluer favorablement. Les résultats obtenus pour le piège situé dans une haie plantée deux ans avant les autres (piège 15) confirment cette hypothèse (Figure 6).

5.3. Expliquer la biodiversité par la structure paysagère : une aide efficace pour orienter les futurs aménagements écologiques

Une fois encore, l'effet de l'arboriculture sur les variables « biodiversité » apparaît évident et ce, à toutes les échelles considérées dans un rayon de 200m (Tableau 1). Ce deuxième volet de l'étude apporte ainsi une précision quant à l'impact des vergers sur la diversité des arthropodes en mettant en avant cette influence sur des surfaces relativement importantes (jusqu'à 11, 5 ha = surface d'un cercle de 200m de rayon). L'effet de l'arboriculture se ressent donc à l'échelle multi-parcellaire.

Les infrastructures routières ne semblent pas sans conséquences sur la biodiversité des arthropodes. Cet effet paraît ne pas être lié à la surface naturelle perdue au profit de ces infrastructures car les chemins et surfaces bâties ont également été construits au détriment des surfaces naturelles mais ne présentent aucune corrélation significative avec la RMT des arthropodes (Annexe 13). Cependant, la fréquentation à laquelle sont sujettes les routes (supérieure à celle des chemins) et leur caractère linéaire (à l'inverse des bâtiments) ont un effet de fragmentation et d'isolement des habitats qui peut expliquer ces résultats (Coffin, 2007). Les routes peuvent aussi impacter directement les arthropodes par diminution des populations végétales due à la pollution par les pots d'échappement (Bignal *et al.*, 2007), par collisions avec les

automobiles et par le souffle ou les nuisances sonores que provoquent le passage de ces dernières.

A proximité des postes de piégeage (rayon de 50m), les surfaces qualifiées de « libres » représentées 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 pouvoir tampon face à la diffusion des pesticides (Moonen et Marshall, 2001) ou à leur rôle d'abri pour l'hivernage des arthropodes (Pfiffner *et al.*, 2000).

D'après les tests statistiques, la structure paysagère est jugée homogène entre les 25 pièges ce qui tend à nuancer les résultats obtenus (cf. § 4.4.3.). Il est conseillé pour les prochaines campagnes de relevés d'implanter dans la mesure du possible, le réseau de piégeage dans des sites dont les structures paysagères sont hétérogènes. Une analyse cartographique avant la prochaine campagne de relevés permettrait d'identifier ces zones. Ceci permettra de comparer plusieurs organisations paysagères entre elles afin d'évaluer avec certitude quelle est la plus optimale à la biodiversité des arthropodes, et inversement.

A l'image d'études précédentes (Duelli et Obrist, 1998 ; Jeanneret *et al.*, 1999), les Indices d'Hétérogénéité et de Variabilité paysagère ainsi que l'Indice de Shannon « paysage » n'ont pas donné de résultats satisfaisants. Ils n'apportent donc aucun complément à cette étude.

5.4. La RMT par Ordre : un raccourci envisageable?

Cette année de lancement du projet a également pour but d'optimiser le protocole expérimental qui peut être amélioré. Restreindre l'étude à certains Ordres d'arthropodes tout en poussant l'identification jusqu'à la famille ou l'espèce est une piste envisageable qui mérite d'être étudiée.

Dans cette étude, les Coléoptères et les Hyménoptères se présentent comme les Ordres les plus fiables afin de caractériser la RMT globale et son évolution d'un habitat à un autre (Figure 11, Tableau 2 et Annexe 10). Ces deux Ordres concentrent près de 40% de l'abondance totale des arthropodes de l'étude (Annexe 10) et regroupent les trois guildes identifiées chez les insectes : les herbivores, les carnivores et les pollinisateurs (Duelli et Obrist, 2005). Une étude axée sur les seuls Coléoptères et Hyménoptères est donc envisageable et ne restreint pas une possible identification jusqu'à la famille ou l'espèce

Les Hétéroptères et les Diptères peuvent constituer de bons compléments (Annexe 10). Cependant, des travaux ciblés uniquement sur les Diptères ne semblent pas recommandés car cet Ordre se répartit de façon très différente de la RMT totale entre les 5 types d'habitats (Figure 10a vs Figure 11) et n'affiche quasiment aucune corrélation significative avec les variables paysagères (Tableau 2). De plus, en vue d'une éventuelle reconnaissance jusqu'à l'espèce, leur identification est reconnue comme particulièrement difficile (source personnelle).

En vue d'élargir une potentielle étude à des Classes différentes de celle des Insectes, il peut être judicieux de considérer les Arachnides (Ordre des Aranéides) que certains reconnaissent comme des indicateurs fiables de la biodiversité globale (Jung *et al.*, 2008). Néanmoins, les résultats obtenus pour l'Ordre des Aranéides (Tableau 2 et Annexe 11) n'ont pas permis de confirmer ces affirmations et soulignent la nécessité d'identifier les Araignées jusqu'à la famille ou l'espèce, comme le recommandent Jung *et al.* (2008).

Hormis l'influence des vergers et des cultures annuelles, les Homoptères, les Orthoptères et les autres Ordres d'arthropodes ne mettent pas en avant des tendances significatives. De plus, ils ne représentent qu'une petite partie du nombre total d'arthropodes et ne seront donc pas retenus comme de bons indicateurs de biodiversité globale pour le projet.

Malgré les corrélations intéressantes obtenues avec la RMT totale (Annexe 11), il en va de même pour les Lépidoptères qui ne peuvent être jugés fiables du fait de la méthode de piégeage qui n'a capturé que des espèces nocturnes.

Le protocole expérimental retenu pour cette étude semble donc adapté aux objectifs fixés notamment en ce qui concerne le réseau de piégeage et le respect des délais. Il est cependant possible d'envisager des modifications afin d'intégrer des variables complémentaires pour renforcer la caractérisation de la biodiversité et de la structure paysagère.

Repenser en partie la méthode RBA en y intégrant une identification jusqu'à l'espèce pour certains Ordres d'arthropodes serait un moyen de comparer les résultats obtenus concernant la biodiversité entre les sites partenaires du projet. Une reconnaissance au niveau spécifique permettrait également d'envisager des approches *via* les groupes fonctionnels (Ward et Larivière, 2004). Ceci pourrait être un objet d'étude judicieux afin de considérer la biodiversité fonctionnelle et envisager des aménagements directement bénéfiques au vignoble. Néanmoins, il est indispensable de s'assurer que ces ajustements ne remettent pas en cause l'avantage principal de la méthode en la rendant plus complexe et par conséquent, plus longue. Cette possibilité sous entend donc l'augmentation des moyens humains. Ceci est envisageable si des partenariats concrets sont établis avec des associations naturalistes (cf. § 5.7.).

Pour s'assurer de mettre en place un suivi expérimental efficace et développer un réseau d'acteur cohérent, le projet BioDiVine semble limité dans le temps et nécessiterait d'être prolongé.

5.5. Quelles avancées pour les futurs aménagements prévus dans le projet BioDiVine ?

La méthodologie employée pour caractériser le lien entre l'habitat ou la structure paysagère et la biodiversité des arthropodes a permis de dégager des résultats utiles afin de guider les futurs aménagements prévus dans le projet.

Il apparaît évident d'orienter ces derniers autour des parcelles cultivées (notamment les vergers) en renforçant le nombre de bosquets présents en Costières et en implantant un réseau de haies composites de façon à assurer la connexion entre chacun d'entre eux. Il est donc nécessaire de répondre favorablement à l'attente de certains agriculteurs désireux de mettre en place des parcelles boisées en leur conseillant l'emploi d'espèces caducifoliées. En effet, ceci n'a pas été évoqué jusque là mais l'hétérogénéité mesurée à l'intérieur de l'habitat *Lisière de bois* semble être due aux faibles valeurs obtenues pour un seul des 5 pièges (*piège 3*) implanté dans une pinède, à l'inverse des quatre autres (Figure 9).

Des jachères fleuries seront également prévues afin d'optimiser les nombreuses surfaces mises en friche temporaire dans l'Appellation dont l'influence bénéfique sur la biodiversité peut être améliorée. Ces travaux se feront en collaboration avec les gestionnaires de la ZPS « Costières Nîmoises » afin que les aménagements qui en découlent soient également bénéfiques à l'avifaune locale.

Les tournières, les fossés et les bordures de champs représentent des surfaces aménageables importantes (6% de la surface totale considérée dans cette étude) qui feront également l'objet de

semis adaptés dont l'efficacité sur les populations d'arthropodes a déjà été prouvée (Asteraki *et al.*, 2004).

En Costières de Nîmes, les aménagements seront orientés vers l'ensemencement de ces deux types d'espaces (friche et espaces « libres ») plutôt que sur des mesures d'enherbement parcellaire. Ces dernières, déjà mises en place dans le cadre de la Charte environnementale et paysagère, ont mené à des baisses de rendements dues à une trop forte compétition hydro-azotée (source personnelle). Les espèces herbacées à semer seront choisies sur la base des précédents travaux effectués dans le cadre de la Charte environnementale et paysagère. Des espèces favorables aux populations antagonistes des ravageurs de la vigne (Berndt *et al.*, 2006), des vergers (Rieux *et al.*, 1999) et des cultures annuelles (Lavendero *et al.*, 2006) seront également sélectionnées en partenariat avec les agriculteurs.

5.6. Proposition d'aménagement et modalités d'application

Si l'on considère le rayon d'étude du piège 21 (Figure 12) comme un futur site aménageable, plusieurs propositions peuvent être faites à partir des résultats de cette première année d'étude. La zone choisie est caractéristique du paysage des Costières puisqu'elle est dominée par la vigne et les vergers auxquels se mêle une grande friche. Les parcelles sont découpées par de nombreux chemins de terre.

Afin d'optimiser au mieux leurs surfaces de production, il est difficile pour les agriculteurs de réserver une part de terre arable pour y planter des arbres. L'implantation des bosquets ne peut donc se faire que sur des sites jugés disponibles par le propriétaire. Dans ce cas, trois emplacements de taille différente sont proposés (parcelles violettes) : le premier se situe sur un verger sur le point d'être arraché (à droite) ; un deuxième sur une large bande non exploitée (au centre) et un dernier, plus gros, installé sur une petite partie de la parcelle en friche, laissant le reste disponible pour une future exploitation.

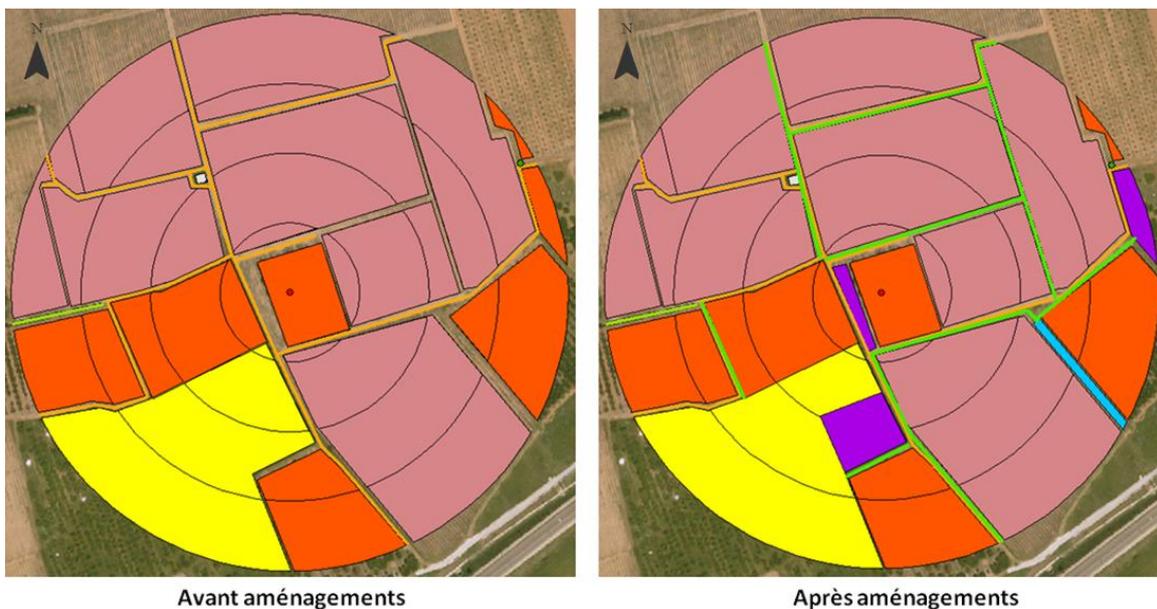


Figure 12 : Types d'aménagements envisageables à partir des résultats de l'étude (Echelle = 1:2500^{ème}, Légende : mauve = vigne ; orange = verger ; jaune = friche herbacée ; violet : parcelle boisée plantée ; bleu = ensemencement bordures de champ ; trait beige = chemin de terre ; trait vert = haie composite).

Ces trois parcelles boisées pourraient être interconnectées au moyen d'un réseau de haies composites installées en bord de chemin pour profiter de l'espace créé par ces voies d'accès et ne pas encombrer les zones de tournières (traits vert clair). Un bord de champ suffisamment large peut être semé d'espèces herbacées adaptées et ainsi optimiser l'espace inter-champ sans entraver les travaux de l'agriculteur (bande bleu ciel).

Compte tenu de la relocalisation du réseau de piégeage dans des parcelles viticoles dès l'année prochaine, les premiers aménagements prévus pour le printemps 2012 devraient être orientés vers certaines des parcelles de vignes sélectionnées cette année. Ceci permettrait, à travers les mesures de biodiversité des trois prochaines années de mettre en place un suivi de l'efficacité des aménagements. Deux parcelles viticoles non aménagées constitueraient un témoin fiable et permettraient, par comparaison avec les parcelles aménagées, de juger de l'efficacité des installations.

La mise en place de ces aménagements étant basée sur le volontariat des agriculteurs (aucune subvention prévue hors aménagement), une collaboration active entre l'I.F.V. et ces derniers est indispensable pour garantir la mise à disposition d'emplacements judicieux. Il convient alors d'inciter les agriculteurs à intégrer la logique écologique de la zone et les gestionnaires à prendre en compte le fonctionnement de l'exploitation agricole. Il est donc logique d'associer les agriculteurs à l'élaboration des plans de gestion pour leur donner les moyens de comprendre la politique des gestionnaires et percevoir l'ensemble de leur exploitation comme une ressource potentielle.

Cette démarche est uniquement basée sur un engagement volontaire des agriculteurs. Pour garantir leur satisfaction et s'assurer de la durabilité de telles mesures, il est important que cette réorganisation de l'espace soit bénéfique au système de production agricole. Le volet axé sur la biodiversité fonctionnelle semble alors incontournable pour faire valoir l'intérêt d'améliorer les potentialités écologiques de leur exploitation.

Pour cela, la méthode RBA n'est pas une méthode adaptée si elle ne prévoit pas une identification jusqu'à l'espèce. Malgré tout, des protocoles expérimentaux simples d'utilisation tels que l'emploi du piège triangulé* peuvent être utilisés afin de caractériser les principaux ravageurs de la vigne (Decante et van Helden, 2006). Une identification des populations d'antagonistes pourrait alors être un bon complément.

Ce type de suivi s'inscrit parfaitement dans une logique de sensibilisation et de collaboration avec les acteurs locaux car il a l'avantage d'être réutilisable ultérieurement par les viticulteurs eux-mêmes afin de contrôler les parcelles les plus menacées par les ravageurs. Leur participation aux futures campagnes de relevés et de mesure de la biodiversité serait un moyen pratique de renforcer leur implication dans le projet.

5.7. Les partenariats à consolider pour s'assurer de l'efficacité du projet

Le territoire des Costières de Nîmes est l'objet d'enjeux multiples qui font intervenir de nombreux acteurs. La mise en application concrète du projet BioDiVine ne doit donc pas reposer uniquement sur la forte collaboration entre l'I.F.V. et les agriculteurs.

BioDiVine peut tout d'abord s'appuyer sur les travaux menés depuis 5 ans par le bureau d'étude « Territoires et paysages » et la communauté d'agglomération Nîmes métropole à travers la Charte paysagère et environnementale des Costières de Nîmes.

Le Bureau d'étude « Territoires et paysages » assiste l'I.F.V. dans sa mission de coordinateur local grâce notamment à ses précédentes expériences à partir desquelles il a pu constituer un réseau d'acteurs efficace et organisé.

Les aménagements prévus dans BioDiVine seront complémentaires de ceux déjà mis en place au travers de la Charte et leur localisation sera décidée afin de favoriser une connectivité écologique encouragée par la Trame Verte et Bleue. Dans cette optique, les résultats obtenus seront communiqués à l'Agence d'Urbanisme et de Développement des Régions Nîmoise et Alésienne et viendront compléter le diagnostic sur le potentiel écologique de l'espace rural des Costières, élaboré en vue de mettre en place le Schéma Régional de Cohérence Ecologique.

Egalement engagé dans ces mesures de valorisation paysagère et écologique, le Syndicat viticole de l'appellation est un partenaire actif du projet. Il est un relais nécessaire entre les producteurs agricoles et les gestionnaires mais joue aussi le rôle de communicant sur le projet à une échelle plus large. En contrepartie, sa participation au projet témoigne de sa volonté de préserver l'équilibre écologique et renforce la bonne image de son appellation.

Par ailleurs, la collaboration avec les gestionnaires des espaces naturels des Costières (Association naturaliste Gard Nature, Centre Ornithologique du Gard, Office National de la Chasse et de la Faune sauvage, ...) est utile pour l'échange de données et de protocoles expérimentaux adaptés. L'accès possible aux compétences naturalistes à travers ces partenariats peut s'avérer très utile en vue d'entreprendre une identification plus détaillée des individus. Au-delà de l'aspect purement pratique, la bonne gestion du territoire passe par une étape essentielle de concertation entre ces différentes structures.

En complément, l'appui scientifique du projet assuré par la cellule Vit'Innov de l'Institut scientifique de la Vigne et du Vin permet de bénéficier d'une approche de terrain rigoureuse.

Les partenariats développés en cette première année du projet doivent donc être maintenus et perfectionnés pour satisfaire les attentes de chacun. Ceci passe par un effort de communication régulier autour du projet BioDiVine qui peut être assuré par la création d'un comité de pilotage local qui pour l'instant, n'a pas été clairement défini.

Conclusion

La situation de l'Appellation « Costières de Nîmes » illustre parfaitement la problématique à laquelle le monde rural est confronté. Indispensables au maintien d'une activité agricole fragilisée, les nécessités de production doivent intégrer des besoins de protection des espaces naturels pour assurer leur durabilité.

Menacé par une agriculture internationale de plus en plus compétitive, l'espace rural des Costières peine à résister au développement urbain nîmois et doit faire face à une « concurrence déloyale » (friches spéculatives, faiblesse des statuts de protection des espaces naturels et cultivés, ...). Premières victimes de cette situation, les agriculteurs sont aujourd'hui engagés dans un système de production dont la durabilité est remise en question. Des alternatives efficaces ont été adoptées par beaucoup d'entre eux mais la grande majorité reste axée sur des modes de production conventionnels.

Pourtant, des actions d'aménagement et de réappropriation du territoire sont possibles et ne nécessitent pas de refonte complète des systèmes d'exploitations qui, pour certains, peut s'avérer décourageante. Les plantations d'espèces végétales adaptées sur des emplacements stratégiques peuvent être par exemple, des solutions intéressantes aux avantages multiples. Ces mesures sont favorables à la biodiversité mais participent également à la remise en valeur culturelle et paysagère du terroir des Costières.

Inscrit dans cette logique de développement territorial, le projet Life + BioDiVine constitue une approche multidisciplinaire pertinente et encourage de tels aménagements favorables au maintien du patrimoine local dont l'agriculture est l'un des principaux garants. Cette première année de travail a permis de mettre en évidence des solutions. Les années suivantes devront confirmer ces résultats et développer la mise en œuvre de réels changements sur le territoire.

A l'interface entre la protection de la biodiversité, la gestion du territoire et le réseau de production viticole, ce projet ne pourra cependant être efficace que s'il est porté par l'ensemble des acteurs locaux. Une action d'animation du projet est dès lors indispensable à sa bonne dynamique. Appuyés par la recherche, les gestionnaires des espaces naturels et les collectivités territoriales se positionnent alors comme des relais importants afin de promouvoir efficacement une évolution vers des modes de gestion plus soutenables.

L'engagement des Syndicats viticoles et des agriculteurs dans le projet BioDiVine et divers programmes de valorisation paysagère et environnementale témoigne du réalisme de la profession face à la non durabilité des pratiques agricoles actuelles.

L'Appellation des Costières de Nîmes et les 6 autres sites partenaires du projet BioDiVine participent ainsi à un effort de changement, nécessaire au renouveau de la viticulture européenne.

Références bibliographiques

▪ Publications scientifiques :

Altieri, M., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**: 19-31.

Asteraki, E.J., Hart, B.J., Ings, T.C., Manley, W.J., 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **102**: 219-231.

Benton, G., Juliet, A., Wilson, V., Wilson, J., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution*, **18**: 4.

Berndt, L.A., Wratte, S., Scarrat, S., 2006. The influence of floral resource subsidies on parasitism rates of leafrollers (Lepidoptera : Tortricidae) in New Zealand vineyards. *Biological Control*, **37**: 50-55.

Bignal, K.L., Ashmore, M.R., Headley, A.D., Stewart, K., Weigert K., 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. *Applied Geochemistry*, **22**: 1265-1271.

Boller, E.F., Häni, F., Poehling, H.M., 2004. Ecological Infrastructures: Ideabook on functional Biodiversity at the farm Level. *Commission on Integrated Production Guidelines and Endorsement*, pp 212.

Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., Bacher, S., 2010. Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. *Biological Conservation*, **143**: 1521-1528.

Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., Lefeuvre, J.C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* **19 (I)**: 47-60.

Burel, F., Baudry, J., 1999. Ecologie du paysage – Concepts, méthodes et applications. *Editions Tec et Doc, Lavoisier*, pp. 360.

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

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, **18**: 117-143.

Coffin, A., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, **15**: 396-406.

Cotes, B., Campos, M., Pascual, P., García, P.A., Ruano, F., 2010. Comparing taxonomic levels of epigeal insects under different farming systems in Andalusian olive agroecosystems. *Applied Soil Ecology*, **44**: 228-236.

Dall, D., 1997. Conservation of invertebrate biodiversity in Australia. Australian National University, Canberra, Australia.

Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V., 2003. Landscape

structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **98**: 21-29.

Decante, D., van Helden, M., 2006. Population ecology of *Empoasca vitis* (Göthe) and *Scaphoideus titanus* (Ball) in Bordeaux vineyards: Influence of migration and landscape. *Crop Protection*, **25**: 696-704.

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

Duelli, 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes. An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **62**: 81-91.

Duelli et Obrist, 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, **7**: 297-309.

Duelli, P., Obrist, M.K., Schmatz, D.R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**: 33-64.

Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **98**: 87-98.

Duelli et Obrist, 2005. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, **19**: 2201-2220.

Ehrlich, P.R., Wilson, E.O., 1991. Biodiversity studies: Science and policy. *Science*, **253**: 758-762.

Ellis, D., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, **16**: 459.

Ernoul, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E., Alard, D., 2005. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns? - A review. *Biological Conservation*, **127**: 1-17.

Feest, A., Aldred, T.D., Jedamzik, K., 2010. Biodiversity quality: A paradigm for biodiversity. *Ecological Indicators*, **10**: 1077-1082.

Ferraro S.P., Cole F. A., 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos-revisited. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**: 1031-40.

Fiedler, A., Landis, D.A., Wratten, S.D., 2008. Maximizing ecosystem services from conservation biological control : The role of habitat management. *Biological Control*, **45**: 254-271.

Forman, R.T.T., 1995. Land mosaics. The ecology of landscape and regions. *Cambridge University Press*, 632 p.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation*, **142**: 238-243.

Grégoire, S., Bazile, F., 2005. La diffusion du silex des Costières du Gard au Paléolithique supérieur - Paléontologie humaine et préhistoire (Archéologie préhistorique). *R. Palevol*, **4**: 413-419.

- Hanski, I., Gaggiotti, O.E., 2004. *Metapopulation Ecology, Genetics and Evolution* (editions Hanski, I., Gaggiotti, O.E.). Academic Press, San Diego.
- Harvey, C.A., Villanueva, C., Villac, J., Chaco, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gómez, R., Taylor, R., Martinez, J., Navas, A., Saenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Perez, A., Ruiz, F., López, F., Lang, I., Sinclair, F.L., 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **111**: 200-230.
- Hilty, J., Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, **92**: 185-197.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Herzog, F., Walter, T., 2003. The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation*, **11**: 213–220.
- Jung, M-P., Kim, S-T., Kim, H., Lee, J-H., 2008. Biodiversity and community structure of ground-dwelling spiders in four different field margin types of agricultural landscapes in Korea. *Applied Soil Ecology*, **38**: 185-195.
- Kim, K.E.C., 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation*, **2**: 191-214.
- Kindlmann, P., Burel, F., 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, **23**: 879-890.
- Krell, F.T., 2004. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies – pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 795-812.
- Lavendero, B., Wratten, S., Didham, K., Gurr, G., 2006. Increasing floral diversity for selective enhancement of biological control agents: A double-edged sword? *Basic and Applied Ecology* **7**: 236-243.
- Lenda, M., Skórka, P., 2010. Patch occupancy, number of individuals and population density of the Marbled White in a changing agricultural landscape. *Acta Oecologica*, **36** : 497-506.
- Lubchenco J., Olson, L., Brubaker, B., Carpenter, S.R., Holland, M.M., Hubell, S.P., Levins, S.A., MacMahon, J.A., Matson, M.A., Melillo, J.M., Mooney, H.A., Peterson, C.H., Pulliam, H.R., Real, L.A., Regal, P.J., Risser, P.J., 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology*, **72**: 371-412.
- Marino, P.D., Landis, D.A., 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications* **6**: 276–284.
- Mc Neely, J.A., Miller, K.R., Ried, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B., 1990. *Conserving the world's biological diversity*. Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Merriam, G., 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Proceedings of the International Association of Landscape Ecology*, **1**: 5-15
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, 86 p.

- Moonen, A.C., Marshall, E.J.P., 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.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, **4**: 355–364.
- Oliver, I., Beattie, A.J., 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, **7**: 3.
- Oliver, I., Beattie, A.J., 1996. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, **6**: 594-607.
- Paoletti, M.G., 1995. Biodiversity, traditional landscapes and agroecosystem management. *Landscape and Urban Planning*, **31**: 117-128.
- Paoletti, M.G., 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**: 1-18.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **78**: 215-222.
- Pik, A.J., Oliver, I., Beattie, A.J., 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology*, **24**: 555-562.
- Ponce, C., Bravo, C., García de León, D., Magana, M., Alonso, J.C., 2011. Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **141**: 193-201.
- Querner, P., Bruckner, A., 2010. Combining pitfall traps and soil samples to collect Collembola for site scale biodiversity assessments. *Applied Soil Ecology*, **45**: 293-297.
- Rees, C.J.C., 1983. Microclimate and the flying Hemiptera fauna in a primary lowland rainforest of Sulawesi. In Sutton, S.L., Whitmore, T.C., Chadwick, A.C. Tropical rain forest : Ecology and Management. *Blackwell scientific publications*, Oxford, England, pp. 121-136.
- Rieux, R., Simon, S., Defrance, H., 1999. Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **73**: 119-127.
- Ryszkowski, L., Karg, J., Margarit, G., Paoletti, M.G., Zlotin, R., 1993. Above ground insect biomass in agricultural landscapes of Europe. *Landscape Ecology and Agroecosystems*, Lewis Publishers, Ann Arbor, pp. 71-82.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Leroy Hoff, N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Wall, D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the year 2010. *Science*, **287**.
- Suckling, D.M., Walker, J.T.S., Wearing, C.H., 1999. Ecological impact of three pest management systems in New Zealand apple orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **73**: 129-140.

Vandermeer, J., Perfecto, I., 1995. Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction. *Food First Books*, Oakland, 185 pp.

Waldhart, R., 2003. Biodiversity and landscape-summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **98**: 305-309.

Ward, D.F., Larivière, M.C., 2004. Terrestrial invertebrate surveys and rapid biodiversity assessment in New Zealand: lessons from Australia. *New Zealand Journal of Ecology*, **28(1)**: 151-159.

Warwick, R.M., 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*, **46**: 167-70.

Wiens J.A., 2002. Central Concepts and Issues of Landscape Ecology. In *Applying Landscape Ecology*. *Biological Conservation*, K. Gutzwiller, 3-17.

Wilson, E.O., 1988. Biodiversity. National Academic Press, Washington DC, 523 pp.

Wilson, E.O., 1997. Introduction, Biodiversity II, J. Henry Press, Washington, D.C., 1-3.

Wilson, E.O., 2003. The encyclopedia of life. *TRENDS in Ecology and Evolution*, Vol.18, n°2: 79.

Yen, A.L., Butcher, R.J., 1997. An overview of the conservation of non-marine invertebrates in Australia. Environment Australia, Canberra, Australia.

▪ Mémoires et Rapports :

Andrade, T.O., 2010. Influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité. Rapport bibliographique, Université Rennes I, pp. 24.

Fargeas E, 2005. Influence de la structure du paysage sur la pression des insectes ravageurs de la vigne. Mémoire de fin d'études, Diplôme d'ingénieur de l'E.N.I.H.P., pp 46.

Guenser, 2008. Test d'une méthode simplifiée d'évaluation de la biodiversité des arthropodes dans les parcelles viticoles à l'échelle du paysage. Diplôme d'agronomie approfondi, INPEnsa Toulouse, pp. 53.

Martin, D., 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.

Maurice, 2005. Dynamique des insectes ravageurs de la vigne en relation avec la structure du paysage. Rapport de stage de 3ème année, Université d'Angers, pp.35.

Pain G., 2001. Effets de la fragmentation des milieux sur la structure spatiale et la dynamique des populations animales : Contribution de l'analyse écologique du paysage au développement des modèles d'évaluation environnementale. Thèse présentée devant l'école nationale supérieure agronomique de Rennes, N° d'ordre : 2001-13, N° de série : D-37.

- Publications spécialisées :

Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture (APCA), Références et Etudes économiques, 2009. L'agriculture française - Quelques chiffres clés, pp.2.

Rapport d'évaluation Grenelle de l'Environnement, non daté. Chiffres et éléments issus du rapport d'Ernst et Young, Note de synthèse, pp.34.

Institut rhodanien, 2009. Un vignoble durable, des opportunités de développement. 13ème rencontres rhodaniennes, pp. 16.

Morel, 2008. Le vin au Naturel – La viticulture au plus près du terroir. Les dossiers de l'écologie, *Les éditions du vin : Le Rouge et le Blanc – Sang de la Terre*, pp.189.

Tables des Figures

Figure 1 : Horizon caillouteux (« gress ») caractéristique des Costières de Nîmes.....	9
Figure 2 : Calendrier présentant les principales étapes de mise en place du réseau de piégeage.....	12
Figure 3 : Poste de piégeage.....	14
Figure 4 : Exemple de 5 Morphotypes de référence	16
Figure 5 : Quatre exemples de pièges digitalisés	17
Figure 6 : Abondance et RMT des arthropodes pour les 25 pièges de l'étude	19
Figure 7 : RMT par Ordre d'arthropode	20
Figure 8 : Evolution de l'Abondance (a) et de la RMT (b) des 25 postes de piégeage sur les 10 semaines de relevés	21
Figure 9 : RMT par piège, regroupées par habitat	22
Figure 10 : Diagrammes à moustache créées à partir de la RMT moyenne (a) et de l'Indice de Shannon moyen (b) de chaque habitat	23
Figure 11 : RMT par Ordre et par habitat + Groupes formés après le test de Kruskal-Wallis et le test bilatéral de Dunn	24
Figure 12 : Types d'aménagements envisageables à partir des résultats de l'étude.....	33

Tables des Tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif des coefficients de corrélation de Spearman significatifs ($\alpha = 0,05$) entre variables « arthropodes » et paysagères aux 4 rayons d'étude	25
Tableau 2 : Récapitulatif des coefficients de corrélation de Spearman significatifs ($\alpha = 0,05$) entre variables paysagères et RMT par Ordre aux 4 rayons d'étude.....	26

Glossaire

Métapopulation : population formée de plusieurs populations qui s'éteignent et recolonisent localement. La persistance d'une métapopulation dans une région n'est possible que si le taux moyen d'extinctions est inférieur au taux de migration (Levins, 1970).

Puech : terme occitan dérivé du latin *podium*, qui signifie hauteur, colline.

Objet raster : image, plan ou photographie numérisé(e) et affiché(e) dans le SIG en tant qu'image constituée d'un assemblage de pixels.

Objet vecteur : élément représenté en cartographie informatique par trois types d'entité géographique : le polygone (entité surfacique), la ligne (entité linéaire) ou le point (entité ponctuelle).

Orthophotographie : objet de type raster image obtenu à partir d'un cliché aérien.

Parataxonomiste : personne non formée à l'identification des individus jusqu'au niveau de l'espèce mais qui, sans connaissances approfondies en entomologie, est capable de reconnaître les individus à des échelons supérieurs de la taxonomie (Krell, 2004 ; Duelli et Obrist, 2005).

Système de référence géodésique : système de référence permettant de décrire une position au voisinage de la terre, à partir de ses coordonnées géographiques (ou géodésiques). En France, le système géodésique officiel est le Réseau Géodésique Français 93.

Tournière : Espace autour d'une parcelle agricole réservé pour permettre à l'agriculteur de tourner avec la charrue attelée au tracteur.

Trianglué (piège) : type de piège destiné à la capture de 4 ravageurs principaux de la vigne. L'attraction de la cicadelle verte (*Empoasca vitis*) et de la cicadelle de la flavescence dorée (*Scaphoideus titanus*) se fait grâce à la couleur jaune ou blanche du piège. Les Eudémis (*Lobesia botrana*) et Cochylis (*Hyalestes Obsoletus*) sont attirés par des capsules à phéromones. Les individus sont capturés en restant collés contre le piège englué.

Villafranchien (ou terrasses villafranchiennes) : terme défini par Lorenzo Pareto en 1856 pour désigner une division stratigraphique qui s'étale de la fin de l'ère Tertiaire au début de l'ère Quaternaire.

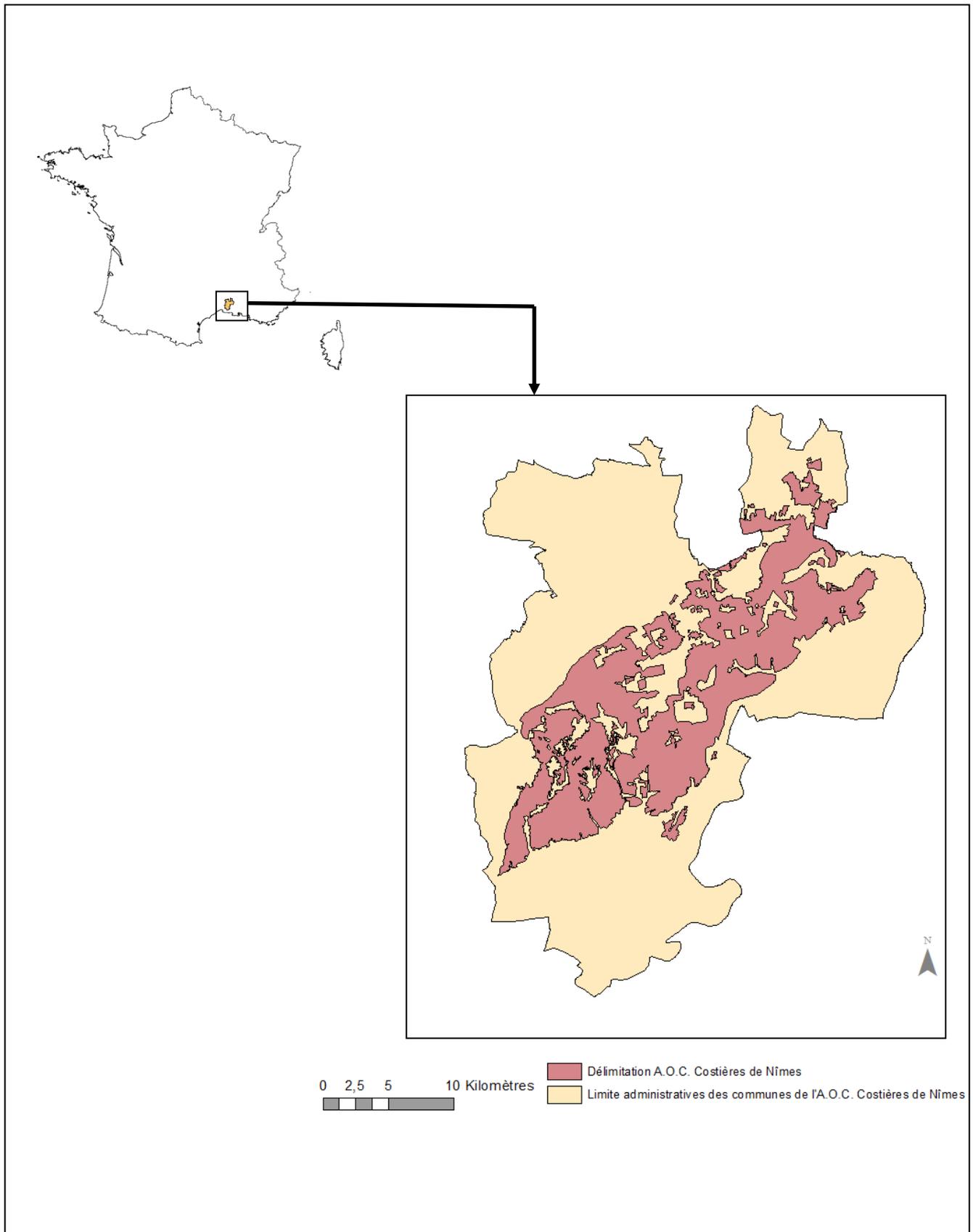
Zone Ecologique Réserveur (Z.E.R.) : Les Zones Ecologiques Réserveurs sont les surfaces « non cultivées » de l'exploitation, sans apport de pesticides et de fertilisants. Elles ont pour but de maintenir et de favoriser la biodiversité floristique et faunistique (biodiversité spécifique) au sein de l'agrosystème.

ANNEXES

TABLE DES ANNEXES

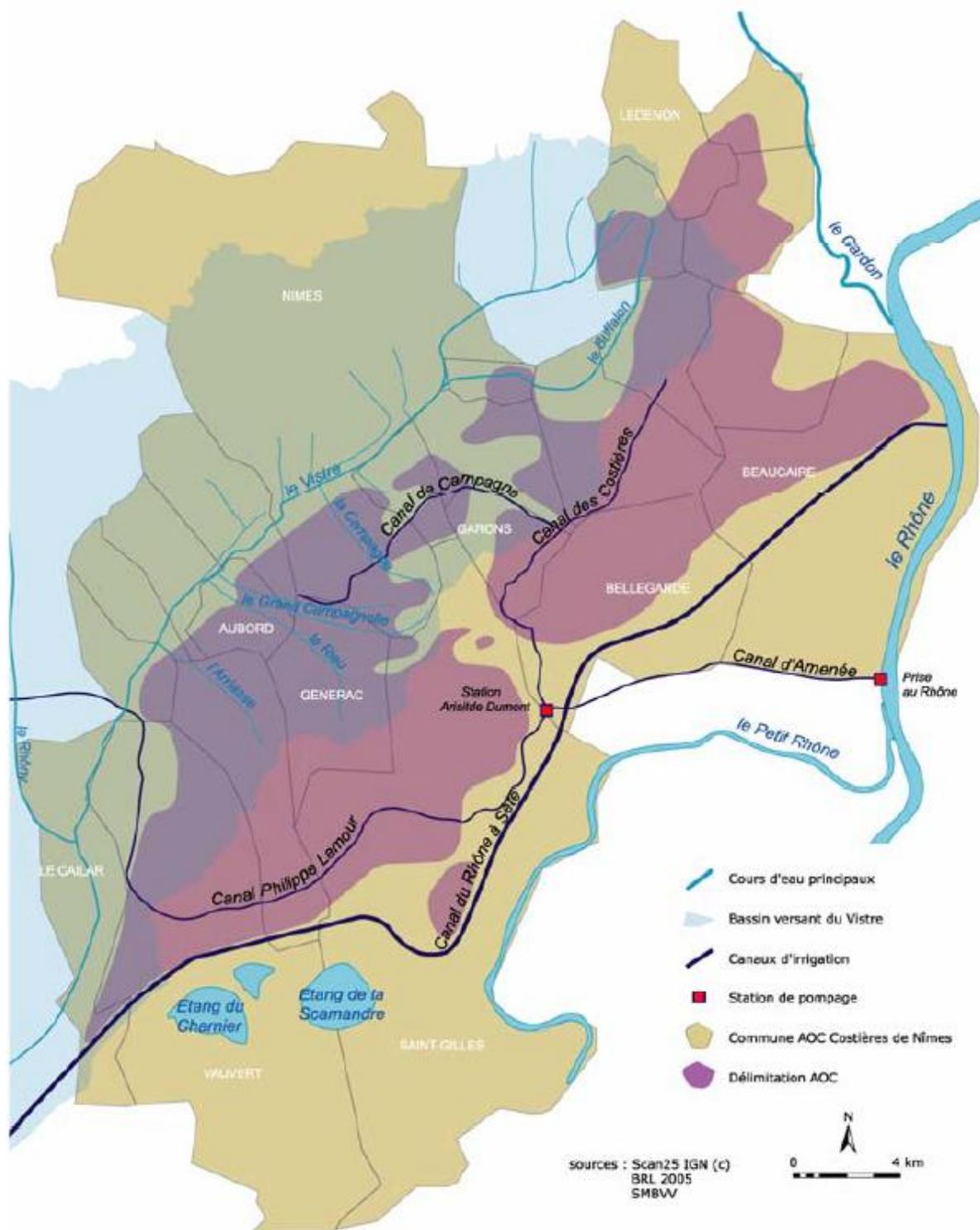
Annexe 1 : Carte de localisation des Costières de Nîmes à l'échelle nationale	47
Annexe 2 : Réseau hydrographique des Costières de Nîmes	48
Annexe 3 : Occupation du sol en Costières de Nîmes	49
Annexe 4 : Localisation des différents types de zones protégées sur le territoire de l'A.O.C. Costières de Nîmes.....	50
Annexe 5 : Les programmes de protection paysagère et environnementale en Costières de Nîmes	51
Annexe 6 : Détail de la demande de dérogation pour la possible destruction d'espèces protégées.....	53
Annexe 7 : Carte de localisation des 25 postes de piégeage sur le territoire de l'A.O.C. Costières de Nîmes	54
Annexe 8 : Présentation détaillée de la procédure suivie pour la création de Morphotypes à l'aide de la méthode RBA.....	55
Annexe 9 : Présentation détaillée de la typologie commune sélectionnée pour caractériser la structure paysagère	57
Annexe 10 : Abondance et RMT par Ordre d'arthropode	60
Annexe 11 : Evolution dans le temps de la Richesse morphotypique et de l'Abondance pour les 25 postes de piégeage	61
Annexe 12 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis menés pour vérifier l'homogénéité de la RMT inter-semaines pour chaque habitat	65
Annexe 13 : Matrice des corrélations « Abondance, RMT et RMT par Ordre vs Variables paysagères ».....	68
Annexe 14 : Questionnaire relatif à l'itinéraire culturel et aux modes de traitement transmis aux agriculteurs partenaires du projet BioDiVine.....	71

Annexe 1 : Carte de localisation des Costières de Nîmes à l'échelle nationale



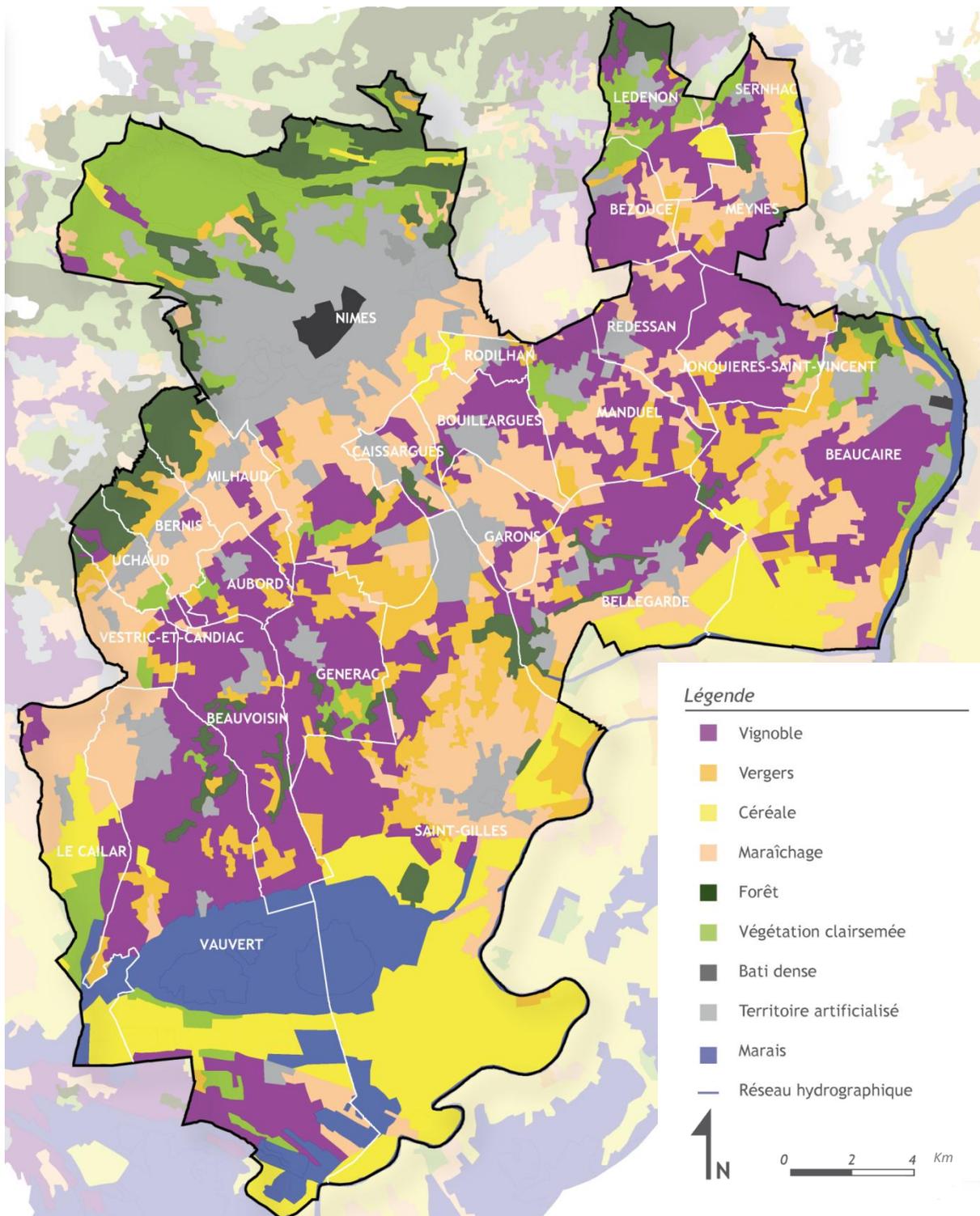
(Source : B. Porte, 2011)

Annexe 2 : Réseau hydrographique des Costières de Nîmes



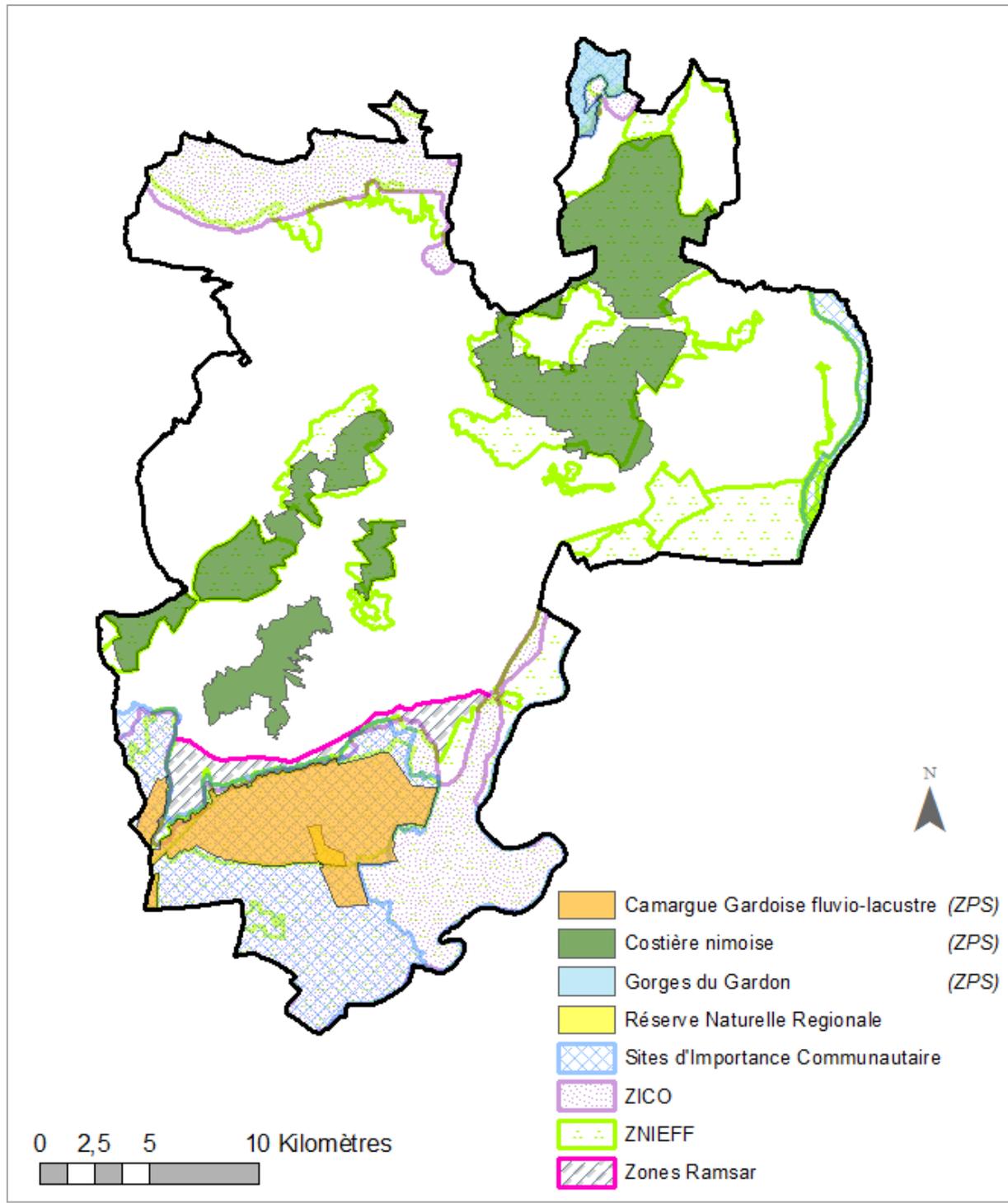
(Source : Charte paysagère et environnementale des Costières de Nîmes, 2007)

Annexe 3 : Occupation du sol en Costières de Nîmes



(Source : Atelier Territoires et Paysages, 2011 - sur la base de Corine LandCover, 2006 et Geofla-IGN)

Annexe 4 : Localisation des différents types de zones protégées sur le territoire de l'A.O.C.
Costières de Nîmes



(Source : B. Porte, 2011)

Les actions en faveur de l'Outarde canepetière

L'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) est une espèce d'oiseau inféodée aux plaines agricoles, protégée par plusieurs statuts européens et nationaux. Les Costières sont, avec la plaine de la Crau, l'un des deux principaux bastions de l'espèce où les populations sont sédentaires avec respectivement 550 et 465 mâles chanteurs.

La présence de l'Outarde canepetière dans la région favorise la mise en place de programmes de protection et d'aménagement de l'espace (Plan National d'Action Outarde canepetière, Programme Life Outarde canepetière et Zone de Protection Spéciale Natura 2000). Ces derniers encouragent le maintien d'un paysage de mosaïque agricole favorable à l'espèce par le biais de différents dispositifs de gestion tels que l'implantation de jachères fleuries/luzernières, la réduction des traitements phytosanitaires, le retard de fauche, ... Ces nombreuses mesures sont également bénéfiques à d'autres espèces d'oiseaux, à l'entomofaune, aux micromammifères et encouragent des pratiques agricoles favorables à l'équilibre écosystémique global.

Suite à la Convention Européenne du paysage entrée en vigueur en 2004, plusieurs projets européens ou nationaux sont lancés en vue de promouvoir l'aménagement et la gestion durable des paysages agricoles européens. Le Syndicat de l'A.O.C. Costières de Nîmes engage l'appellation dans certains de ces programmes :

La Charte paysagère et environnementale des Costières de Nîmes

En 2006, un projet partenarial initié entre le Syndicat de l'A.O.C. Costières de Nîmes, l'agglomération Nîmes Métropole et la Direction Régionale de l'Environnement du Languedoc Roussillon a permis la création de la Charte paysagère et environnementale des Costières de Nîmes.

Officiellement signée en juillet 2007, cette charte a pour but de valoriser l'activité agricole pour mieux gérer l'identité rurale du territoire tout en préservant les ressources naturelles et la biodiversité. Le bureau d'études « Territoires et Paysages » est chargé de l'animation de cette Charte (Institut rhodanien, 2009). Sur la base d'un diagnostic environnemental et paysager, un plan d'action est élaboré afin de préserver les ressources naturelles mais également de gérer et valoriser l'activité agricole et rurale du territoire. En parallèle, divers programmes d'aménagement voient le jour tels que la plantation de haies composites ou la mise en place de jachères fleuries. Une annexe au cahier des charges de l'Appellation propose un guide de bonnes pratiques culturelles et un zonage des potentiels paysagers et environnementaux qui sont des outils non réglementaires d'aide à la décision développés au travers de la Charte (source personnelle).

La Charte de Fontevraud

Le 26 mars 2009, le vignoble des Costières de Nîmes devient le 5ème en France à adhérer à la Charte Internationale de Fontevraud. Cette dernière fut construite à l'initiative de l'Interprofession InterLoire et de la « Mission du Val de Loire » suite au Colloque international de Fontevraud « Paysages de vignes et de vins », tenu en 2003.

Son objectif est d'encourager l'ensemble des acteurs du territoire viticole à entreprendre des démarches de valorisation paysagère tout en optimisant la production viticole dans une logique de développement durable.

Le vignoble des Costières de Nîmes fait ainsi partie du réseau international des paysages viticoles identifié par son emblème.

Le projet APPORT

Sous l'impulsion de l'Institut Français de la Vigne et du Vin, plusieurs organismes à vocation agricole se sont regroupés autour d'un projet commun intitulé « APPORT » (Agriculture, Paysage, Projet, Outil, Réseau et Territoire).

Ce projet a pour vocation de tester des outils de gestion du paysage afin de transmettre aux agriculteurs adhérents, les compétences nécessaires à une valorisation paysagère dans une perspective de développement durable.

La réflexion sur l'élaboration d'une Trame Verte et Bleue

L'Agence d'Urbanisme et de Développement des Régions Nîmoise et Alésienne (AUDRNA) est chargée de l'élaboration d'une Trame Verte et Bleue sur le territoire de l'agglomération nîmoise.

Dans cet espace à dominante agricole, son objectif est d'analyser l'influence de la mosaïque de milieux cultivés sur le fonctionnement écologique local.

Sur la base de ces études, un Schéma Régional de Cohérence Écologique sera élaboré afin d'intégrer l'enjeu de la connectivité écologique et paysagère dans les réflexions et futurs projets d'aménagements.

Annexe 6 : Détail de la demande de dérogation pour la possible destruction d'espèces protégées

Le projet Life + BioDiVine réunit les trois conditions nécessaires à la possible délivrance d'une dérogation fixées par l'article L411-2 du Code de l'Environnement, à savoir :

1. Il n'existe aucune autre solution permettant de limiter l'impact sur les espèces protégées : l'estimation de la biodiversité devant être la plus représentative possible, il convient d'adopter une méthode de piégeage qui se focalise sur l'ensemble des arthropodes.
2. Les opérations ne portent pas atteinte à l'état de conservation des espèces concernées.
3. La destruction correspond à l'un des 5 cas listés par l'article : « *Dans l'intérêt de la protection de la faune et de la flore sauvages et de la conservation des habitats naturels* ».

L'arrêté du 19 février 2007 fixe les informations à fournir dans le dossier de demande qui comprend la description :

- du programme d'activité dans lequel s'inscrit la demande, de sa finalité et de son objectif ;
- des espèces (nom scientifique et nom commun) concernées ;
- du nombre et du sexe des spécimens de chacune des espèces faisant l'objet de la demande ;
- de la période ou des dates d'intervention ;
- des lieux d'intervention ;
- s'il y a lieu, des mesures d'atténuation ou de compensation mises en œuvre, ayant des conséquences bénéfiques pour les espèces concernées ;
- de la qualification des personnes amenées à intervenir ;
- du protocole des interventions : modalités techniques, modalités d'enregistrement des - données obtenues ;
- des modalités de compte rendu des interventions.

Afin de remplir ce dossier, il est nécessaire de connaître les espèces présentes sur la zone, qui possèdent un statut de protection. Il n'existe aucune liste fiable recensant les espèces d'arthropodes protégées en Languedoc-Roussillon.

Les espèces possiblement impactées par les futures campagnes de piégeage en Costières de Nîmes sont déterminées en partenariat avec l'association naturaliste « Gard Nature ».

A travers de nombreuses études menées sur la zone depuis 10 ans, cette association connaît parfaitement les espèces à statut qui peuvent être capturées.

Sept espèces sont identifiées :

5 Lépidoptères :

- la diane (*Zerynthia polyxena*)
- la proserpine (*Zerynthia rumina*)
- la zygène cendrée ou zygène rhadamanthe (*Zygaena rhadamanthus*)
- le damier de la succise (*Euphydryas [Eurodryas] desfontainii*)
- l'écaille chinée (*Euplagia quadripunctaria*)

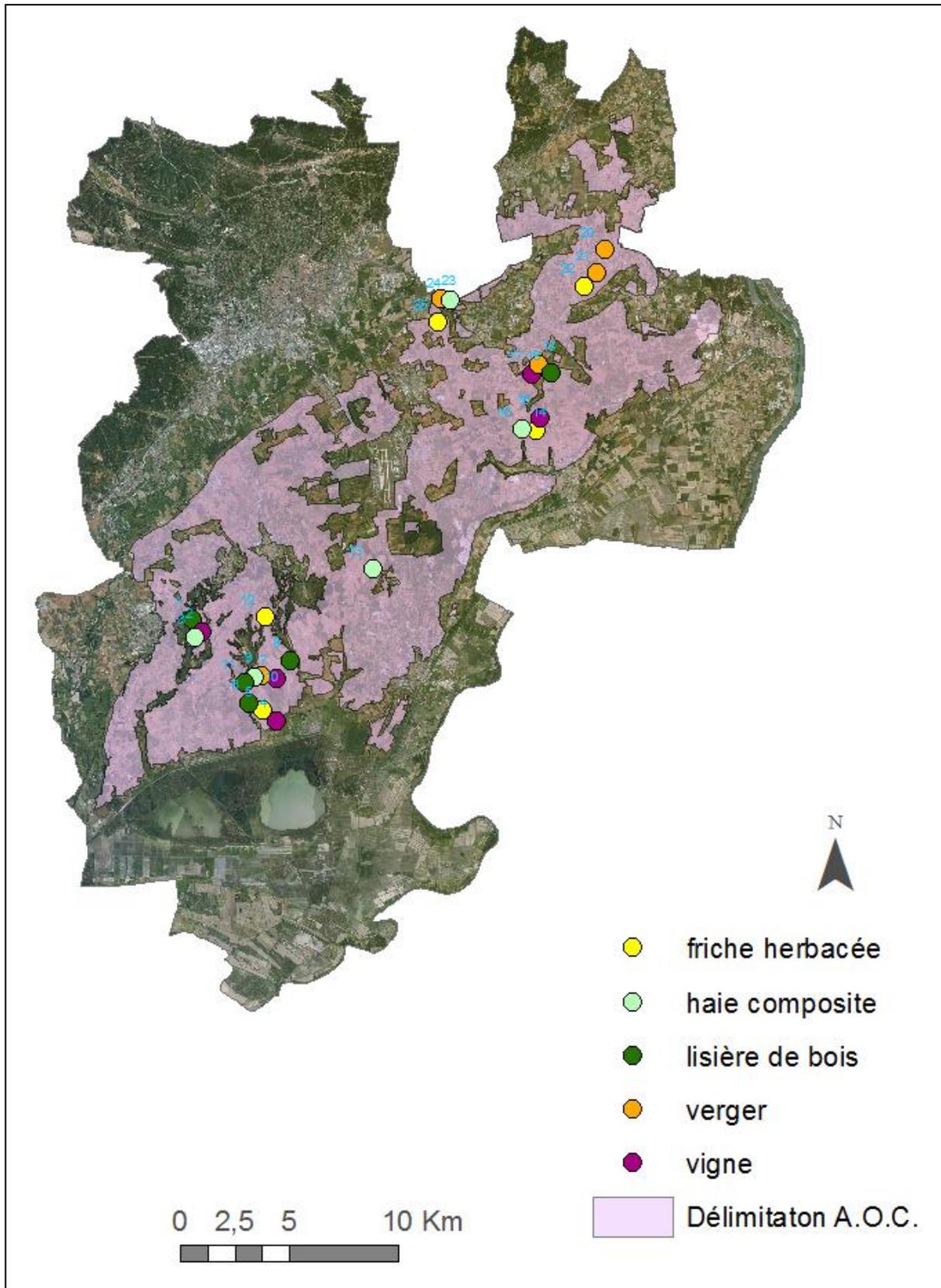
1 Odonate :

- l'agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale*)

1 Coléoptère :

- le Grand capricorne (*Cerambyx cerdo*)

Annexe 7 : Carte de localisation des 25 postes de piégeage sur le territoire de l'A.O.C. Costières de Nîmes



(Source : B.Porte, 2011)

Annexe 8 : Présentation détaillée de la procédure suivie pour la création de Morphotypes à l'aide de la méthode RBA

1. Détermination de l'Ordre

Chaque individu est identifié jusqu'à l'Ordre grâce aux critères de détermination habituels. L'ouvrage « Insectes d'Europe occidentale » de M. Chinery (éditions Arthaud, 1986) est utilisé comme aide à la détermination.

Exemple : Diptères = une seule paire d'ailes et présence de balanciers sous les ailes (2nde paire d'ailes transformée).

2. Création des Morphotypes

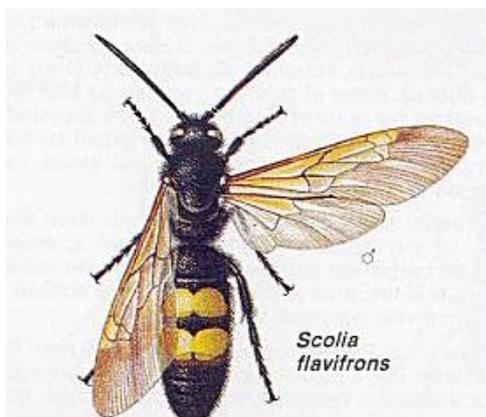
Au sein de chaque Ordre identifié, les individus sont regroupés en Morphotypes selon trois critères de détermination, identifiables à l'œil nu :

- a. la couleur
- b. la taille
- c. la morphologie (corps uniquement, hors antennes et pattes)

Chaque nouveau Morphotype ainsi constitué est numéroté. L'identifiant de chaque morphotype est : **2 premières lettres de l'Ordre . Numéro**

Un individu de chaque morphotype est préservé dans un tube à essai pour constituer l'échantillon référence. Il s'accompagne d'une description succincte du Morphotype.

Exemple : La Scolie des jardins (*Scolia maculata flavifrons*)



(Source : Chinery, 1986)

Scolia maculata flavifrons est clairement différenciable des autres Hyménoptères par des critères simples tels que la taille (un des plus grands hyménoptères Européens) et la couleur (bande jaune caractéristiques).

Descriptif

HY. 86

Taille : 2 à 3 cm.

Entièrement noir avec deux taches jaunes en forme de « 8 » sur le haut de l'abdomen.

Femelle : tête jaune ; mâle : tête noire.

Présence de poils sur l'ensemble du corps.

Renvoi au livre de M. Chinery « Insectes d'Europe occidentale », à la page présentant *S. maculata flavifrons*.

3. Différenciation de 2 Morphotypes proches à l'aide d'un critère supplémentaire

Malgré l'identification des trois critères cités précédemment, il est possible que deux individus différents ne puissent être dissociés car leurs différences, pourtant visibles à l'œil nu, apparaissent selon d'autres critères.

Dans ce cas, un Morphotype est créé pour chaque individu. Le critère de différenciation est noté dans le descriptif du Morphotype.

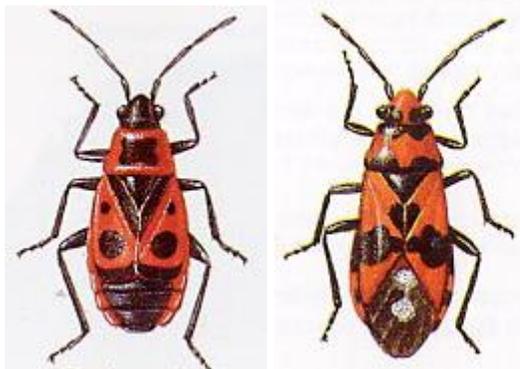
Exemple :

Pyrrhochoris apterus (le « Gendarme »), *Lygaeus equestris* et *Corizius hyoscyami*.

Pyrrhochoris apterus et *Lygaeus equestris* possèdent des couleurs (rouge et noir), une morphologie et une taille (± 1 cm) similaires (cf figure). *L. equestris* est légèrement plus grand que *P. apterus* mais cette différence n'est pas systématiquement identifiable à l'œil nu. Ils sont donc très proches et peuvent être regroupés en un seul et même morphotype.

Cependant, ils possèdent sur leurs hémélytres (ailes antérieures transformées) des motifs différents. *P. apterus* possède un point noir sur chaque hémélytre et *L. equestris* présente un motif en forme de croix.

Ce motif constitue un critère supplémentaire utilisé afin de différencier ces individus et créer deux morphotypes différents.



Pyrrhochoris apterus (HE.06) *Lygaeus equestris* (HE.05)

(Source : Chinery, 1986)

Corizius hyoscyami est également très proche des deux individus ci-dessus (couleur, taille et morphologie similaires). Le motif présent sur ses hémélytres ressemble fortement à celui de *P. apterus*, ils seront donc regroupés dans le même Morphotype HE.05.



Corizius hyoscyami (HE.05)

(Source : Chinery, 1986)

Annexe 9 : Présentation détaillée de la typologie commune sélectionnée pour caractériser la structure paysagère

▪ Description de la typologie

▪ les éléments surfaciques :

- vigne : parcelle de vigne en production ;
- verger : parcelle de verger en production (tout type de production arboricole confondu et oliveraies incluses) ;
- culture annuelle : céréale ou maraîchage ;
- prairie : parcelle semée et/ou entretenue (pâturage ou fauche) ;
- friche herbacée : parcelle laissée à l'abandon pour une durée indéterminée qui n'a pas évolué en friche arbustive ;
- friche arbustive : parcelle laissée à l'abandon dont la végétation est de type arbustif ou arborescent espacé ;
- parcelle arrachée : parcelle de vigne ou de verger dont les ceps/arbres arrachés sont laissés temporairement sur place.
- forêt : éléments arborés non linéaires ;
- ripisylve : éléments arborés, arbustifs ou herbacés situés à proximité d'un cours d'eau, de largeur supérieure à 5m.
- point d'eau/cours d'eau de largeur supérieure à 5m ;
- bâti : bâtiment de tout type (habitation, bâtiment à usages agricole, industriel ou public, piscine) ;
- jardin : espace non cultivé aux abords des habitations.

▪ les éléments linéaires :

- route goudronnée ;
- chemin de terre ;
- chemin de fer ;
- haie : composition arbustive ou arborée, linéaire, de largeur inférieure à 5m.
- cours d'eau de largeur inférieure à 5m ;
- murets ;

▪ les éléments ponctuels :

- arbre isolé (inclus les arbres plantés le long des voies de communication).

Les zones non catégorisées dans cette typologie telles que les fossés, les tournières* ou les bords de parcelles sont identifiées par l'espace non digitalisé.

▪ Illustration de la typologie

▪ Éléments surfaciques (polygones) :



Vigne (vineyard)



Culture annuelle (annual crop field)



Verger incluant oliveraies (orchard)



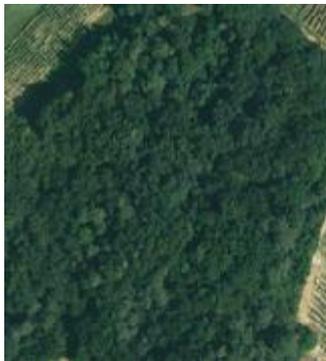
Friche arbustive (scrubland)



Friche herbacée : parcelle non entretenue (fallow)



Prairie : parcelle entretenue (meadow)



Forêt (forest)



Point d'eau : lac, étang, mare, cours d'eau de largeur > à 5m (water)



Bâti (building)



Jardin : autour des habitations (garden)



Ripisylve > à 5m de large (riparian forest)



Parcelle arrachée (uprooted plot)

- Éléments linéaires (polygones) :



Route goudronnée
(sealed road)



Haie de largeur < à 5m
(hedgerow)



Cours d'eau de largeur < à 5m
(water)



Chemin de terre (dirt_road)



Chemin de fer (rail_way)

- Éléments ponctuels (points)



Arbres isolés
(isolated tree)

Nomenclature standardisée utilisée dans ArcGis 10 :

<u>Éléments surfaciques</u>		<u>Éléments linéaires et ponctuels</u>	
<u>Terme français</u>	<u>Terme anglais (!)</u>	<u>Terme français</u>	<u>Terme anglais (!)</u>
<u>Vigne</u>	<u>vineyard</u>	<u>Bâti</u>	<u>building</u>
<u>Verger</u>	<u>Orchard</u>	<u>Jardin</u>	<u>Garden</u>
<u>Culture annuelle</u>	<u>Annual crop field</u>	<u>Ripisylve</u>	<u>Riparian forest</u>
<u>Friche arbustive</u>	<u>Scrubland</u>	<u>Parcelle arrachée</u>	<u>Uprooted plot</u>
<u>Friche herbacée</u>	<u>Fallow</u>	<u>Route goudronnée</u>	<u>Sealed road</u>
<u>Prairie</u>	<u>Meadow</u>	<u>Haie</u>	<u>Hedgerow</u>
<u>Forêt</u>	<u>Forest</u>	<u>Cours d'eau</u>	<u>Water</u>
<u>Point d'eau</u>	<u>Water</u>	<u>Chemin de terre</u>	<u>Dirt road</u>
		<u>Chemin de fer</u>	<u>Rail way</u>
		<u>Arbre isolé</u>	<u>Isolated tree</u>

Annexe 10 : Abondance et RMT par Ordre d'arthropode

Morphotypes	Abondance	Pourcentage du total (calculé sur Abondance)	RMT Ordre vs Abondance totale	Richesse morphotypique (RMT)	Pourcentage du total (calculé sur RMT)	RMT Ordre vs RMT totale
Acariens	110	0,21		2	0,34	
Aranéides	2987	5,75	0,281	65	11,11	0,506
Blattoptères	104	0,20		4	0,68	
Coléoptères	21087	40,61	0,750	139	23,76	0,847
Collembolés	54	0,10		3	0,51	
Dermaptères	98	0,19		4	0,68	
Diploures	157	0,30		2	0,34	
Diptères	6406	12,34	0,421	67	11,45	0,502
Ephéméroptères	5	0,01		1	0,17	
Hétéroptères	1607	3,09	0,522	79	13,50	0,568
Homoptères	4206	8,10	0,529	30	5,13	0,471
Hyménoptères	12411	23,90	0,826	86	14,70	0,821
Isopodes	407	0,78		8	1,37	
Iules	26	0,05		3	0,51	
Lépidoptères	1699	3,27	0,702	39	6,67	0,740
Mantoptères	27	0,05		1	0,17	
Neuroptères	43	0,08		8	1,37	
Odonates	7	0,01		2	0,34	
Opilionidés	248	0,48		5	0,85	
Orthoptères	145	0,28	0,411	24	4,10	0,577
Phasmoptères	1	0,00		1	0,17	
Polydesmonidés	54	0,10		1	0,17	
Raphidioptères	4	0,01		2	0,34	
Scolopendromorphes	33	0,06		8	1,37	
Zygentomes	3	0,01		1	0,17	
Total	51929	100		585	100	

Colonnes Abondance, RMT et Pourcentages : valeurs en gras = principaux Ordres représentés.

Colonnes corrélations : Valeurs en gras = corrélations significatives.

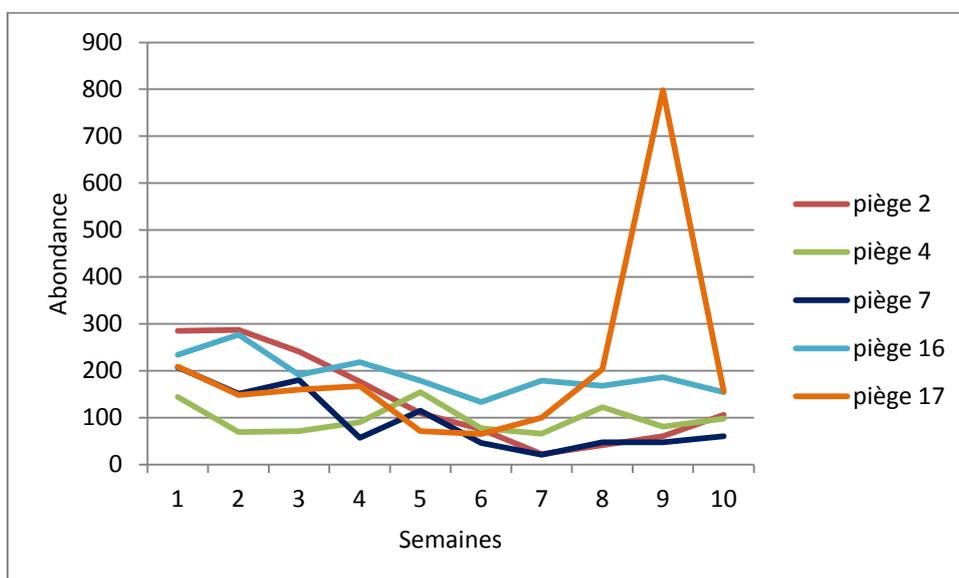
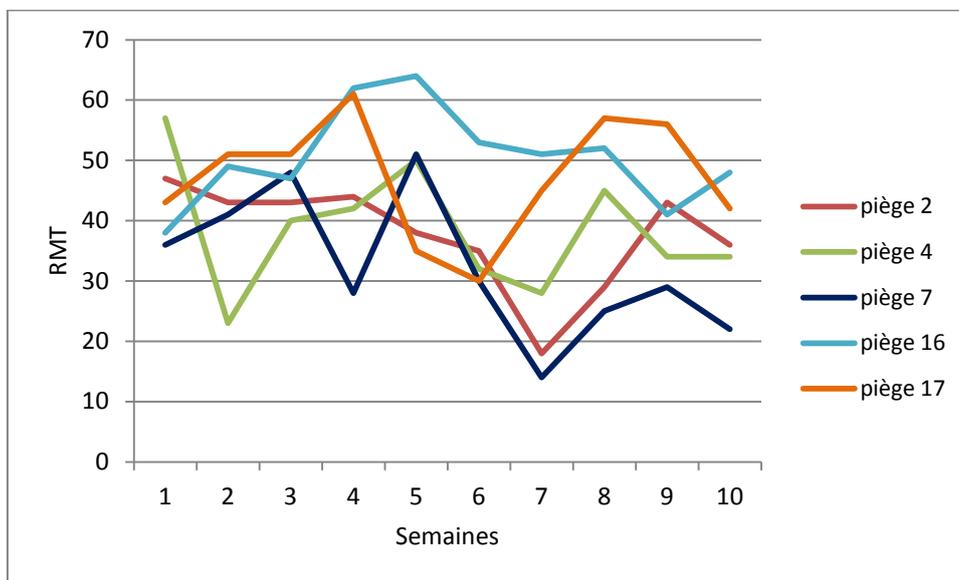
Les corrélations entre la RMT par Ordre et l'Abondance ou la RMT totale ont été calculées pour les Ordres les mieux représentés. Les Ordres restants ont été regroupés en un seul groupe pour lequel ces corrélations ont également été calculées :

- RMT Autres vs Abondance totale= 0,591 ;
- RMT Autres vs RMT totale = 0,675.

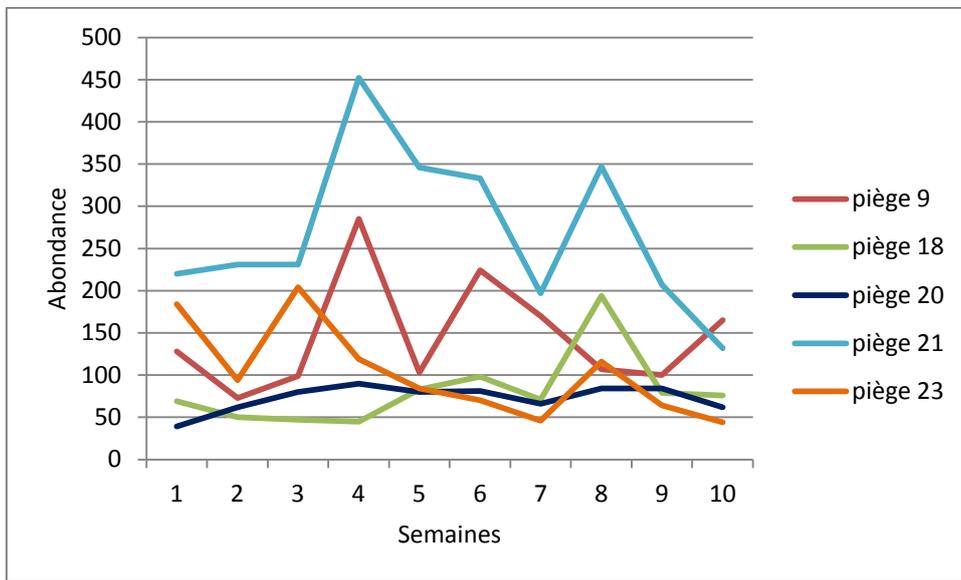
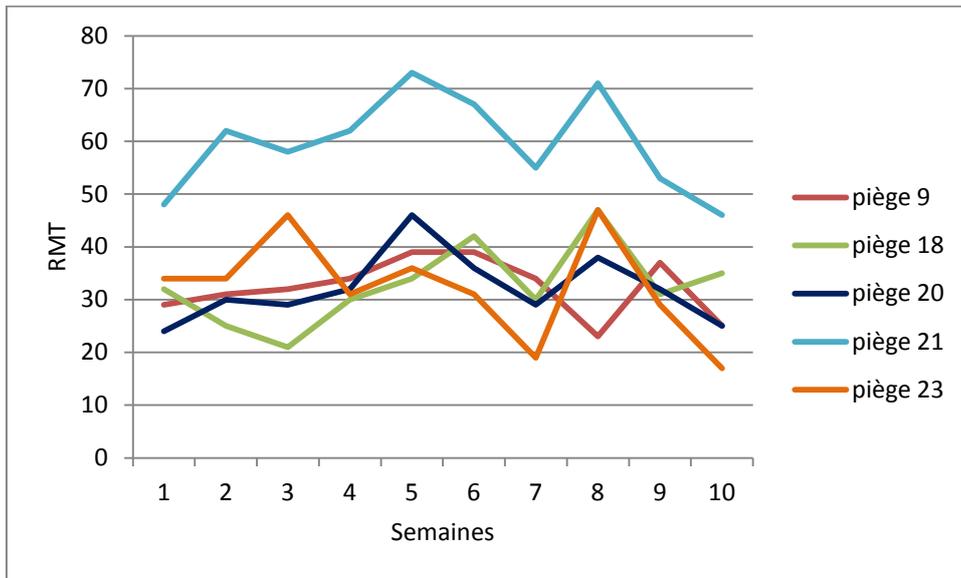
Annexe 11 : Evolution dans le temps de la Richesse morphotypique et de l'Abondance pour les 25 postes de piégeage

NB : Pour des raisons de clarté du graphique, les courbes d'évolution ont été réparties par groupe de 5. Chaque graphique présente les courbes d'évolution des 5 postes de piégeage d'un habitat. Les couleurs permettent de distinguer les courbes entre elles sur chacun des graphiques mais ne représentent aucun code particulier entre graphiques.

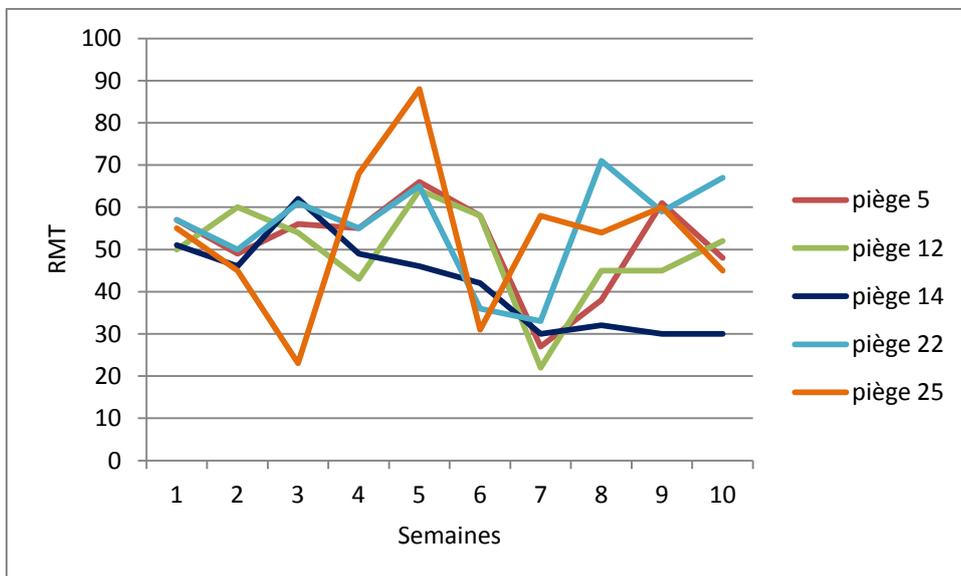
Habitat « Vigne » :

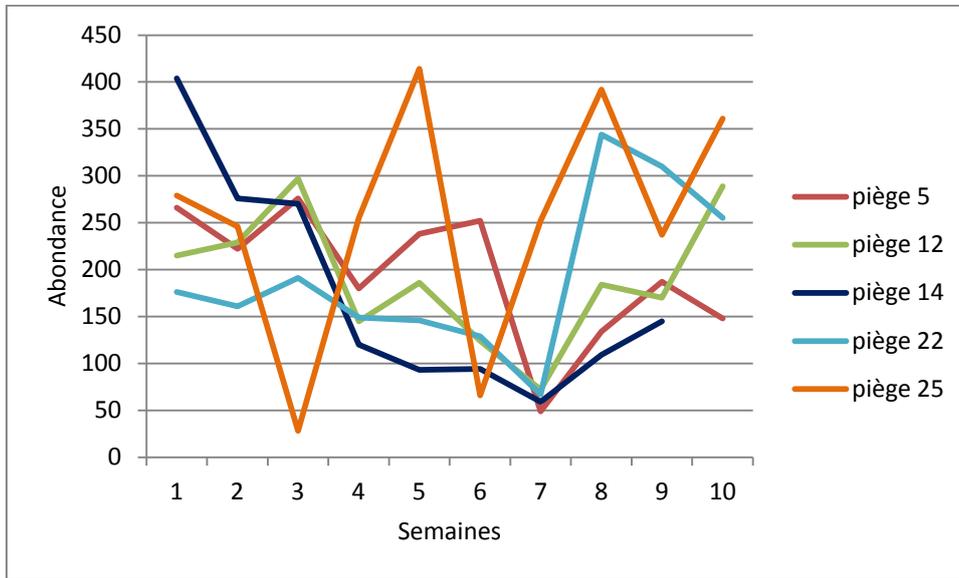


Habitat « Verger » :

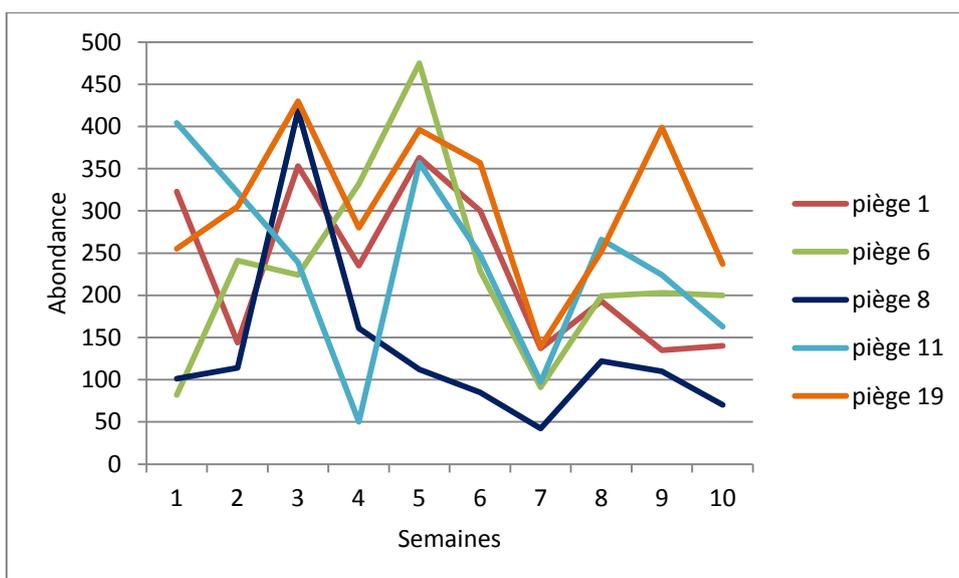
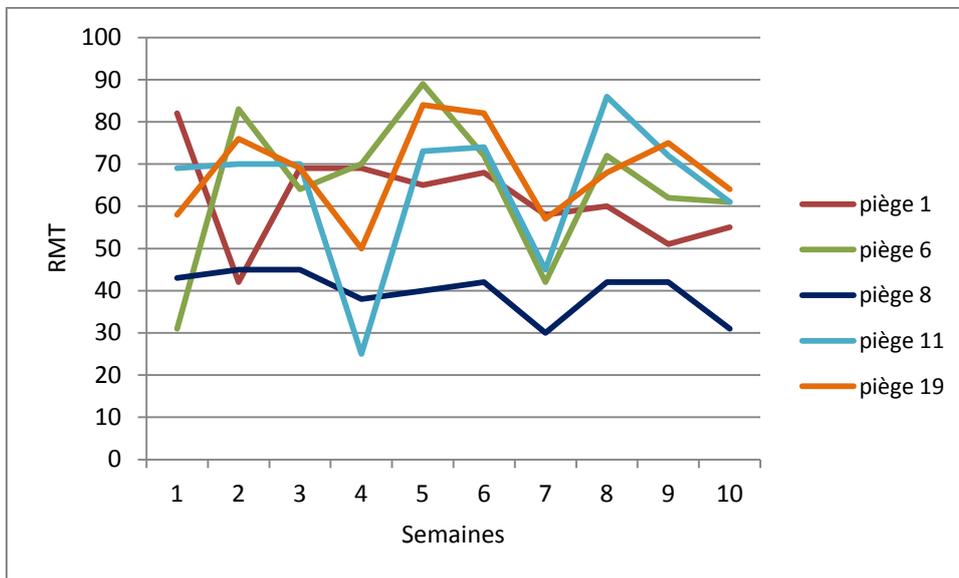


Habitat « Friche » :

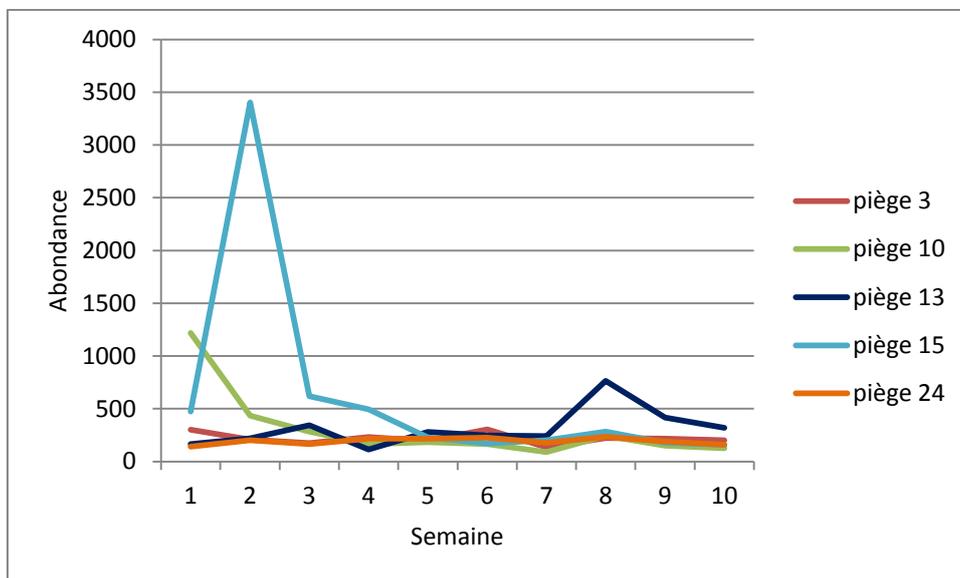
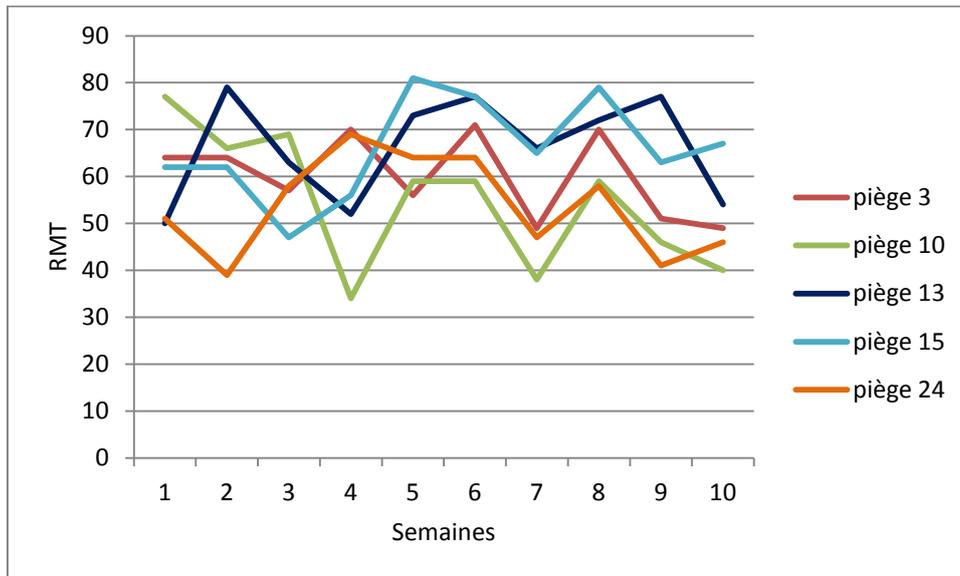




Habitat « Lisière de bois » :



Habitat « Haie composite » :



Annexe 12 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis menés pour vérifier l'homogénéité de la RMT inter-semaines pour chaque habitat

▪ Vigne :

Variable	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Groupes
Vigne 1	5	36,000	57,000	44,200	8,349	A
Vigne 2	5	23,000	51,000	41,400	11,082	A
Vigne 3	5	40,000	51,000	45,800	4,324	A
Vigne 4	5	28,000	62,000	47,400	14,276	A
Vigne 5	5	35,000	64,000	47,600	11,589	A
Vigne 6	5	30,000	53,000	36,000	9,721	A
Vigne 7	5	14,000	51,000	31,200	16,300	A
Vigne 8	5	25,000	57,000	41,600	14,064	A
Vigne 9	5	29,000	56,000	40,600	10,262	A
Vigne 10	5	22,000	48,000	36,400	9,737	A

K (Valeur observée)	7,621
K (Valeur critique)	16,919
DDL	9
p-value (bilatérale)	0,573
alpha	0,05

▪ Verger :

Variable	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Groupes
Verger 1	5	24,000	48,000	33,400	8,989	A
Verger 2	5	25,000	62,000	36,400	14,673	A
Verger 3	5	21,000	58,000	37,200	14,721	A
Verger 4	5	30,000	62,000	37,800	13,609	A
Verger 5	5	34,000	73,000	45,600	15,978	A
Verger 6	5	31,000	67,000	43,000	14,018	A
Verger 7	5	19,000	55,000	33,400	13,278	A
Verger 8	5	23,000	71,000	45,200	17,441	A
Verger 9	5	29,000	53,000	36,400	9,737	A
Verger 10	5	17,000	46,000	29,600	11,171	A

K (Valeur observée)	9,108
K (Valeur critique)	16,919
DDL	9
p-value (bilatérale)	0,427
alpha	0,05

▪ Lisière de bois :

Variable	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Groupes
Lisière bois 1	5	31,000	82,000	56,600	20,256	A
Lisière bois 2	5	42,000	83,000	63,200	18,593	A
Lisière bois 3	5	45,000	70,000	63,400	10,550	A
Lisière bois 4	5	25,000	70,000	50,400	19,552	A
Lisière bois 5	5	40,000	89,000	70,200	19,305	A
Lisière bois 6	5	42,000	82,000	67,600	15,192	A
Lisière bois 7	5	30,000	58,000	46,400	11,589	A
Lisière bois 8	5	42,000	86,000	65,600	16,211	A
Lisière bois 9	5	42,000	75,000	60,400	13,939	A
Lisière bois 10	5	31,000	64,000	54,400	13,483	A

K (Valeur observée)	10,591
K (Valeur critique)	16,919
DDL	9
p-value (bilatérale)	0,305
alpha	0,05

▪ Haie composite :

Variable	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Groupes
Haie composite 1	5	50,000	77,000	60,800	11,032	A
Haie composite 2	5	39,000	79,000	62,000	14,474	A
Haie composite 3	5	47,000	69,000	58,800	8,136	A
Haie composite 4	5	34,000	70,000	56,200	14,704	A
Haie composite 5	5	56,000	81,000	66,600	10,310	A
Haie composite 6	5	59,000	77,000	69,600	7,987	A
Haie composite 7	5	38,000	66,000	53,000	12,145	A
Haie composite 8	5	58,000	79,000	67,600	8,961	A
Haie composite 9	5	41,000	77,000	55,600	14,484	A
Haie composite 10	5	40,000	67,000	51,200	10,183	A

K (Valeur observée)	12,147
K (Valeur critique)	16,919
DDL	9
p-value (bilatérale)	0,205
alpha	0,05

- Friche herbacée :

Variable	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Groupes
Friche herbacée 1	5	50,000	57,000	54,000	3,317	A
Friche herbacée 2	5	45,000	60,000	50,000	5,958	A
Friche herbacée 3	5	23,000	62,000	51,200	16,115	A
Friche herbacée 4	5	43,000	68,000	54,000	9,274	A
Friche herbacée 5	5	46,000	88,000	65,800	14,906	A
Friche herbacée 6	5	31,000	58,000	45,000	12,490	A
Friche herbacée 7	5	22,000	58,000	34,000	14,018	A
Friche herbacée 8	5	32,000	71,000	48,000	15,248	A
Friche herbacée 9	5	30,000	61,000	51,000	13,435	A
Friche herbacée 10	5	30,000	67,000	48,400	13,315	A

K (Valeur observée)	12,691
K (Valeur critique)	16,919
DDL	9
p-value (bilatérale)	0,177
alpha	0,05

Annexe 13 : Matrice des corrélations « Abondance, RMT et RMT par Ordre vs Variables paysagères »

Variables	Shannon		Shannon		SL 200	SL 150	SL 100	SL 50
	MT	H MT	paysage	H paysage				
Abondance	0,152	-0,305	-0,225	-0,244	-0,382	-0,211	-0,079	0,437
RMT	0,283	-0,171	-0,179	-0,179	-0,323	-0,218	0,038	0,420
RMT AR	0,021	-0,149	-0,251	-0,217	-0,288	-0,061	0,085	0,069
RMT CO	0,307	-0,090	-0,109	-0,091	-0,393	-0,328	0,005	0,252
RMT DI	0,403	0,165	0,013	0,046	0,032	0,206	0,174	0,453
RMT LE	0,384	-0,031	0,031	0,049	-0,447	-0,217	0,113	0,507
RMT HO	-0,132	-0,371	-0,303	-0,332	-0,207	-0,004	0,146	0,286
RMT HE	0,206	-0,035	-0,178	-0,224	0,043	-0,078	-0,004	0,097
RMT HY	0,232	-0,203	0,034	0,009	-0,388	-0,266	-0,046	0,389
RMT OR	0,197	-0,069	-0,079	-0,106	-0,357	-0,471	-0,243	-0,024
RMT Autres	0,241	-0,044	-0,332	-0,273	-0,230	-0,140	-0,056	0,327

Variables	Vigne 200	Vigne 150	Vigne 100	Vigne 50	Verger 200	Verger 150	Verger 100	Verger 50
Abondance	0,260	0,262	0,258	0,011	-0,521	-0,450	-0,431	-0,342
RMT	0,189	0,214	0,214	0,054	-0,480	-0,414	-0,462	-0,455
RMT AR	0,195	0,231	0,277	0,374	-0,252	-0,235	-0,362	-0,383
RMT CO	0,219	0,241	0,226	0,048	-0,482	-0,401	-0,471	-0,471
RMT DI	-0,067	-0,066	-0,051	-0,119	0,136	0,215	0,114	0,123
RMT LE	-0,027	-0,020	-0,040	-0,295	-0,234	-0,183	-0,217	-0,143
RMT HO	0,134	0,106	0,062	0,130	-0,489	-0,455	-0,357	-0,297
RMT HE	0,231	0,259	0,335	0,206	-0,401	-0,338	-0,364	-0,431
RMT HY	-0,006	0,050	0,075	0,002	-0,506	-0,426	-0,429	-0,422
RMT OR	0,158	0,231	0,220	0,267	-0,469	-0,468	-0,524	-0,560
RMT Autres	0,251	0,209	0,145	0,082	-0,168	-0,164	-0,184	-0,158

Variables	Forêt 200	Forêt 150	Forêt 100	Forêt 50	Friche 200	Friche 150	Friche 100	Friche 50
Abondance	-0,042	0,051	0,110	0,066	0,106	0,114	0,020	0,086
RMT	0,193	0,227	0,217	0,208	0,101	0,183	0,063	0,180
RMT AR	0,259	0,155	0,082	0,148	-0,107	-0,046	-0,269	-0,069
RMT CO	0,303	0,352	0,240	0,270	0,095	0,197	0,043	0,279
RMT DI	0,157	0,164	0,273	0,188	0,087	0,069	0,087	-0,135
RMT LE	0,349	0,387	0,415	0,386	0,097	0,165	0,123	0,144
RMT HO	0,022	0,111	0,119	0,060	0,035	0,073	-0,122	0,037
RMT HE	-0,315	-0,334	-0,406	-0,390	0,324	0,384	0,299	0,304
RMT HY	0,267	0,356	0,306	0,370	0,235	0,259	0,131	0,192
RMT OR	0,168	0,059	0,027	0,057	0,029	0,116	0,054	0,318
RMT Autres	0,144	0,086	0,231	0,049	-0,240	-0,165	-0,126	-0,162

Variables	Cult. Ann. 200	Cult. Ann. 150	Cult. Ann. 100	Cult. Ann. 50	Bâti 200	Bâti 150	Bâti 100	Bâti 50
Abondance	-0,086	-0,045	0,092		-0,317	0,014	0,113	
RMT	-0,182	-0,087	0,105		-0,267	0,004	0,004	
RMT AR	-0,273	-0,032	-0,024		-0,057	-0,062	-0,354	
RMT CO	-0,166	0,020	0,117		-0,328	-0,042	-0,036	
RMT DI	-0,019	-0,045	0,132		-0,034	0,097	0,175	
RMT LE	-0,274	-0,258	0,086		-0,269	0,189	0,191	
RMT HO	-0,365	-0,421	-0,375		0,213	0,257	0,031	
RMT HE	-0,172	-0,141	-0,211		-0,148	-0,072	0,049	
RMT HY	0,098	0,087	0,218		-0,322	-0,192	-0,173	
RMT OR	0,053	0,063	0,167		0,019	-0,063	-0,284	
RMT Autres	-0,437	-0,233	0,073		-0,123	0,102	0,193	

	Haie 200	Haie 150	Haie 100	Haie 50	Route 200	Route 150	Route 100	Route 50
Abondance	-0,305	-0,133	-0,117	-0,311	-0,539	-0,402	-0,337	
RMT	-0,275	-0,068	-0,059	-0,283	-0,450	-0,306	-0,135	
RMT AR	-0,257	-0,021	0,037	-0,342	-0,279	-0,211	-0,015	
RMT CO	-0,353	-0,139	-0,110	-0,340	-0,360	-0,212	-0,008	
RMT DI	-0,068	0,157	0,146	0,285	-0,163	-0,113	0,092	
RMT LE	-0,311	-0,040	-0,009	-0,014	-0,331	-0,206	0,047	
RMT HO	-0,027	0,035	0,179	-0,185	-0,259	-0,162	-0,185	
RMT HE	-0,267	-0,038	0,047	-0,326	-0,066	0,012	-0,020	
RMT HY	-0,234	-0,178	-0,208	-0,212	-0,456	-0,383	-0,295	
RMT OR	-0,264	-0,100	-0,122	-0,287	-0,308	-0,246	-0,146	
RMT Autres	-0,249	-0,076	-0,047	-0,213	-0,326	-0,280	-0,069	

	Chemin 200	Chemin 150	Chemin 100	Chemin 50	Eau total 200	Eau total 150	Eau total 100	Eau total 50
Abondance	-0,118	-0,038	0,118	0,283	-0,073	-0,073	-0,099	-0,226
RMT	-0,290	-0,171	0,011	0,142	-0,166	-0,166	-0,200	-0,340
RMT AR	-0,261	-0,174	-0,147	-0,171	-0,010	-0,010	-0,045	-0,257
RMT CO	-0,054	0,029	0,130	0,269	0,115	0,115	0,068	-0,284
RMT DI	-0,131	-0,070	-0,071	0,100	-0,122	-0,122	-0,159	-0,342
RMT LE	-0,127	-0,067	-0,016	0,313	-0,214	-0,214	-0,244	-0,342
RMT HO	-0,437	-0,490	-0,371	0,214	-0,247	-0,247	-0,267	-0,285
RMT HE	-0,251	-0,179	0,039	0,170	0,085	0,085	0,055	-0,170
RMT HY	-0,263	-0,147	0,050	-0,071	-0,202	-0,202	-0,216	-0,212
RMT OR	-0,126	-0,069	0,079	0,057	-0,250	-0,250	-0,255	-0,172
RMT Autres	-0,195	-0,129	-0,059	0,298	-0,258	-0,258	-0,267	-0,213

	Friche arbustive 200	Friche arbustive 150	Friche arbustive 100	Friche arbustive 50	Prairie 200	Prairie 150	Prairie 100	Prairie 50
Abondance	0,060	-0,158	-0,085	-0,085	0,016	0,004	-0,107	
RMT	0,191	-0,001	0,028	0,028	-0,038	-0,042	-0,101	
RMT AR	0,622	0,263	0,071	0,071	-0,249	-0,255	-0,143	
RMT CO	0,258	0,161	0,170	0,170	-0,109	-0,109	-0,079	
RMT DI	0,111	-0,183	-0,285	-0,285	-0,018	-0,006	0,072	
RMT LE	0,079	-0,120	0,157	0,157	0,054	0,075	0,042	
RMT HO	-0,027	-0,235	0,171	0,171	0,035	0,027	-0,034	
RMT HE	-0,027	0,102	0,014	0,014	0,046	0,021	-0,137	
RMT HY	0,211	-0,090	-0,028	-0,028	0,208	0,201	0,107	
RMT OR	0,328	0,262	0,057	0,057	0,007	-0,023	-0,164	
RMT Autres	0,119	-0,073	-0,071	-0,071	-0,246	-0,224	-0,120	

	Jardin 200	Jardin 150	Jardin 100	Jardin 50	Chemin Fer 200	Chemin Fer 150	Chemin Fer 100	Chemin Fer 50
Abondance	-0,089	-0,038	0,082	0,283	-0,191	-0,255	-0,255	
RMT	-0,125	-0,065	0,047	0,142	-0,064	-0,085	-0,085	
RMT AR	-0,004	-0,038	0,017	-0,171	0,004	0,242	0,242	
RMT CO	-0,256	-0,190	-0,003	0,269	-0,137	-0,156	-0,156	
RMT DI	0,081	0,045	-0,147	0,100	-0,168	0,000	0,000	
RMT LE	-0,082	-0,007	0,055	0,313	-0,293	-0,285	-0,285	
RMT HO	0,103	0,271	0,164	0,214	-0,342	-0,285	-0,285	
RMT HE	-0,118	-0,138	0,153	0,170	0,295	0,170	0,170	
RMT HY	-0,215	-0,199	-0,250	-0,071	-0,038	-0,156	-0,156	
RMT OR	0,044	0,100	0,185	0,057	0,248	0,172	0,172	
RMT Autres	0,219	0,224	0,337	0,298	0,084	0,099	0,099	

	Ripisylve 200	Ripisylve 150	Ripisylve 100	Ripisylve 50	Arrachée 200	Arrachée 150	Arrachée 100	Arrachée 50
Abondance	-0,226	-0,226	-0,226	-0,226	-0,033	-0,033	-0,033	
RMT	-0,340	-0,340	-0,340	-0,340	-0,196	-0,196	-0,196	
RMT AR	-0,257	-0,257	-0,257	-0,257	-0,370	-0,370	-0,370	
RMT CO	-0,284	-0,284	-0,284	-0,284	-0,282	-0,282	-0,282	
RMT DI	-0,342	-0,342	-0,342	-0,342	-0,355	-0,355	-0,355	
RMT LE	-0,342	-0,342	-0,342	-0,342	-0,237	-0,237	-0,237	
RMT HO	-0,285	-0,285	-0,285	-0,285	-0,135	-0,135	-0,135	
RMT HE	-0,170	-0,170	-0,170	-0,170	0,088	0,088	0,088	
RMT HY	-0,212	-0,212	-0,212	-0,212	-0,022	-0,022	-0,022	
RMT OR	-0,172	-0,172	-0,172	-0,172	0,069	0,069	0,069	
RMT Autres	-0,213	-0,213	-0,213	-0,213	-0,357	-0,357	-0,357	

Les colonnes vides témoignent d'un manque de données brutes avant le test.

Projet BioDiVine / Fiche à remplir pour l'année 2010

Monsieur,

Vous avez accepté de mettre à disposition vos parcelles pour l'installation de pièges à arthropodes dans le cadre du projet Biodivine et nous vous en remercions.

Ces 25 pièges sont aujourd'hui posés sur l'ensemble du territoire des Costières de Nîmes et ont été activés le mardi 19 avril. **Les relevés des postes de piégeage commenceront le mardi 26 avril et dureront jusqu'au 12 juillet inclus, à raison d'un relevé tous les mardis.**

Les résultats relatifs à l'analyse et au traitement des échantillons récoltés pour la campagne 2011 seront disponibles durant le mois de septembre et vous seront, bien évidemment, communiqués.

Afin de rendre cette étude la plus complète possible, vous trouverez ci-dessous le formulaire concernant l'itinéraire cultural et les moyens de lutte employés sur les parcelles de vigne ou les vergers dans lequel(le)s sont installés les pièges à arthropodes.

Merci de le compléter (1 exemplaire par parcelle de vigne ou verger) et me le retourner par mail à portebenjamin.1@gmail.com (format informatique envoyé le vendredi 15 avril) ou par fax au 04.66.20.67.09.

Ce même formulaire vous sera remis au cours du mois de septembre pour les travaux effectués sur l'année 2011.

Pour plus d'informations concernant le projet BioDiVine, vous pouvez consulter le site internet :

<http://www.biodivine.eu/?lang=fr>

Cordialement.

Benjamin PORTE

Contacts :

- **Benjamin PORTE**
Stagiaire du Projet LIFE + BioDiVine
portebenjamin.1@gmail.com
Institut Français de la Vigne et du Vin
Domaine de Donadille
30230 RODILHAN
04 66 20 66 43
06 50 21 91 73

- **Marina DE CECCO**
Animation Charte paysagère et environnementale des Costières de Nîmes
charte.costieres@territoiresetpaysages.fr
Territoires et Paysages
Hôtel d'entreprises
10 avenue de la Croix Rouge
84 000 AVIGNON
04 90 27 18 83

1. Entretien du sol

		OUI	NON	Rang	Inter-rang	DATE(S)	
Gestion des adventices	Désherbage chimique					* voir 4. Tableau Lutte	
	Désherbage mécanique						
	Enherbement	Semé					* dates de semis et de tonte
		Naturel maîtrisé					* date(s) de tonte
	Autres						
Décavaillonnage							
Labour							
Décompactage							
Disques							
Griffon / Herse et actions similaires							
Rotovator							
Autres (mulching, ...)							
Commentaires							

2. Intervention sur la vigne

		OUI	NON	DATE(S)
Pré-taille				
Taille				
Relevage				
Épamprage	Chimique			
	Mécanique			
	Manuel			
Ébourgeonnage				
Écimage/Rognage				
Éclaircissage	Manuel			
	Chimique			
Effeillage	Manuel			
	Mécanique			
Autres				

3. Fertilisation et Amendements

		NOM COMMERCIAL	DOSE/Ha	DATE(S) D'APPORT
Engrais minéraux				
Engrais organo-minéraux				
Engrais organiques				
Engrais foliaires / Correcteurs de carence				
Amendements	organiques			
	minéraux			
Autres				
Commentaires				

4. Lutte contre les ravageurs, les champignons et les adventices

	NOM COMMERCIAL	DOSE/Ha	DATE(S)
Fongicides			
Insecticides			
Herbicides			
Autres (confusion sexuelle, piégeage, ...)			
Commentaires			