Biodiversité, mutations agricoles et dynamique des paysages méditerranéens sous influence urbaine

Jacques Lepart, Claude Napoleone

▶ **To cite this version:**

Jacques Lepart, Claude Napoleone. Biodiversité, mutations agricoles et dynamique des paysages méditerranéens sous influence urbaine. 0001077, Institut national de la recherche agronomique (INRA); Centre national de la recherche scientifique (CNRS); Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire. 2010, pp.61. hal-04547905

HAL Id: hal-04547905
https://hal.science/hal-04547905

Submitted on 16 Apr 2024

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

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

BIODIVERSITE, MUTATIONS AGRICOLES ET DYNAMIQUE DES PAYSAGES MEDITERRANEENS SOUS INFLUENCE URBAINE

BIODIVERSITY, AGRICULTURAL CHANGE AND MEDITERRANEAN LANDSCAPES DYNAMICS UNDER URBAN SPRAWL INFLUENCE

Programme DIVA 2
Rapport de fin de contrat

INRA/Ecodéveloppement
Claude Napoléone
Domaine Saint Paul, site Agroparc
84914 Avignon cedex 9, France.

CNRS/CEFE
Jacques Lepart
1919 route de Mende
34293 Montpellier cedex

Date : décembre 2010

N° de contrat : 0001077
Date du contrat : 06/12/2007

Rapport scientifique

BIODIVERSITE, MUTATIONS AGRICOLES ET DYNAMIQUE DES PAYSAGES MEDITERRANEENS SOUS INFLUENCE URBAINE

PROGRAMME BIO-2M

Responsables scientifiques du projet :

Jacques Lepart (CNRS/CEFE) et Claude Napoléone (INRA/Ecodéveloppement)

Autres partenaires scientifiques bénéficiaires :

INRA/Abeilles et environnement
CNRS/IMEP

1- Objectifs du projet, problématique et éléments de contexte.

L'objectif du programme Bio-2M fut de disposer d'une vision, à l'échelle régionale, des principales relations dynamiques liant les activités agricoles et la biodiversité au sein d'espaces sous influence urbaine. Des injonctions publiques ou sociales incitent, en effet, à la prise en compte de la biodiversité. La Conférence pour la Diversité Biologique, la stratégie européenne et la stratégie nationale de la biodiversité mettent par exemple en avant deux objectifs : freiner la perte de biodiversité à l'horizon 2010 (aujourd'hui reporté à 2020) et prendre en compte les services rendus par la biodiversité dans l'ensemble des champs de l'action publique. Or, en France, l'action publique de conservation est efficace pour des systèmes naturels clairement délimités (une zone humide mise en réserve) mais l'est beaucoup moins pour une ressource répartie sur des espaces hétérogènes et anthropisés, comme la biodiversité prise dans un sens générique. Dans cette perspective, le travail réalisé a cherché à intégrer la décision publique dans les analyses dynamiques conduites et à proposer des résultats pouvant être mis en regard des actions publiques. Les résultats du programme Bio2M apportent ainsi des arguments pour décloisonner les politiques agricoles, les politiques de la nature et les politiques d'urbanisme. Il s'est agi de replacer des connaissances pertinentes sur la biodiversité 1) dans le contexte de la mise en œuvre de politiques agricoles respectueuses de la biodiversité (quelles évolutions des pratiques sont souhaitables ?) et 2) dans la définition de politiques d'urbanisme plus respectueuses de l'environnement (où localiser l'effort de protection ? Comment arbitrer entre la protection des deux types d'espace au regard de leurs contributions en terme de biodiversité ?).

Pour ce qui est des éléments contextuels, la région méditerranéenne est un hot-spot de la biodiversité mondiale (Médail et Quézel 1999 ; Médail et Diadema 2009) dans lequel les milieux herbacés ou buissonnants tiennent une place particulière : les pelouses sèches, les garrigues, les maquis… Ils font partie des habitats les plus emblématiques et ont occupé jusqu'à une période récente la majeure partie de l'espace. Les forêts, qui ont eu une place très réduite, sont elles-mêmes diverses (Quezel et Médail, 2003), par rapport à celles du reste de la région tempérée. La France méditerranéenne, à la charnière des domaines atlantique, continental et alpin, occupe une place un peu marginale. Toutefois, celle-ci présente une flore et une faune riche et représentative, renforcée encore par sa position d'interface. Les paysages méditerranéens du Sud de l'Europe se sont mis en place au moment du développement de l'agriculture et de l'élevage, il y a environ 5 000 ans et ont connu une tendance à l'ouverture des milieux jusqu'au 19ème siècle. Depuis, la dynamique s'est inversée et la forêt progresse, tendant à faire disparaître les milieux emblématiques de la méditerranée. Cette évolution des paysages est liée à une double tendance : l'étalement urbain et de profondes transformations de l'agriculture. Pour ce qui est de l'étalement urbain, il s'agit d'une tendance très prégnante, concernant plus spécifiquement les régions côtières et plus rapide en région méditerranéenne que partout ailleurs en France. Pour ce qui est de l'agriculture, les cultures vivrières (céréales en particulier) ont partout perdu de leur importance : au 18ème siècle, en plaine, où elles ont d'abord été remplacées par la viticulture et, au 19ème, dans les régions de montagne. L'élevage s'est maintenu plus durablement et a momentanément pu réutiliser une partie des terroirs anciennement cultivés. La viticulture a subi une série de crises liées à des maladies ou des parasites qui ont abouti à sa restructuration, avec en particulier un développement dans les zones côtières et un relatif abandon dans les garrigues. La perte de qualité de la production qui s'en est suivie a été durable et le retour à une production de qualité (choix de cépages, diminution de la

productivité, reconquête des coteaux), relativement récente pour le Languedoc et plus ancienne pour la Provence, se fait souvent dans un contexte de crise (forte réduction de la surface cultivée). L'élevage régresse aussi rapidement et régulièrement depuis le début du 19ème. De vastes espaces de l'arrière pays méditerranéen sont abandonnés et les paysages se transforment rapidement. Presque partout, les buissons et les arbres progressent dans les pelouses, les arbres s'installent dans les maquis et les garrigues se reboisent. Le développement de la taille des incendies au 20ème siècle est un résultat de cette dynamique qui toutefois n'inverse pas la tendance à la fermeture des paysages à l'échelle de la façade méditerranéenne. Les transformations profondes de l'occupation des sols et des paysages méditerranéens sont donc susceptibles d'affecter considérablement la biodiversité. Alors que les écologues du début du 20ème se préoccupaient surtout de la dégradation des sols et de la végétation, l'attention se porte aujourd'hui sur la biodiversité pour laquelle les menaces seraient soit l'urbanisation, soit, paradoxalement, le retour à un état moins perturbé. Les deux phénomènes ont partie liée : la concentration urbaine est le résultat d'un exode rural ancien et l'évolution du prix du foncier qu'elle induit contribue, aujourd'hui, à empêcher le maintien ou l'installation d'activités agricoles pérennes. Il s'agit, dans l'un et l'autre cas, de phénomènes lents au regard du temps politique, difficilement perceptibles, mais très durables même s'ils ne sont pas totalement irréversibles. De fait, les paysages ouverts et utilisés de manière extensive sont en train de disparaître au profit de la forêt et parfois d'élevages intensifs. Les essais d'accompagnement du maintien ou de l'installation d'éleveurs restent localisés et précaires. En conséquence, les populations d'espèces liées aux habitats correspondant se contractent et celles des milieux forestiers disposent de nouveaux espaces.

Pour analyser les phénomènes spatiaux qui modifient les paysages méditerranéens et les confronter à la biodiversité, nous avons travaillé à deux échelles :

- Une échelle locale, représentée par une quarantaine de communes entre la ville d'Avignon et les piémonts du Ventoux, où ont été analysés aussi précisément que possible les changements d'utilisation des sols sur une longue période. Le but fut d'évaluer leurs effets sur la flore et les abeilles sauvage, deux groupes taxonomiques qui ont partie liée et ont une importance fonctionnelle.

- Une échelle régionale, celle du Languedoc Roussillon, pour réaliser d'une part, l'analyse du lien entre diversité patrimoniale et habitats. D'autre part, pour évaluer les effets possibles des changements d'utilisation des sols sur la diversité de la région (et par extension de la France méditerranéenne - Corse exclue). Le but fut d'analyser les effets de l'urbanisation sur la diversité, simplement définie par la présence d'une znieff de type 1.

2- Présentation des méthodes et du dispositif de recherche

Nous avons abordé la relation entre biodiversité et dynamique des paysages à deux échelles. Une échelle locale en retenant des aspects fonctionnels et en étudiant l'histoire au niveau parcellaire. Une échelle régionale en retenant l'approche en inventaires, confrontée aux grandes tendances d'évolution de l'usage du sol. Par voie de conséquence, nous avons utilisé deux groupes d'indicateurs de la biodiversité :

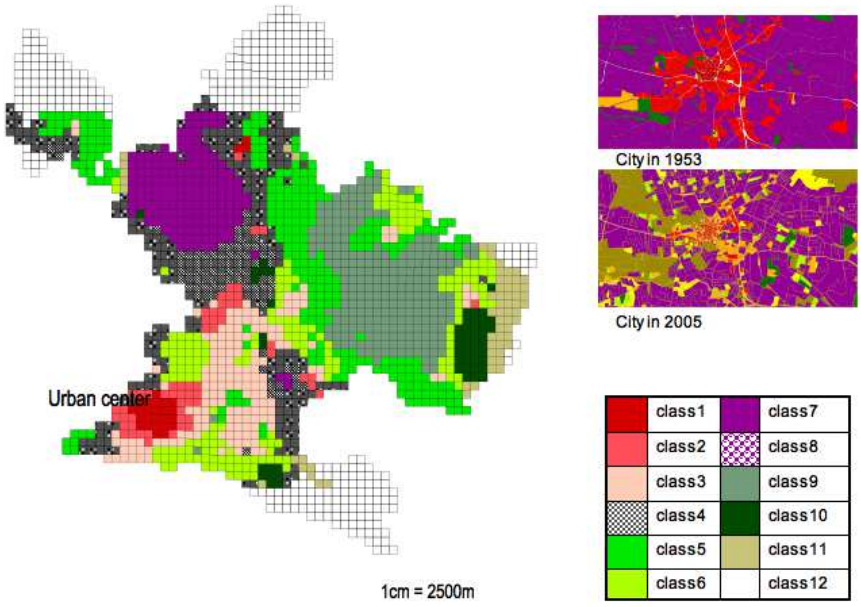
- La diversité fonctionnelle, abordée à travers deux indicateurs, la diversité floristique et les abeilles sauvages, au titre de la pollinisation des systèmes naturels et cultivés.

- La diversité patrimoniale, abordée à travers les inventaires Znieff de seconde génération, au titre d'un marqueur social de l'importance des espèces recensées ainsi que de l'indicateur le plus utilisé dans le cadre des politiques publiques.

⇒ Concernant l'échelle locale, l'hypothèse de départ est que la distribution des espèces actuelles, observée au niveau du paysage est l'héritage des changements successifs d'occupation du sol. Nous avons donc cherché à comprendre en quoi et comment la biodiversité dépend des trajectoires d'utilisation du sol passées. Il s'est agi d'une part de conduire une analyse visant d'abord à identifier les trajectoires historiques des pratiques agricoles et à confronter les caractéristiques spatio-temporelles du paysage avec les données biologiques. La zone d'étude retenue se situe au sud du département du Vaucluse et regroupe une quarantaine de communes sous influence urbaine. Les travaux du programme Bio2M se situant en prolongement d'autres recherches conduites à l'INRA/Ecodévelopement, une importante base de données existait en début de programme. Elle a permis de renseigner l'usage du sol à l'échelle parcellaire (complémentairement aux autres données géographiques de type Modèle Numérique de Terrain, Corine Land Cover, photos aériennes pour trois campagnes autour des années 1953, 1975 et 2005). Notre protocole d'échantillonnage floristique et faunistique a été construit après une première analyse qui a permis d'identifier les trajectoires d'utilisation du sol dans les deux dimensions temporelle et spatiale. L'information sur l'occupation du sol est tirée de campagnes de photographies aériennes des années 1953, 1975 et 2005 (IGN, DDAF, DDE de Vaucluse), la caractérisation des types de croissances urbaines est issue de l'expertise des chercheurs de l'Ecodéveloppement (voir par ex. Donzel et al., 2008). La classification finale propose une cartographie en 12 classes croisant des éléments d'écologie et de sciences humaines (les croissances urbaines) (tableau 1 et carte 1).

n° classes	***intitule de la classe***
1	Centre urbain
2	1ère couronne urbaine
3	2ème couronne - périurbain
4	Zones industrielles
5	Vergers
6	Vergers/cultures humides
7	Vignes
8	Vignes/cultures
9	Vergers/serres
10	Territoires restés semi naturels
11	Territoires passés semi naturels
12	Espaces non renseignés

Tableau 1 : classification des usages des sols par analyse multivariée



Carte 1 : classification des trajectoires historiques sur la zone d'Avignon

Sur cette zone, une quarantaine de points d'échantillonnages ont été sélectionnés. Les échantillons ont été traités à partir de fenêtres d'analyse de 500 m x 500 m (la taille étant imposée par la nature des espaces de transition entre agriculture et milieux semi-naturels adjacents – voir figure 1). La diversité floristique a été étudiée par des relevés consistant en un recensement de toutes les espèces floristiques rencontrées aux interfaces entre agriculture et milieux ouverts au sein de chaque fenêtre de 500 m^2.

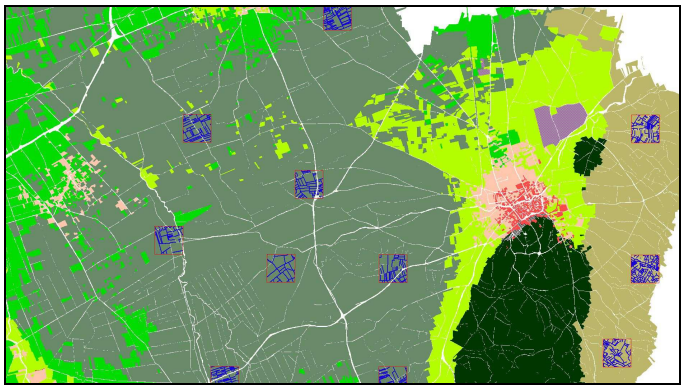


Figure 1 : Localisation des fenêtres d'échantillonnage sur la carte des classes de trajectoires du sol

Parmi les 12 classes de trajectoires du sol, seules cinq ont été prospectées et analysées. Il s'agit des classes de trajectoires du sol 3, 5, 7, 9 et 11. La classe de trajectoire 3 était autrefois agricole, mais sa proximité à la ville d'Avignon a transformé aujourd'hui cette classe en seconde couronne périurbaine d'Avignon. 99 % des interfaces qui y ont été prospectées sont de nature urbaine (talus routiers, jardins…), au sein d'un environnement agricole. Au sein de la classe de trajectoire 5 se sont maintenus des vergers et cultures. Il s'observe récemment l'apparition de friches. Les interfaces prospectées y étaient pour moitié des interfaces de type vignes, vergers, friches. La classe de trajectoire 7 correspond aux espaces qui ont toujours été des vignobles. 93 % des interfaces prospectées y sont de type "vigne". La classe de trajectoire 9 rassemblait autrefois des vergers et des cultures et est mieux représentée aujourd'hui par la vigne. Plus de la moitié des interfaces prospectées était agricole. La classe de trajectoire 11

était composée autrefois d'espaces semi-naturels et de friches auxquels s'associaient des vergers, aujourd'hui accompagnés de vignes. Cette classe de trajectoire est celle où les espaces semi-naturels en mélange avec l'agriculture sont les mieux représentés (10 %).

L'abondance des espèces floristiques a été répertoriée en trois classes : abondantes, présentes et rares. La liste des espèces floristiques est une liste « ouverte » c'est-à-dire qui peut-être amendée de nouvelles espèces lors de nouveaux relevés. Elle comprend actuellement un total de 324 espèces regroupées en 195 genres et 70 familles. Les familles les plus fréquemment rencontrées sont les Poaceae (18%), Asteraceae (17%), Fabaceae (8%), Rosaceae (5%) et les Brassicaceae (4%). En parallèle, une enquête auprès des exploitants âgés ayant utilisé les parcelles échantillonnées a permis de retracer l'historique des pratiques sur 50 ans. Notre hypothèse fut qu'en dehors de l'hétérogénéité des pratiques entre deux d'exploitations ou deux périodes, même proches, il existe de grandes évolutions techniques ou sociales (mécanisation, utilisation d'intrants chimiques…) qui marquent la relation entre pratiques agricoles et dynamiques des milieux naturels, à l'échelle de micro-régions agricoles.

Enfin, les inventaires d'abeilles ont été réalisés dans 25 des points d'échantillonnages, sélectionnés de façon à obtenir au moins trois réplicas pour chacune des sept principales trajectoires paysagères identifiées. Ces territoires se caractérisent de facto par des contextes paysagers actuels contrastés : urbains (n = 6), viticoles (6), agricoles (9) ou semi-naturels (4). Les sites étaient situés à plus de deux kilomètres les uns des autres, soit le double des capacités de déplacement maximales de la plupart des espèces d'abeilles (Zurbuchen et al. 2010). Les abeilles ont été échantillonnées avec des coupelles colorées remplies d'une solution détergente (Westphal et al. 2008) : trois coupelles par point d'échantillonnage, distantes de trois mètres et placées en bordure de la parcelle la plus proche du centre de chaque point. Afin de couvrir les phases d'activité de l'ensemble des espèces, les inventaires ont été réalisés tous les mois de la période d'étude, soit 19 mois d'avril 2009 à octobre 2010 – exceptés les mois froids de Janvier et Février. Le patron de diversité des abeilles a été caractérisé pour chaque site selon deux dimensions : la richesse spécifique et l'abondance. En outre, la richesse observée a été corrigée par un estimateur du nombre d'espèces manquantes dans les échantillons (first-order Jackknife estimator - Magurran 2004). Dans un premier temps, les données d'abondance et de richesse spécifique ont été traitées par des modèles linéaires généralisés (GLM) et des tests de rapport de vraisemblance (likelihood ratio tests), en introduisant les catégories d'assolements dominants et de trajectoires passées comme variables explicatives.

⇒ Concernant l'échelle régionale, nous avons utilisé les znieff, définies sur la base d'espèces déterminantes appartenant à des groupes taxonomiques dont la répartition des espèces est connue assez précisément. Les groupes sont les plantes supérieures, les vertébrés (mammifères, oiseaux, herptiles (reptiles batraciens) et poissons), quelques groupes d'insectes. Les espèces déterminantes, représentant de 10 à 20% des groupes, ont été retenues en fonction de deux critères, la rareté et la responsabilité du territoire. Pour chaque groupe, l'écologie des espèces a été caractérisée à dire d'experts par un ou plusieurs habitats en s'inspirant de la typologie Corine biotope : 30 habitats pour les plantes avec un habitat par espèce ; 35 habitats pour les animaux avec un ou plusieurs habitats (habitat d'alimentation, habitat de nidification, par exemple). Ces habitats ont été réunis en 7 grands types. Dans une deuxième phase, on s'est intéressé à l'évolution de ces habitats : un travail a été réalisé sur une base bibliographique sur le long terme (depuis environ 5 000 BP, la mise en en place d'un climat méditerranéen et le développement de l'agriculture dans nos régions) et sur la

flore et de la faune actuelle. Le travail a été approfondi pour la période allant de la fin du 19ème siècle à nos jours, en ayant recours aux recensements de l'agriculture. Pour la période récente nous avons analysé les bases de données Corine land Cover et Occsol. L'analyse du jeu de données ZNIEFF et la confrontation avec les enjeux d'utilisation des sols a été réalisée en utilisant des méthodes d'analyse de données standard (analyse multivariée et tableau de contingence). Compte tenu que le choix des espèces déterminantes a conduit à retenir quelques espèces qui, a posteriori, se sont révélées être relativement fréquentes, une « analyse de carences » (gap analysis) utilisant le logiciel Marxan de Possingham et Ball (2000) a permis d'identifier un noyau de sites nécessaire à la conservation des espèces à très fort enjeu de conservation (critère de rareté-responsabilité le plus élevé).

L'urbanisation a été modélisée pour les deux régions du sud de la France (PACA et LR), sur une grille de cellules de 100 m de coté (6 000 000 de cellules). 4 types de bases de données ont été utilisées : BD TOPO/RGE (IGN), le POS PLU généralisé (DREAL) avec un complément Corine land Cover pour les communes rurales ne disposant pas de PLU, le plan cadastral informatisé et les recensements communaux de la population et de l'activité (INSEE). En se basant sur Géniaux et al. (2005), une classification des municipalités a permis de caractériser la dynamique de la densification urbaine et les politiques concernant les PLU et d'en reporter les informations dans la grille. Pour projeter les changements d'usage du sol à l'horizon 2030, un GLM estime pour chacun des départements les probabilités d'urbanisation. Pour transformer ces probabilités estimées en changements effectifs d'utilisation des sols, on a calculé des seuils de probabilité tenant compte la commune et de son environnement (probabilité de bâtir des parcelles non construites, densité de construction par hectares), selon les différentes zones du plan local d'urbanisme. L'urbanisation actuelle et future ont été confrontées aux 1 315 ZNIEFF de la zone. Dans cette perspective, trois indicateurs de pression urbaine ont été calculés. La pression 1 correspond à l'urbanisation à l'intérieur de chaque site et n'a été calculée que pour 2030. Un site est considéré comme menacé si plus de 10% des cellules qui le constituent sont urbanisées. La pression 2 correspond à l'impact lissé de l'urbanisation au voisinage du site (2km). La pression 3 correspond à l'impact lissé dans un rayon de 50 km pondéré par la distance entre la zone urbanisée et le barycentre de la znieff. L'indicateur de pression 1 se réfère à une urbanisation potentielle en l'absence de désignation en ZNIEFF (qui s'est avéré être une protection généralement efficace pour les ZNIEFF de première génération) et les indicateurs de pression 2 et 3 identifient les 15% de zones les plus menacées en 2008 et les sites menacés en 2030 sur la base du niveau de menace 2008 (figure 2).

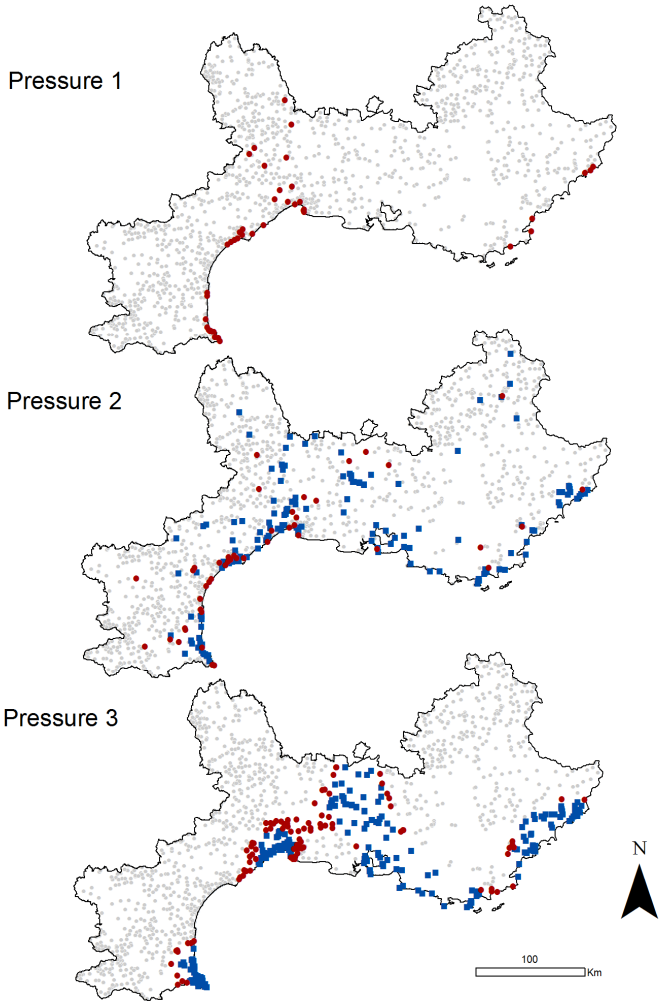


Figure 2 : distribution spatiale des espaces sous pression. Les points bleus représentent : pression en 2008 ; les points rouges : pression prévisible en 2030 ; les points gris : absence de pression.

3- Principaux résultats obtenus.

a. Des différences de diversité floristique selon les trajectoires des usages des sols

La diversité floristique est caractérisée par de fortes différences selon les trajectoires des usages des sols (figure 3). La classe de trajectoires 11 (territoires anciennement agricoles et devenus semi-naturels) présente la plus grande richesse par la présence d'espaces semi-naturels et de friches conjugués à de petites parcelles agricoles (moyenne ± écart type = 106 ± 21). Une ANOVA suivie d'un test Tukey post-hoc indique une différence significative entre la richesse de la classe de trajectoires 11 et la richesse des autres classes. La classe de trajectoires 5 présente la richesse la plus faible (moyenne ± écart type = 58 ± 6.5), suivie des classes de trajectoires 3 (moyenne ± écart type = 66 ± 6.4) et 9 (moyenne ± écart type = 68 ± 12.3). Plus surprenant, la classe de trajectoire 7, qui regroupe des territoires viticoles installés de longue date, présente une richesse supérieure à celles rencontrées au sein des classes 5 et 9 (moyenne ± écart type = 75 ± 10). Nos relevés s'étant réalisés aux interfaces entre l'agriculture et les autres milieux ouverts, ces résultats diffèrent des travaux prenant en compte seulement le type de culture et montrant une faible richesse spécifique.

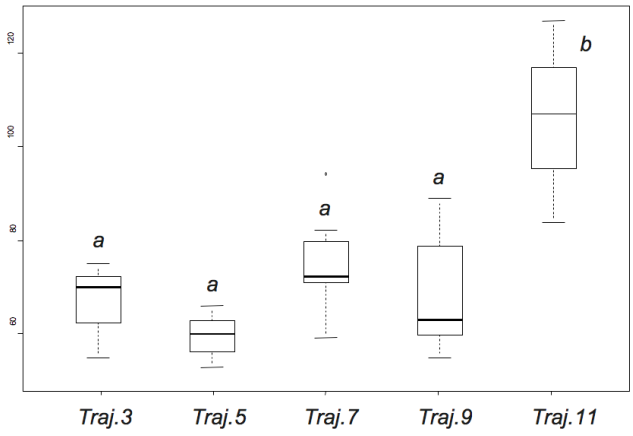


Figure 3. Boxplot de la richesse spécifique par classe de trajectoire du sol.

L'analyse multivariée MDS oppose sur l'axe 1 significativement la classe de trajectoire 11 aux classes de trajectoires 3, 9 et 5 ($F_{4,20} = 18{,}452$, $p = 0{,}001$) (figure 4). Les espèces floristiques inventoriées aux interfaces de la classe de trajectoire 11 sont des espèces xérophiles (Helianthemum hirtum, Helichrysum stoechas, Borrago officinalis, Jasminum fruticans, Loroglossum hircinum, Filago pyramidalis), alors que les interfaces des classes de trajectoires 5 et 9 se distinguent par la présence plus attendue d'espèces de cultures sarclées et de vergers. L'axe 2 de la MDS montre une opposition entre la classe de trajectoire 11 et les classes de trajectoires 3 et 7 ($F_{4,20} = 2{,}3554$, $p < 0{,}16$). Les espèces inventoriées aux interfaces de la classe 7 sont caractéristiques de cultures sèches (Smilax aspera, Bromus madritensis, Foeniculum vulgare, Calendula arvensis) et de sols sableux (Misopates orontium). Les espèces floristiques rencontrées aux interfaces de la classe 3 sont des ubiquistes rencontrées aux abords des habitations (Plantago lanceolata, Lepidium draba, Lactuca seriola, Sonchus tenerrimus, Parietaria judaica).

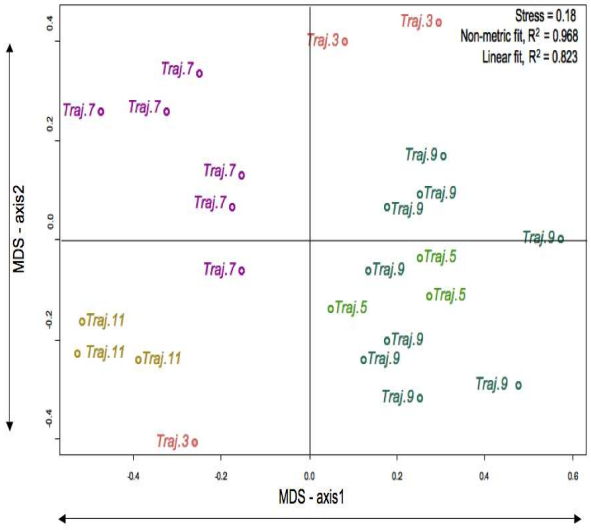


Figure 4. multidimensional scaling ordination (MDS) sur 25 relevés effectués aux interfaces dans des fenêtres de 500 m^2 choisies au sein de 5 classes de trajectoires d'occupation du sol (1955-2005).

b. Des trajectoires historiques marquées par les conjonctures des productions méditerranéennes

L'histoire agricole du Comtat Venaissin est marquée par un précocité climatique et des aménagements hydriques mis en place au 19ème siècle, qui lui permettent alors de monopoliser les productions légumières primeurs françaises, arboricoles et viticoles (raisin de table). Dans la majeure partie du XXème siècle, la zone est vouée en quasi totalité à deux types de maraichages : un maraichage diversifié sur de petites parcelles destiné à alimenter les marchés locaux (Avignon, Marseille) et un maraichage plus spécialisé, sur des parcelles plus grandes, destiné à la fourniture des marchés primeurs nationaux (via le marché de gros de Carpentras). Dans les années 70, l'ouverture des marchés (autres pays méditerranéens européens) et l'amélioration des techniques (maraichage breton) obligent les exploitations du comtat utilisatrices de techniques anciennes (polyculture élevage), à entrer dans l'évolution mécanique et chimique de l'agriculture moderne. Les trajectoires techniques sont alors à la fois plus diverses (en fonction des opportunités de chaque exploitant) et plus comparables aux autres zones maraichères française. Un schéma en résume les grandes étapes (figure 5)

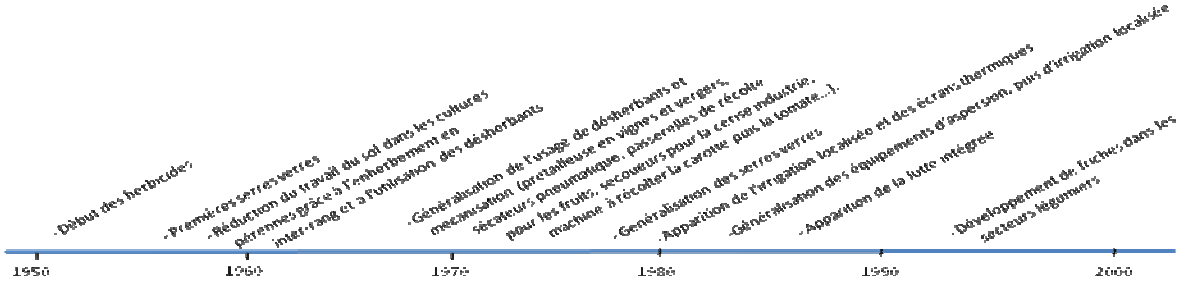


Figure 5 : les principales étapes des pratiques agricoles du comtat

Au niveau paysager, la structure du comtat est très marquée dès la fin du 19ème siècle par les haies de cyprès et de cannes intercalées, qui limitent des parcelles relativement petites. Les haies tendent aujourd'hui à reculer. En termes de variétés cultivées, la garance introduite au 18ème siècle est très répandue jusqu'au milieu du 19ème. Puis ce sont surtout les cultures grainières, aromatiques, médicinales et légumières qui constituent la spécificité du comtat des années 1870 à 1930. A partir de l'entre deux guerres, de véritables cycles spéculatifs se succèdent. Le psyllium introduit en 1922-25 est cultivé jusqu'aux années 30, puis suivent les cultures de menthe de 1935 à 55 et la bulbiculture de 46 à 55. En 1970, la moitié du comtat est occupé par des cultures traditionnelles (céréales, fourrages), un tiers par des cultures légumières (asperges, tomates de conserves, poireaux, carottes, oignons, haricots et épinard), le reste est maintenu en cultures aromatiques et médicinales. Quelques secteurs se spécialisent : Bédarrides-Joncquière dans les céréales, le fourrage et le sorgho ; les marges sèches (hautes terrasses de Châteauneuf du Pape, de Châteauneuf de Gadagne, la petite Crau, Pernes et Carpentras) dans la viticulture et les oliveraies entourés de quelques espaces pastoraux. Après la crise du Phylloxera, la zone de Châteauneuf du Pape accueille des vergers de cerisiers qui ne disparaîtront que dans les années 70 après la reconstruction du vignoble destiné à la viticulture (Châteauneuf du Pape) et au raisin de table (secteurs de Châteauneuf de Gadagne, Jonquerettes, Saint Saturnin et Caumont). A la fin des années 90, les tomates, melons, carottes et asperges recouvrent trois quarts des superficies légumières. Elles sont insérées dans des rotations avec des céréales. Enfin, au cours de cette période, le Comtat, comme le reste de la façade méditerranéenne française, est marqué par une croissance de l'urbanisation issue d'un accroissement démographique externe et de l'adoption de modes d'habitat plus consommateurs de sol par logement (habitat résidentiel). Les terres agricoles étant plutôt localisées autour des villes (d'autant plus pour les cultures légumières), la consommation de sols agricoles pour la construction est importante.
Les éléments discriminants de cet historique ont été caractérisés par traitement statistique des enquêtes (CAH, ACM). Ce sont les rotations (présence/absence), la main d'œuvre (supérieure ou inférieure à 1 UTH), le travail du sol (profondeur), l'irrigation (présence/absence et type), la fertilisation organo-minérale, la gestion des inter-rangs, le type de récolte (manuelle/mécanique) et la destination du sol (agriculture/urbain) qui expliquent la majeure part de l'hétérogénéité des trajectoires. Pour résumer, en 1960, les parcelles agricoles se différencient peu par leurs pratiques. La présence ou l'absence de rotations suffit à les discriminer (maraichage d'un coté, cultures prairiales et pérennes d'un autre). En 1970, les parcelles "sans rotation" se scindent du fait de l'usage (ou non) d'herbicides (les cultures pérennes versus les cultures prairiales). Les cultures annuelles ne se distinguent toujours pas, toutes choses égales par ailleurs, par les productions elles-mêmes. En 1980, la main d'œuvre distingue quasiment toutes les classes de parcelles. Elle marque une différentiation entre les types d'exploitations au sein d'une même production. Seules les cultures annuelles gardent les mêmes caractéristique qu'en 1970. En 1990, aucune tendance nouvelle ne ressort clairement. A l'inverse, en 2000, deux classes sont caractérisées par le type de production, la gestion du rang (le désherbage chimique du rang) et le type de récole (manuelle) et se différencient par le type d'irrigation (gravitaire/goutte à goutte) et par la nature des cultures (pérenne/annuelle). L'urbanisation apparaît également pour expliquer un groupe de parcelles abandonnées. Enfin en 2009, les cultures pérennes sont discriminées par la fertilisation organique, le travail du sol inter-rangs et l'irrigation (présence/absence). Les autres parcelles se différencient principalement par la main d'œuvre (notamment pour les cultures prairiales). Le groupe de parcelle abandonné au profit de l'urbanisation s'est élargi.

c. L'agriculture agit positivement sur la diversité des abeilles sauvages

Sur 25 points issus de l'échantillonnage, des campagnes de captures d'abeilles sauvages ont été conduites. Un total de 3 288 spécimens ont été capturés, dont 1 406 en 2009 et 1 882 en 2010, appartenant à 6 familles : Halictidae (68,7%), Melittidae (10,2%), Andrenidae (9,1%), Apidae (8,3%), Megachilidae (3,3%), et Colletidae (0,4%). Les estimations de richesse spécifique sont basées sur 1 257 individus identifiés à l'espèce, soit 91% des 1 406 individus capturés tout au long de la saison 2009. A l'échelle de la région, 84 espèces ont été identifiées à ce jour. A l'échelle du site, la richesse totale estimée varie de 11 à 33. Elle est corrélée à l'abondance totale sur les 25 sites : les sites pauvres en espèces ne sont pas caractérisés par l'abondance de certaines espèces sociales ou adaptées aux perturbations.

Néanmoins, les analyses montrent que richesse spécifique et abondance sont affectées différemment par le contexte paysager. Ni l'assolement dominant, ni la trajectoire passée du paysage n'expliquent de façon complètement satisfaisante les patrons de diversité observés. Cependant, des tendances se dégagent. Le type d'assolement dominant explique une proportion marginalement significative de la richesse spécifique, avec des valeurs supérieures dans les sites dominés par une matrice agricole, comparativement aux sites à dominance urbaine, viticole ou semi-naturelle (Fig. 6a et 6c). De la même façon, la subdivision en 7 catégories de trajectoires paysagères ne permet pas de discriminer davantage les patrons de diversité des abeilles. Les tendances sont encore une fois marginalement significatives et la différence n'est significative que pour les extrêmes. Ces observations suggèrent que (i) le patron de diversité des abeilles est moins influencé par la trajectoire passée d'un territoire que par son contexte actuel, et que (ii) si le contexte actuel est réellement déterminant pour la diversité des abeilles, son effet ne peut se résumer à celui du seul habitat dominant. A cet égard, les interactions entre les différents habitats composant les territoires actuels on été explicitement prises en compte dans une seconde étape. Des modèles analogues ont été construits, en introduisant une ou deux variables paysagères, en association simple ou en interaction. Nous avons focalisé notre attention sur trois principales variables reliées à l'activité anthropique : les surfaces agricoles, les surfaces d'arboriculture et les surfaces urbaines (mesurées dans un rayon de 1 km, soit une distance englobant la plupart des aires de butinage des abeilles sauvages). Les surfaces viticoles n'ont pas été retenues, car fortement (et négativement) corrélées aux surfaces agricoles. Nous avons abouti à la création de neuf modèles concurrents de richesse spécifique et d'abondance des abeilles. Ces modèles ont été hiérarchisés selon l'AIC (corrigé pour petits échantillons). Dans le cas de la richesse spécifique, le meilleur modèle incluait uniquement un effet (positif) de la surface agricole. Dans le cas de l'abondance, le meilleur modèle incluait ce même effet positif, mais en forte interaction négative avec la surface urbaine. Cette interaction prédit que l'effet positif de la surface agricole est d'autant plus marqué que la surface urbaine est restreinte dans l'environnement. Dans les deux cas, les modèles expliquent une portion significative de déviance. Les modèles basés sur l'arboriculture étaient systématiquement classés comme les moins vraisemblables.

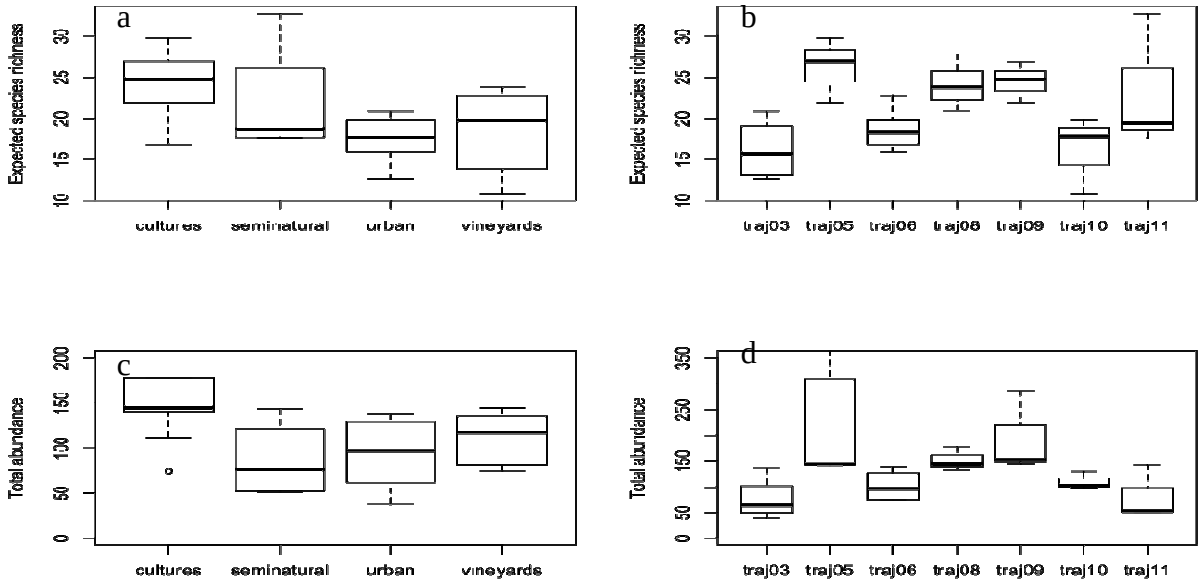


Figure 6. Variations de la richesse spécifique et de l'abondance des abeilles sauvages selon 4 types de territoires (a et c) et selon sept trajectoires paysagères depuis le milieu du 20ème siècle (b et d).

Cette analyse met en évidence l'importance de la matrice agricole dans le maintien de la diversité des abeilles sauvages, dans cette région méditerranéenne. La matrice agricole rassemble une diversité de pratiques et de cultures ayant probablement la capacité d'offrir aux abeilles des ressources florales variées et régulières au cours de la saison. L'arboriculture, au contraire, offre aux abeilles une ressource très abondante, mais disponible temporairement – et possiblement associée à une compétition avec les abeilles domestiques introduites pour leur service de pollinisation. Ces territoires n'ont donc peut-être pas l'effet positif que l'ont pouvait espérer sur la diversité des abeilles sauvages. L'effet des surfaces viticoles n'a pas été explicitement étudié dans cette analyse, du fait de la corrélation négative avec la diversité observée. La vigne est peu attractive et exploitée par les abeilles. Les zones entièrement couvertes de vigne au Nord de la zone d'étude sont donc probablement moins propices au maintien des populations d'abeilles que les zones agricoles plus hétérogènes.

Enfin, la diversité des plantes à fleur (phanérogames) contribue à augmenter la richesse spécifique des abeilles. L'ajout de la variable "phanérogames" aux modèles prédictifs obtenus précédemment a ainsi permis d'augmenter très significativement le pouvoir prédictif du modèle de richesse spécifique des abeilles (Fig. 7a), mais pas du modèle d'abondance qui reste inchangé par rapport à l'étape précédente (Fig. 7b). Des corrélations entre diversité floristique et diversité des abeilles avaient déjà été mises en évidence dans des études antérieures, y compris en région méditerranéenne, mais à notre connaissance jamais en association avec une variable complémentaire de paysage – ici la surface agricole (fig. 7a). Nous montrons que la richesse spécifique (a) est positivement influencée par la surface cultivée (ha) et par la diversité des ressources florales dans un rayon de 1 km^2. Nous montrons également que l'abondance totale des abeilles (b) dépend d'une interaction négative entre surfaces cultivées (ha) et urbaines (ha). Ces résultats permettent d'envisager la gestion de la flore des habitats interstitiels au sein de la matrice agricole comme levier d'action important pour le maintien de la diversité des abeilles dans les paysages soumis à une forte pression anthropique.

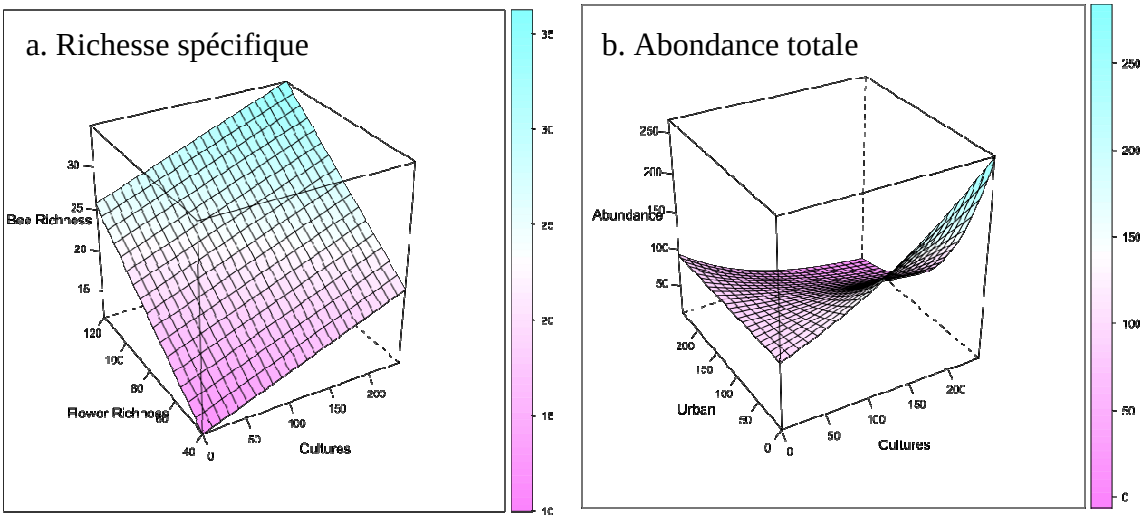


Figure 7. Représentations des meilleurs modèles prédictifs de diversité des abeilles.

d. Un nombre important de sites protégés est nécessaire pour conserver les espèces patrimoniales

1) Détermination des habitats importants pour le maintien des espèces patrimoniales. Les habitats ont été décrits de manière précise pour la flore et la faune (entre 30 et 35 catégories) mais sont présentés ici de manière simplifiée et homogène (7 catégories). Sur cette base, les milieux pâturés (pelouses et landes) représentent le principal enjeu pour la biodiversité patrimoniale, notamment pour les plantes et les groupes d'insectes retenus. Ces milieux sont aussi importants pour les herptiles (reptiles batraciens) mais moins que les zones humides (43 % versus 57 % le total est supérieur à 100 du fait de la fréquentation par les herptiles de plusieurs habitats (reproduction, alimentation, hivernage)). Pour les oiseaux la proportion liée aux milieux pâturés est moins importante que celle liée aux zones humides (21 % versus 30 %), mais est considérablement plus importante si on s'intéresse aux espaces anthropisés en ajoutant aux milieux pâturés les milieux cultivés. Globalement, c'est environ 40 % des espèces déterminantes qui sont liées aux milieux actuellement ou anciennement pâturés (qualifiés par la suite soit de milieux pâturés soit de milieux ouverts). Viennent ensuite, les zones humides dont certains habitats ont été ou sont encore pâturés (tourbières, mares temporaires…), mais sont souvent susceptibles de se maintenir sans intervention humaine du fait des contraintes environnementales qu'ils subissent durant une partie de l'année), les espaces rocheux (diversifiés de la corniche à la grotte ; 18 %), les zones côtières (dont une partie est pâturée (enganes… ; 14 %) mais qui en principe ne nécessitent pas de pâturage pour conserver leur structure) et les milieux forestiers (12 %). Les habitats agricoles et les zones urbaines ont des contributions beaucoup plus faible (5 % et 2 %) sauf pour quelques groupes (oiseaux et insectes pour les habitats agricoles et mammifères (chauve-souris) pour les habitats urbains). Ce résultat confirme sur une large base taxonomique l'enjeu de conservation que les milieux pâturés constituent en région méditerranéenne. Il corrobore celui obtenu par Lepart et al. (2007) à l'échelle nationale pour les plantes (listes rouges).

2) Les Znieff. Elles sont au nombre de 833 pour une surface de 471 000 hectares, soit une superficie moyenne proche de 500 hectares. Elles sont caractérisées par la présence de nombreuses espèces déterminantes (en moyenne neuf correspondant à trois habitats différents). Ce sont donc des mosaïques d'habitats, des petits paysages à enjeux diversifiés. Du fait de la diversité de ces enjeux, les objectifs de gestion devraient être différents selon les différents types d'habitats présents dans la Znieff. Cette diversité d'enjeux se retrouve aussi lorsqu'on concentre l'analyse sur les sites les plus indispensables au maintien de la biodiversité (par une analyse des carences ou *gap analysis*). Près de 450 sites sont nécessaires pour maintenir 90 % des populations des espèces pour lesquelles le critère responsabilité/rareté est le plus élevé (moins de 10 % des espèces déterminantes) et une proportion allant de 50 % à 5 % des populations d'autres espèces (selon la valeur du critère). Les sites irremplaçables (présents dans toutes les solutions) sont au nombre de 200 parmi lesquels 169 présentent des espèces liées aux habitats pâturés, 129 aux habitats humides, 116 aux habitats rocheux et 83 aux habitats forestiers. Toutefois, l'analyse des carences montre que l'on peut aussi s'orienter vers une gestion plus simple en intervenant sur un plus grand nombre de sites mais en privilégiant pour chaque site un objectif particulier. Il apparaît ainsi que le maintien de la diversité régionale et de sa contribution à la diversité nationale repose sur le maintien de plusieurs habitats dans de nombreux sites (au moins la moitié de ceux qui ont été retenus pour les Znieff). Ces habitats peuvent être très liés aux conditions écologiques stationnelles (milieux rocheux, milieux aquatique, milieux côtiers). Mais, ils sont aussi souvent liés à des modes d'utilisation de l'espace par les sociétés. En particulier, les habitats pâturés qui concernent le plus grand nombre d'espèces déterminantes posent la question de la gestion des milieux nécessaire au maintien de la biodiversité et celle des conditions sociales et économiques nécessaires au maintien des pratiques.

e. Les dynamiques agricole et urbaine impactent fortement la biodiversité

1) L'occupation des sols. Comme beaucoup d'autres régions, le Languedoc-Roussillon a subi dans les deux derniers siècles des changements considérables d'occupation des sols. La comparaison de l'inventaire de l'agriculture de 1852 publiée par le Centre de Recherches historiques (voir Démonet 1990) avec les statistiques les plus récentes (Agreste 2006), associée à la comparaison des statistiques forestières de Daubrée (qui présentent la situation des forêts autour de 1880 et celles de l'IFN), fait ressortir la très forte évolution de l'occupation des sols des cinq départements du Languedoc Roussillon : la forêt double en superficie (de 500 000 à 1 000 000 d'ha), les landes progressent d'un facteur 5 (125 000 à 635 000 ha). Au contraire les cultures (autres que les prairies temporaires (négligeables) et les vignes) diminuent d'un facteur 3 (de 860 000 ha à 285 000) et les pâturages diminuent d'un facteur 4 (de 825 000 ha à 210 000 ha). La vigne est le seul élément stable (de 300 000 ha à 280 000 ha). Cette stabilité cache toutefois de profondes transformations dans sa localisation dans l'espace et des fluctuations importantes mais épisodiques de sa superficie. Les prairies temporaires augmentent tout en restant rares dans l'espace (de 40 000 à 150 000 ha). Ces évolutions marquent l'abandon de l'agriculture vivrière qui libère de vastes espaces dont une partie peut être réutilisée par l'élevage. Malgré cette réutilisation, les terrains de parcours diminuent d'un facteur 4, ce qui signifie que plus des ¾ des anciens pâturages sont abandonnés. Par ailleurs, comme dans quelques petites régions (Aubrac, Grands causses…) les parcours se sont clairement maintenus, cela implique que l'abandon est presque total dans une large partie de la région. Ainsi, la flore et la faune liées aux milieux pâturés a subi une contraction considérable de ses habitats originels. En fonction de ses exigences écologiques et de ses capacités de dispersion, elle a pu réinvestir l'ancien espace cultivé ; mais dans de

nombreux cas, elle subsiste de manière transitoire dans des espaces d'abandon plus récent ou présentant une dynamique plus lente ou ré-exploitée de temps en temps. L'évolution sur le plus court terme (les dernières décennies) est moins spectaculaire et donc moins évidente à détecter. Le suivi *Corine Land Cover* ne détecte pas de changement (excepté des changements concernant l'urbanisation) depuis 1990. Cette absence de détection se retrouve au niveau du suivi *Occsol*, il est vrai sur une période plus courte. C'est la conséquence d'un biais méthodologique qui paraît particulièrement gênant pour un dispositif qui vise à identifier les changements d'occupation des sols. On dispose pourtant d'autres inventaires réalisés au niveau régional qui mettent en évidence quelques-uns de ces changements. La reforestation se poursuit au rythme de 1% par an ce qui compte tenu de la surface forestière représente 10 000 ha/an (source : IFN) ; les inventaires agricoles mettent surtout en évidence la régression de la vigne. Les surfaces de parcours changent assez peu, ce qui n'implique pas que leur reboisement ne se poursuive pas. Il est possible de pâturer des milieux boisés et le développement du sylvo-pastoralisme correspond bien à une stratégie adaptée à la reforestation. Par ailleurs, la PHAE, les mesures agri-environnementales, les MAE territoriales rendent plus intéressante la déclaration de surfaces pâturées. Il n'en reste pas moins qu'il semble y avoir une remobilisation des espaces pâturés (Quétier et al. 2005). La poursuite du reboisement spontané de ces espaces pâturés est confirmée pour des périodes allant des années 1970 ou 1980 à nos jours par la comparaison de cartes réalisées entre ces dates sur des territoires de Parcs ou des territoires Natura 2000 (par exemple Jaudon et al. 2009, Fonderflick et al. 2010). Il serait toutefois très intéressant de disposer de suivis mieux organisés et réalisés à l'échelle du Languedoc. Des essais sont en cours de réalisation par le CEMAGREF pour le suivi des sites Natura 2000 de façon à vérifier le respect des engagements nationaux dans ce domaine.

2) L'élevage. L'évolution de l'élevage en Languedoc-Roussillon explique une bonne partie des transformations de l'occupation des sols. Les effectifs ovins (Lozère exceptée) ont considérablement diminué depuis la première moitié du 19ème siècle puisqu'ils ont été divisés par un facteur 10. Une première chute très brutale a eu lieu entre 1856 et 1890 (diminution d'un facteur 5). Cette chute correspond à la crise phylloxérique qui a entrainé, pour de nombreux petits viticulteurs, l'abandon de leurs activités viticoles et parfois l'exode. Les techniques de culture de la vigne après la crise se sont par ailleurs considérablement compliquées et ne permettaient plus la multi-activité et en particulier l'élevage pendant la période hivernale. La crise viticole n'est pas le seul facteur comme en témoigne la diminution plus modérée de l'élevage lozérien pendant la période 1856-1945. L'exode rural, phénomène complexe est à son apogée pendant la seconde partie du 19ème siècle. Depuis cette période, le déclin est irrégulier et plus lent (diminution moyenne d'un facteur 2). Le seul département qui maintienne un élevage important est la Lozère où il a retrouvé récemment un niveau proche de celui des années 1810 (ce qui traduit toutefois une diminution du pâturage puisque la transhumance ovine à partir de la plaine est devenue très faible). La situation lozérienne se retrouve dans des zones de montagne des quatre départements côtiers, mais comme c'est sur de faibles surfaces, ce maintien a peu d'effets sur la statistique départementale. Dans les trois départements qui ont déjà été analysés (Gard, Hérault, Aude ; les Pyrénées-Orientales et la Lozère le seront rapidement), quelques zones de montagne disposent encore d'un élevage ovin.

L'élevage bovin est traditionnellement peu représenté en France méditerranéenne (au moins depuis le Moyen-âge). Il régresse régulièrement mais faiblement à quelques fluctuations près dans les quatre départements méditerranéens. Depuis, il y a une reprise légère qui peut aller jusqu'à un doublement dans l'Hérault ou le Gard où les effectifs étaient très faibles. A nouveau, l'élevage bovin progresse en Lozère et passe de 37 000 têtes en

1810 à 136 000 aujourd'hui. A part la Lozère, l'élevage bovin continue à être représenté dans certains hauts cantons du Gard et de l'Hérault et dans l'ouest de l'Aude sous climat à tendance atlantique. Par ailleurs, un petit noyau d'élevage s'identifie de plus en plus clairement à la frontière du Sud du Gard et de l'Hérault. C'est un élevage à vocation récréative (course camarguaise…). Globalement, la régression de l'élevage en région Languedoc-Roussillon est très claire et à l'exception de la Lozère qui concentre aujourd'hui plus des ¾ des UGB de la région, il est devenu très marginal. Cette diminution explique assez bien les transformations de l'utilisation des sols. Elle est encore amplifiée en ce domaine par le fait qu'une partie du cheptel n'a plus beaucoup d'accès aux parcours (notamment les troupeaux ovin-lait du rayon de Roquefort qui sont généralement alimentés en bergerie avec des fourrages distribués et des concentrés ; l'élevage camarguais se développe en garrigue avec apport de fourrages dans de petits parcs pour lesquels le piétinement aboutit souvent à une dégradation du tapis herbacé). Une partie importante des espèces patrimoniales (40 % environ) est liée à des milieux anciennement ou actuellement pâturés. Même si il y a une inertie forte de leur présence, le reboisement en cours de ces espaces risque à terme de conduire à leur disparition. Il n'y a plus aujourd'hui dans une large partie de la région de troupeaux susceptibles de pâturer ces espaces. Pour l'illustrer, nous avons classé les ZNIEFF en fonction de la densité des troupeaux sur les communes concernées par la ZNIEFF et en fonction de la nature des enjeux de conservation des milieux pâturés. 498 ZNIEFF sur 833 sont situées sur des communes où la densité des troupeaux est faible (inférieure à 0,05 UGB) ce qui correspond à des communes sur lesquelles, soit il n'y a plus de troupeau, soit les troupeaux sont de toute petite taille et correspondent à des activités résiduelles. Sur ces 498 ZNIEFF, 144 présentent des enjeux forts liés au pâturage (plus de la moitié des espèces déterminantes de la ZNIEFF sont liées à des milieux anciennement ou actuellement pâturés) et 80 des enjeux moyens (de deux espèces concernées à moins de 50% des espèces). Un autre groupe de 202 ZNIEFF est situé dans des régions où la densité du cheptel est moyenne (de 0,05 UGB à 0,2 UGB /ha) mais suffisante pour que des troupeaux puissent être mobilisés pour pâturer la ZNIEFF : 85 d'entre elles présentent des enjeux forts et 20 des enjeux moyens. Enfin, seulement 133 ZNIEFF sont situées dans des zones où l'élevage est important (charge supérieure à 0,2 UGB/ha), 39 présentent des enjeux forts et 10 des enjeux moyens. De manière générale, il ne semble pas y avoir de liens entre importance des cheptels dans la zone concernée et fréquence relative des espèces liées aux milieux pâturés. La présence d'espèces liées aux milieux pâturés est plus un héritage qu'un effet des conditions actuelles de pâturage ; il est probable que cet héritage soit compromis par une longue période sans pâturage.

3) L'urbanisation. L'urbanisation est considérée comme une menace majeure pour la biodiversité (Wilcove et al 1998 ; Sala et al. 2000, Mc Donald et al. 2008), du fait de plusieurs processus. Il y a tout d'abord une artificialisation des habitats qui transforme d'une manière presque irréversible l'usage des sols. A cette action directe, viennent s'ajouter des actions plus diffuses liées à la fréquentation des espaces naturels, à l'introduction d'espèces exotiques, aux effluents de la ville, à la fragmentation des espaces naturels qui subsistent par les infrastructures de transport (Forman 2008) et aux modifications des systèmes agricoles (tendance à favoriser une occupation précaire et les cultures annuelles). Ces effets sont d'autant plus considérables pour la biodiversité que les villes sont généralement installées dans des endroits propices à la production biologique (température relativement élevée, disponibilité en eau, sols permettant une production importante). Ces espaces sont aussi des espaces à forte biodiversité ou au moins des espaces qui présentent une flore et une faune originale. C'est en particulier le cas de la région méditerranéenne où la croissance de la population est la plus forte en France (Bessy-Pietri 2000) et où celle-ci vient se concentrer en

bordure de mer dans des milieux caractéristiques de la zone bioclimatique méditerranéenne (donc originaux à l'échelle nationale, assez variés et parfois très productifs comme les plaines côtières et les systèmes de terrasse). Aux vues des modèles prospectifs construits dans le programme, l'urbanisation passerait de 7,5% en 2008 à 8,8% en 2030 soit une augmentation légèrement inférieure à 1% par an qui prolonge les tendances actuelles (avec un léger ralentissement). 30% des nouvelles implantations doivent se réaliser dans des zones déjà urbanisées ; 57% sur des terres agricoles et 12% dans des zones naturelles ou semi-naturelles. Le partage entre le naturel et l'agricole tient largement à la position des villes qui sont souvent entourées d'une ceinture de culture. Les types de pression dépendent de la taille des sites. La pression 1 ne concerne que des sites de très petite taille, la pression 2 concerne aussi des sites de taille moyenne ; la pression 3 peut concerner aussi des sites de grande taille. Cet effet est lié aux sites de grande taille qui ont presque nécessairement la majeure partie de leur surface éloignée des sites urbanisés. Ils ne peuvent jamais être concerné pour plus de 10% de leur surface par des effets d'urbanisation directe. La situation est analogue pour la pression 2. Dès lors qu'un site fait plus d'une centaine d'hectare, la probabilité qu'une partie du site soit située à plus d'un kilomètre d'une zone urbanisée est forte. Les sites 1 concernent donc de petits espaces situés à proximité de villes. Ils sont le plus souvent sur le littoral mais quelques uns sont présents dans l'arrière pays. Les sites de pression 2 sont aussi plutôt présents en bordure de mer, la plaine d'Avignon et la région Nîmes-Alès. La pression 3 présente un patron voisin en 2008 : un littoral un peu élargi et un grand bassin autour d'Avignon. En 2030, les effets de l'urbanisation s'accentuent un peu sur le littoral et autour du bassin d'Avignon mais concernent surtout les plaines et garrigues au Nord d'une ligne Montpellier Nîmes avec un prolongement vers Avignon. Une grande partie des zones concernées se situe à l'interface en espaces cultivés et espaces semi-naturels, c'est-à-dire à l'interface entre des zones peuplées et des zones gérées jusqu'à maintenant de manière plus naturelle. Les points chauds de la pression sur la diversité sont ainsi situés sur le littoral où ils ont été identifiés depuis longtemps et dans quatre zones plus intérieure de forte urbanisation (région de Perpignan, conurbation Montpellier Nîmes, le triangle Avignon-Carpentras-Orange et Cannes-Nice). Le Nord de la région de Marseille/Toulon est relativement peu concerné ; il y a peu d'espaces en ZNIEFF à proximité des zones urbaines et il est possible que beaucoup d'espèces qui auraient pu être potentiellement déterminantes y ont disparu (urbanisation ancienne ou fréquence des incendies !).

4- Nos résultats mettent en évidence des lacunes de politiques sectorielles.

Nos résultats peuvent être assez directement mis en regard avec des politiques sectorielles et permettre d'en identifier d'éventuelles lacunes. En préalable, il faut préciser que nos analyses sont à considérer en fonction de la manière de caractériser la biodiversité. En reprenant notre classification, les milieux agricoles ont un rôle assez marginal dans la préservation de la biodiversité patrimoniale, alors que la biodiversité banale en zone sous influence urbaine est plutôt avantagée par la présence d'espaces agricoles. Au titre de la biodiversité patrimoniale, seul un groupe taxonomique, les oiseaux, est assez concerné par la présence d'espaces agricoles ; les espèces des autres groupes, sans avoir un habitat agricole sont parfois présentes dans les espaces interstitiels des grandes zones agricoles. Curieusement la plupart des plantes ayant un habitat agricole sont présentes là où l'agriculture est en situation marginale (zones de montagne). Les espaces agricoles semblent beaucoup plus importants pour une diversité plus ordinaire et plus fonctionnelle, celle des abeilles sauvages en zone méditerranéenne. Il existe une relation positive entre la proportion de zones agricoles (hors vignobles) et la diversité ou l'abondance des abeilles sauvages. Les espaces dominés

par les zones urbaines, les milieux semi-naturels (friches, prairies…) ou la vigne présentent une diversité et une abondance plus faible. Il semble que ces relations soient liées à la diversité des usages réalisés et à l'importance des zones interstitielles dans les espaces prospectés par les abeilles. Corrélativement, les relevés floristiques réalisés au sein de la matrice agricole (bords de champs et espaces interstitiels) mettent en évidence l'effet de la diversité des plantes à fleur sur la diversité des abeilles sauvages. Ces premiers résultats permettent d'apporter des pistes de réflexion pour faire évoluer les pratiques agricoles et leur encadrement institutionnel ou financier. Pour une même structure d'exploitation, les pratiques agricoles ont une certaine plasticité et des variantes techniques favorisant la biodiversité peuvent être envisagées. Par exemple, la mise en œuvre des mesures d'accompagnement ou le conditionnement de certaines aides, afin de favoriser des pratiques culturales permettant la présence de plantes à fleur au sein des cultures. Ainsi, les vignobles, pourraient devenir plus favorables à la diversité des abeilles sauvages en laissant se développer l'enherbement des inter-rangs.

Nos résultats montrent également l'importance des milieux ouverts (anciennement et parfois encore actuellement pâturés). Ils concernent environ 40 % des espèces patrimoniales. La tendance est, depuis un siècle, à un déclin marqué de l'élevage dans la majeure partie du Languedoc-Roussillon et dans les zones littorales et de piémont (Préalpes) de Provence, aboutissant localement à sa disparition. Il est possible que, même en l'absence de pâturage, une partie des espèces patrimoniales concernées puisse subsister d'une manière au moins transitoire, par exemple à la faveur de milieux très contraignants limitant la progression forestière ou en lien avec le pâturage par des herbivores domestiques. Il n'en reste pas moins que la fermeture de vastes espaces risque d'aboutir à une perte de diversité considérable. On peut toutefois noter que, à partir des années 1980, le déclin du pastoralisme semble enrayé dans une partie des montagnes méditerranéennes, ce en lien possible avec une politique volontariste d'accompagnement de l'agropastoralisme (programme de recherche européen ; programmes LIFE ; MAE…). Aujourd'hui, seul le réseau Natura 2000 est concerné par des MAET susceptibles de soutenir le pastoralisme et les zones Natura 2000 se superposent avec moins de la moitié des Znieff où l'existence de pâturage serait nécessaire. De plus, ces mesures supposent la présence d'élevages alors qu'ils ont (presque) disparu de la moitié du territoire. Les documents de prospective ne mentionnent que très peu l'élevage et se préoccupent assez peu de son redéploiement dans l'espace méditerranéen. Pourtant, seule une politique très volontariste permettrait de faire face aux difficultés rencontrées par les éleveurs qui souhaitent s'installer : accès au foncier, concurrence avec un élevage dont l'alimentation repose sur des cultures largement subventionnées, évolution des modes de consommation assez peu favorable à la viande ovine. Le seul point favorable est le développement du commerce de proximité. La promotion du sylvopastoralisme dont l'importance reste assez limitée peut constituer une réponse temporaire à la progression forestière ; il est toutefois à craindre que ces systèmes ne soient, à moins d'une reprise forte de l'utilisation du bois de chauffage, qu'une étape vers la reforestation et ne permettent ni de conserver la biodiversité forestière ni celle liée aux milieux ouverts (Lepart et Marty 2008). Les évolutions envisagées de la PAC à l'horizon 2020 (CE 2010, MEEDM, 2010) pourraient ouvrir le champ des possibles. Dans le meilleur des cas, il restera toutefois à faciliter l'accès des éleveurs potentiels au foncier.

Une autre politique sectorielle potentiellement concernée par nos résultats est l'urbanisation. Dans les régions méditerranéennes, la forte croissance spatiale de l'urbanisme pavillonnaire de basse densité induit un double mouvement au niveau de l'agriculture. D'une part, une perte nette de surface inhérente à l'artificialisation des sols. D'autre part, une perte

de diversité dans les types d'assolements, principalement issue du différentiel entre les prix de la terre agricole et celui des sols urbanisables. L'amplitude du différentiel est tel que des jeux d'anticipation se forment et tendent à chasser les productions les moins rentables. De plus, la coexistence d'acticités agricoles avec les espaces urbains induit quelquefois des contraintes importantes (nuisances agricoles ou nuisances urbaines). Par voie de conséquence, se maintiennent dans les zones sous influence urbaine, les productions les plus rentables (les vignobles de qualité) et des assolements de cultures annuelles (blé dur) souvent indicateurs d'attentes de changement d'affectation des sols. Le processus tend donc à favoriser les patrons paysagers les moins bénéfiques pour le maintien de la diversité des abeilles sauvages. La progression urbaine, même si elle ne touche pas directement les ZNIEFF, peut les impacter de multiples façons (isolement dans une matrice urbains, changement d'usage des sols, fréquentation, introduction de prédateurs…). Les indicateurs retenus dans nos simulations montrent que la progression urbaine dans les vingt prochaines années pourrait affecter la diversité de nombreuses ZNIEFF de la zone littorale. Les solutions envisageables tiennent à une modification des formes d'urbanisation, allant vers une densification des zones déjà urbanisées (au sens large). Il ne s'agit pas de monter la hauteur des bâtiments existants comme dans une mégapole, mais d'organiser les constructions nouvelles par un nouveau modèle d'urbanisme n'obérant pas le confort des habitants ni le nécessaire développement régional ; modèle tout à fait envisageable en utilisant les seuls zones constructibles déjà disponibles (Dumas et al., 2005). Cette inflexion dans les choix publics d'urbanisation nécessiterait toutefois une politique très volontariste dans le domaine des droits fonciers et des nivaux de compétence sur l'urbanisation…

Pour conclure, il apparaît qu'il n'y a pas, aujourd'hui, de politique réellement efficace concernant la régression de l'élevage et l'étalement urbain ; à notre sens, du fait des coûts budgétaires et politiques que nécessiterait l'inflexion des tendances les plus prégnantes. Toutefois, compte tenu des engagements pris par la France dans le cadre de la convention sur la diversité biologique (stopper la perte de biodiversité), il nous semble qu'il y a lieu de prendre des mesures efficaces. Il est également apparu au cours de notre travail, que ce qui échappe aux politiques environnementales est peut-être ce qui est le plus déterminant pour la biodiversité. Par exemple, le déclin de l'élevage n'est pas gérable à une échelle locale. Il subit des conjonctures liées aux échanges économiques internationaux : concurrence d'un élevage intensif basé sur des ressources fortement subventionnées (maïs) ou produites dans des pays tiers (soja) ou concurrence d'un élevage extensif réalisé dans d'autres pays (Nouvelle Zélande). Autre exemple, l'urbanisation qui est théoriquement encadrée par les documents d'urbanisme, a des les déterminants qui tiennent beaucoup aux dynamiques démographiques et entrepreneuriales européennes. La puissance de ces dynamiques est telle qu'il est possible de s'interroger sur l'efficacité de la régulation publique. Agir sur ces causes est donc difficile et le moyen le plus efficace est d'adosser une politique publique à des changements sociaux (circuits courts AMAP, densification) sans doute négligés dans notre travail parce que trop hypothétiques.

6 Le croisement de nos résultats avec la notion de développement régional.

A l'échelle régionale, la question de l'agrégation des effets des décisions locales est posée. Les choix d'usage des sols sont le plus souvent réalisés en fonction des intérêts ou des préférences locales. Or, dès lors que l'on considère les dynamiques naturelles, les interrelations entre les échelles sont importantes. En l'occurrence les choix communaux d'usage des sols ont une incidence sur les espaces naturels et agricoles des communes voisines (l'urbanisme dense d'une commune peut accroitre la pression urbaine chez ses voisines ; une pollution franchit les limites administratives, etc.). Or, les outils de formalisation des effets de l'urbanisme à plusieurs échelles sont rares et nous avons voulu en proposer un, afin de renseigner les décisions publiques ayant trait à l'environnement.

On montre également que les ZNIEFF sont relativement protectrices, pour ce qui est de l'effet direct de construction. Bien que ce ne soit qu'un inventaire non opposable aux tiers, les prescripteurs publics des autres zonages sectoriels tendent pourtant à les prendre en compte (dont en premier lieu les documents d'urbanisme). En soi, c'est un effet positif de l'inventaire. Toutefois, en creux, des questions peuvent se poser quant à la biodiversité banale non recensée dans cet inventaire. Si l'effet direct de la construction semble maitrisé, il n'en va pas de même des effets diffus liés à la fréquentation, au fractionnement des paysages ou à la pollution qui obèrent une part importante du devenir de la biodiversité patrimoniale. Nous caractérisons et cartographions les zones où l'effet est le plus fort ; proposant par là même un mode de localisation des actions publiques de protection des milieux ou de régulation des usages. De plus, les régions méditerranéennes étant parmi les plus dynamiques des régions françaises (en termes de démographie, d'emploi et, corrélativement, d'étalement urbain), l'évaluation des enjeux liés au développement régional doit prendre également en compte les effets temporels. Il existe par exemple des effets conjoints de diffusion de la pression urbaine d'une métropole et de seuils sur les densités démographiques communales (souvent liés aux vitesses de croissance passées), qui reportent le développement urbain à une distance toujours plus grande des centres. Considérant les tendances démographiques prévisibles, l'action publique peut avoir à se reporter sur des espaces non encore fortement perturbés, mais dont la menace est forte à moyen terme. A ce titre, nous apportons un outil permettant de hiérarchiser et localiser les effets de la pression urbaine, en fonction d'une part des tendances à l'œuvre selon les territoires et d'autre part en fonction des choix publics réalisés.

Par ailleurs, le devenir de la biodiversité régionale et la réalisation des objectifs de la convention sur la diversité biologique dépendent largement de politiques publiques, européennes ou nationales, qui ne prennent pas en compte formellement cet objectif dans leur définition. Même si la perte de biodiversité sera en principe, au moins dans sa phase initiale, un phénomène lent, de sérieuses difficultés pour la stopper sont prévisibles : une évolution favorable des politiques publiques ne pourra se faire sentir qu'avec des délais assez longs compte tenu de la démographie des acteurs, de leurs anticipations… ce qui devrait inciter à intervenir rapidement. Les deux problèmes principaux pour la biodiversité concerne 1) la quasi-disparition de l'élevage sur la moitié du territoire ; sa relance nécessiterait à tous le moins des prix de marché favorable, un soutien financier important dans le cadre de la PAC et un accès facilité au foncier, 2) l'étalement urbain ; son contrôle nécessiterait des politiques foncières interventionnistes et des outils juridiques adaptés (toutefois l'augmentation probable du prix de l'énergie pourrait peser dans le système). Le maintien de la biodiversité

des systèmes agricoles ou celle des zones humides peut se faire à travers des modifications plus locales des pratiques et de nouveaux référentiels techniques concernant la fertilisation, les intrants, le maintien d'espace interstitiels, la régulation des prélèvements d'eau. Une bonne partie de ces changements de pratiques sont d'ores et déjà encouragés.

Enfin, la prise en compte de la biodiversité dans le développement régional implique des transformations des politiques publiques nationales ou européennes. Il semble qu'une inflexion très significative des politiques agricoles soit en voie de réalisation. Les modifications dans la gestion du foncier restent pour le moment assez marginales. Elle implique aussi la mise en place de structure de pilotage à un niveau plus local. Le réseau Natura 2000 avec ses opérateurs proches du territoire pourrait en être une préfiguration. Mais, sa trop grande focalisation sur des espaces présentant une biodiversité remarquable ne lui permet pas de prendre en compte l'ensemble du territoire et pas même l'ensemble des enjeux liés à la biodiversité patrimoniale. Il pourrait être possible, compte tenu du fait que l'opérateur est souvent une communauté de communes ou un syndicat mixte, d'étendre les procédures de concertation à l'ensemble du territoire de cet opérateur.

Pour finir, au titre de ses limites, nous considérons notre travail comme exploratoire. Nous avons, notamment, élaboré des méthodologies assez lourdes de prise en compte des caractéristiques des territoires sur lesquels nous avons travaillé. Elles ne sont pas toujours reproductibles facilement et dépendent étroitement de la richesse des données dont on dispose. Les relations entre les équipes participantes seront pérennisées et la réplication de certains travaux est d'ores et déjà envisagée afin de simplifier les modèles.

7 Conclusions et perspectives.

Nous avons montré qu'en dépit d'une mobilisation importante autour de la biodiversité, les menaces restent assez considérables dans deux domaines que nous avons étudiés : la déprise pastorale et l'urbanisation. Les effets sur la biodiversité de la déprise pastorale déjà ancienne semblent devoir s'aggraver dans les prochaines décennies, à moins d'une reprise forte de l'élevage dans de nombreuses zones où il a été abandonné. Mais cette reprise dépend au moins autant des politiques nationales ou européennes permettant l'accession au foncier ou des politiques agricoles ou commerciales à l'échelle européenne ou globale que des politiques directement centrées sur la biodiversité ou menées localement. L'urbanisation devrait aussi avoir des effets importants sur la biodiversité. Il est sans doute possible de l'orienter mais sa maîtrise nécessiterait une politique foncière et une politique d'équité sociale dépassant largement le cadre des politiques environnementales actuelles. Dans d'autres domaines (biodiversité fonctionnelle en zone agricole, gestion du littoral hors urbanisation, gestion des zones humides), des modifications de pratiques ou la simple relocalisation d'activités humaines (fréquentation…) peuvent être des réponses pertinentes. Il nous semble que cela constitue un enseignement important de notre travail : même dans une zone apparemment peu concernée par une artificialisation importante des milieux, dans laquelle on pourrait espérer qu'il soit relativement facile de stopper la perte de biodiversité, cet objectif est en fait difficile à atteindre et imposerait une transformation des politiques de développement régional permettant une intervention beaucoup plus forte sur le marché foncier, sur les règlements d'urbanisme et sur les filières agricoles.

Nos résultats sont encore susceptibles d'amélioration. Il s'agirait surtout, pour ce qui concerne la diversité des abeilles sauvages, de voir comment le mode d'échantillonnage retenu peut être simplifié et d'analyser plus précisément l'histoire récente des Znieff présentant une forte diversité d'espèces liées au pâturage (Est-ce que la présence importante de ces espèces est liée au maintien jusqu'à une période récente du pâturage ?). Il nous semble que la méthode que nous avons utilisée pour les Znieff pourrait être employée dans d'autres régions françaises de façon à identifier les grands enjeux et s'interroger sur l'existence de politiques permettant d'y faire face. Ce travail qui nécessiterait toutefois une analyse du choix des espèces déterminantes et la caractérisation de leurs habitats dans chacun de ces régions pourrait déboucher sur une valorisation des Znieff qui nous semblent être un outil remarquable mais trop peu utilisé pour définir des politiques territoriales. Il est probable que dans de nombreuses régions, on trouverait que de nombreuses espèces déterminantes occupent des habitats, autrefois bien plus largement répandus et aujourd'hui en situation marginale. Ces habitats correspondraient vraisemblablement à d'anciennes zones utilisées par les sociétés rurales et aujourd'hui abandonnées comme en région méditerranéenne ou plus souvent intensifiées. L'objectif de stopper la perte de biodiversité imposerait sinon de revenir à des pratiques anciennes, du moins de s'en inspirer pour maintenir la biodiversité. A plus longue échéance, les prochaines mises à jour des Znieff ou la mise en place du SINP[1] devrait permettre d'aller plus loin dans l'évaluation des politiques publiques en introduisant la dimension diachronique dans l'évaluation de la biodiversité qui nous a manqué.

Enfin, à titre de prospective et sans que nous l'ayons abordé dans ce programme, il nous faut garder à l'esprit que les perturbations inhérentes aux tendances mises en évidence sont à même de renforcer la fragilité de la biodiversité méditerranéenne au changement climatique annoncé. Il sera difficile de prendre des mesures adaptées à ce changement (mode de gestion du trait de côte entre résistance et adaptation, gestion des prélèvements dans les nappes ou les rivières…) sans que cela est de forts impacts sur la biodiversité.

[1] Système d'information sur la nature et les paysages.

ANNEXE : PUBLICATIONS

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES, A PARAITRE OU PREVUES

- PARUES

 Fonderflick J., Lepart J., Caplat P., Debussche M., Marty P. 2010 Managing agricultural change for biodiversity conservation in a Mediterranean upland. Biological Conservation 143 737–746

 Fonderflick J., Caplat P., Thévenot M, Lovaty F. & Prodon R., 2010 - Avifauna trends following changes in a Mediterranean upland pastoral system. Agriculture, Ecosystems & Environment, 137: 337-347.

 Lepart J. & Marty P. 2009 Sortir des espaces protégés pour conserver la biodiversité. Géographie et cultures, 69, 45-58.

 Napoléone C., Geniaux G., 2009. Influences urbaines et protection des espaces naturels et agricoles. CIAG Les carrefours de l'innovation agronomique, 5: 13-26.

 Lepart J., Marty P. & Fonderflick J., 2010 - Naturalité ou biodiversité ! Quels enjeux de conservation, quels modes de mise en œuvre ? - 73-80 in Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P. & Eynard-Machet R. (Eds) - Biodiversité, naturalité, humanité, pour inspirer la gestion des forêts. Editions Tec & Doc, Paris : 474 p.

- MEMOIRES

 Aquarone A. 2009 Caractériser la biodiversité en Languedoc-Roussillon. Rapport de master Ingénierie en Ecologie et en Gestion de la Biodiversité. Montpellier.

Degroux G. 2010 Impact de l'élevage sur les enjeux de biodiversité en Languedoc-Roussillon. Rapport de Stage M1, BGAE, EFDD, 23p.

 Guihéneuf PY 2009 Agriculture, biodiversité, territoire : panorama de quelques études de prospective et de planification. Geyser. 31p.

 Vimal R. 2010 Des aires protégées aux réseaux écologiques. Science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires. Thèse Univ. Montpellier II.

 Vuidart, L. 2009. Historique des pratiques agricoles en Vaucluse, depuis l'après guerre ; méthodologie et résultats. Rapport INRA/Ecodéveloppement.

 Ménézo, M., 2009. Impact des trajectoires d'occupation du sol sur l'abondance et la diversité des abeilles (Apiformes). Mémoire de seconde année de diplôme d'ingénieur, IUT Génie Biologique, Université Lyon 1.

- A PARAITRE

 Lepart J., Fonderflick J. & Marty P. 2011 Histoire des interactions entre les changements d'usages des terres et la biodiversité en France méditerranéenne. in Gauthier-Clerc M., Mesleard F. et Blondel J. (eds) *Ecologie de la conservation*. De Boeck ed.

 Geniaux G., Napoléone C., Ay J.S., 2011. A spatial hedonic approach on land use change anticipation. Journal of Regional Science.

- EN PHASE DE SOUMISSION

 Vimal R., Fonderflick J., Thompson J.D., Pluvinet P., Debussche M., Cheylan M., Géniez P., Mathevet R., Acquarone A. & Lepart J. Conservation planning in human-dominated landscapes: What, where and how to protect?

 Vimal R. Geniaux G., Pluvinet P., Napoleone C. & Lepart J. Current and future urbanization impact on biodiversity in a Mediterranean region

 Dumas E., Napoleone C., Geniaux G. Affre L. & Thierry Tatoni A new investigation method to assess changes in rural Mediterranean landscapes : what insights in ecological studies?

PREVUES

 Lepart J., Fonderflick J., Degroux G. & Dimanche M. Dynamiques spatiale et temporelle des activités d'élevage en zone méditerranéenne française : quelles conséquences pour la biodiversité ?

 Lepart J. & Fonderflick J. 2010 - Arrêter la perte de biodiversité en région méditerranéenne : un objectif réaliste ? Développement durable & territoires.

Mathevet R., Lepart J., Pluvinet P., Vimal R., 2011. Le zonage écologique : cet impensé de la planification territoriale intégrée. In prep. Pour soumission à Cybergeo - European Journal of Geography.

 Lepart J., Marty P. & Fonderflick J. Système d'élevage et dynamique des paysages. Pour soumission à Fourrages

 Geniaux, G. & Napoléone, C. Evaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole, pour soumission à Economie et statistiques.

PRESENTATION A DES COLLOQUES

 Fonderflick J., Lepart J., Caplat P., Debussche M. & Marty P., 2010 - Mutation agricole et dynamiques des paysages et de la biodiversité sous différents scénarios de politiques publiques dans une zone de moyenne montagne méditerranéenne - Colloque Ecologie - Montpellier 2-4 septembre 2010.

 Guilbaud, L., Vaissière, B., 2009. Biodiversité, mutations agricoles et dynamiques des paysages méditerranéens sous influence urbaine: influence du contexte paysager sur la biodiversité des abeilles. Réunion annuelle du groupe Apoidea gallica, Paris.

 Napoléone C., 2009. A spatial hedonic approach on land use change anticipation. How economic city-dweller behaviors disturb ecology of exurban open spaces. In Institute of Urban Environment C.A.o.S. (eds) Sino-French Worksop on Urban Environment & Sustainable Development, Xiamen - Chine.

 Fonderflick J., Caplat P., Lovaty F., Thévenot M. & Prodon R., 2009 - Déprise vs. intensification agricole en zone de moyenne montagne et leurs conséquences sur la biodiversité - Colloque Francophone de Conservation de la Biodiversité - Montpellier 17-19 mars 2009.

 Fonderflick J., Caplat P., Boulant N., Marty P. &. Lepart J., 2008 - Temporalité des changements de paysages, de la biodiversité et des pratiques agricoles sur les Causses de Lozère - Colloque "Pastoralisme, biodiversité, paysages dans les espaces montagnards" - Valdeblore 28-30 octobre 2008.

 Lepart J., Marty P. &. Fonderflick J., 2008 - Naturalité ou biodiversité : quels enjeux de gestion, quels modes de mise en œuvre - Colloque “Biodiversité, Naturalité, Humanité : pour inspirer la gestion des forêts” - Chambéry 27-31 octobre 2008.

Lepart J. & Fonderflick J. 2010 - Arrêter la perte de biodiversité en région méditerranéenne : un objectif réaliste ? Troisième journée interdisciplinaire sur le développement durable. Réseau de recherche "Développement durable et territoires fragiles. FRB. Lille 25 Novembre 2010.

 Lepart J., Boulant N., Fonderflick J. & Marty P. Systèmes agraires, paysage et biodiversité. Séminaire ENGREF- Forum européen pour la conservation de la nature et le pastoralisme. 7 Octobre 2009.

VALORISATIONS ENVISAGEES AU NIVEAU SCIENTIFIQUE ET AU NIVEAU DES ACTEURS DU DEVELOPPEMENT REGIONAL.

La valorisation de nos résultats s’appuiera sur une série d’articles ou de participations à des colloques en privilégiant les niveaux national et régional. Le principal point abordé sera, de manière générale, l’intérêt de la caractérisation des Znieff par les habitats de leurs espèces déterminantes réalisée conjointement à l’étude des grandes évolutions historiques du paysage pour analyser la dynamique de la biodiversité et définir des stratégies d’intervention. Nous mettrons aussi en avant le fait que le maintien de la biodiversité dépend de manière très importante non seulement des politiques publiques de l’environnement ou de domaines connexes mais aussi des dynamiques sociales et économiques qui ont à voir avec de toutes autres politiques ou niveau de régulation : ainsi, une démarche trop exclusivement centrée sur l’environnement risque d’être inefficace.

Plus spécifiquement, concernant le Languedoc, nous essaierons surtout, en nous basant sur le fait que les données sont issues du travail collectif de nombreux acteurs de l’environnement lors de la mise en place des znieff et sur les collaborations que nous avons avec le CEN-LR d’organiser une réunion de restitution auprès de ces acteurs. Nos liens avec le CEN-LR et le SUAMME devraient nous permettre d’intervenir dans d’autres structures régionales pour faire avancer la prise en compte de l’élevage dans la gestion de la biodiversité : réseau rural, grenelle régional, chambre d’agriculture, SAFER…

Sans nous limiter à cette première liste, nous pouvons détailler les prochaines manifestations de valorisation prévues :

 Présentation des résultats au Comité d’Action Stratégique (services du premier ministre), au sein du groupe "biodiversité" (janvier 2011).

 Participation (ainsi que d’autres programmes DIVA2) au colloque organisé en mars 2011 par l’INRA/Ecodéveloppement sur “l'écologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles”. Voir : https://colloque.inra.fr/ecologisation_avignon.

 Présentation à la DREAL, à la région et aux acteurs régionaux des résultats obtenus en Languedoc-Roussillon.

 Intégration des résultats à la session de formation organisée par la région PACA, la DREAL et le CETE Méditerranée, à destination de leurs agents en charge des politiques territorialisées (janvier 2011).

 Présentation à la 18ème conférence de l’association européenne des économistes environnementaux et des ressources (Rome, juillet 2011). Voir : http://www.eaere2011.org/

REFERENCES CITEES DANS LE RAPPORT

 Bessy-Pietri P., (2000). Les formes récentes de la croissance urbaine. *Economie et statistique* 336, 6, 35-52.

 CE (2010). Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions. *La PAC à l'horizon 2020*. Alimentation, ressources naturelles et territoires. Relever les défis de l'avenir. 16p.

 Daubrée L. (1912) - *Statistique et atlas des forêts de France.* Édit. Eaux et forêts, Paris, Grand atlas tome I, 337 p.

 Demonet, M. (1990). *Tableau de l'agriculture française au milieu du XIX^{e} siècle : l'enquête de 1852*, Paris, Eds de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris, 1990, 304 p.

 Donzel A., François A., Napoléone C., Geniaux G., (2008). *Les déterminants socio-économiques des marchés fonciers*, Ministère de l'équipement – PUCA Ed., Paris.

 Dumas E., Geniaux G., Napoléone C., (2005). Les indices de l'écologie du paysage à l'épreuve du marché foncier. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, I: 83-108.

 Forman R.T.T., (2008). The urban region: natural systems in our place, our nourishment, our home range, our future. *Landscape Ecology* 23, 3, 251-253.

 Geniaux G., Dumas E., Bartoli C., Cezanne-Bert P. and Napoléone N., (2005). *Identification qualitative des espaces disponibles pour l'urbanisation nouvelle*, rapport pour le Conseil régional Provence Alpes Côte d'Azur / Association CESSA.

 Geniaux G., Napoléone C. & Ay J.S., (2011). A spatial hedonic approach on land use change anticipation. *Journal of Regional Science*.

 Jaudon B., Lepart J., Marty P. & Pélaquier E. (2009). Hommes et arbres du Causse Méjan. Histoire et environnement (xvie-xxe siècle). *Histoire et Sociétés Rurales*, n° 32, 7-47.

 Lepart et Marty (2008). Le sylvopastoralisme face aux dynamiques naturelles. *RDV techniques ONF*, 4, 39-45.

 Lepart J., Marty P. & Klesczewski M. (2007). Faut-il prendre au sérieux les effets des changements du paysage sur la biodiversité ? In: *Paysages : de la connaissance à l'action* (Berlan-Darqué M., Luginbühl Y. & Terrasson D., eds.), pp.29-40. Editions QUAE, Versailles.

 Mc Donald R.I., Kareiva P. & Forman R.T.T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas an biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141, 6, 1695-1703.

 Magurran A.E., 2004. *Measuring biological diversity*, Blackwell Publishing, Oxford, UK.

 Médail F. & Diadéma K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography*, 36, 1333–1345.

 Médail F. & Diadéma K. (2006). Biodiversité végétale méditerranéenne et anthropisation. *Annales de géographie*. 651, 618-640.

 Médail F. & Quézel P. (1999). Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 13, 6, 1510–1513

 MEEDM, 2010 Pour une politique agricole durable en 2013. 20p.

 Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 6772, 853-858.

 Possingham, H.P., Ball, I.R. & Andelman, S. (2000) Mathematical methods for identifying representative reserve networks. *Quantitative methods for conservation biology* (ed. by S. Ferson & M. Burgman), pp. 291-305. Springer-Verlag, New York, NY.

- Quétier F., Marty P., Lepart J. (2005). Farmers' management strategies and land use in an agropastoral landscape: the Roquefort cheese production rules as a driver of change. *Agricultural Systems* 84: 171-193.
- Quézel,P. and Medail,F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen.* Paris: Elsevier, 571p.

Sala O.E. Chapin F.S. Armesto J.J. et al. (2000). Global scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.

- Westphal C. et al., (2008). Measuring bee diversity in different european habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs*, 78(4), 653-671.
- Wilcove D.S. Rothstein D., Dubow J. & Philipps A. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, 48, 607-615.
- Zurbuchen A. et al., (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DU PROGRAMME.

La temporalité inhérente aux protocoles qui ont régit notre travail, n'a pas permis la production d'un nombre important de publications, à ce jour. Par exemple, les conclusions en apidologie ne peuvent être définitives sans terminer les campagnes de captures et les interprétations qui s'ensuivent. L'écriture des publications est en cours et l'état actuel de notre production ne présume donc en rien de la production finale qu'auront généré les travaux du programme Bio2M. Toutefois, deux publications rendent compte des travaux des équipes du programme : une première en cours de soumission (*Landscape and Urban Planning*) et une seconde réalisée en 2010 (*Biological Conservation*).

Current and future impacts of urbanization on biodiversity in the French Mediterranean region

Ruppert Vimal[1], Ghislain Geniaux[2], Pascal Pluvinet[1], Claude Napoléone[2], Jacques Lepart[1]

[1] *Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive UMR 5175, CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France*

[2] *Ecodéveloppement UR 767, INRA, Domaine St Paul, 84914 Avignon Cedex 9, France*

Corresponding author: Ruppert Vimal

Tel: + 33 (0)4 67 61 33 05

Fax: + 33 (0)4 67 41 21 38

ruppert.vimal@cefe.cnrs.fr

ABSTRACT

Urbanization is currently a major threat on biodiversity due to the direct destruction and fragmentation of natural and semi-natural habitats and also to the indirect impacts caused by urban areas beyond their limits. There is thus an urgent need to examine the current and future potential impacts of urban areas on biodiversity. Global analyses of this issue have often failed to integrate the multi-scale dimensions of urban threats on biodiversity and suffer from a lack of precise data on both socio-economic conditions and biodiversity inventories. In this study, we assess the potential impacts of current and future urbanization on high diversity sites and their associated species of five taxonomic groups across the entire French Mediterranean region. In order to do so we adapt a land-use change (LUC) model to predict future urbanization over a 20 years period. Using a 100 meter grid scale, we developed a multi-level approach based on three impacts of urban development: the direct consumption of high diversity sites, the indirect urban effects on the surrounding area over a scale of 2km and a scale of 50km. Our model predicts that 464 sites (35% of the total number of sites) will be concerned by urbanization (i.e. at least one hectare predicted to be built between 2006 and 2030). 43 sites (3.3% of the total number of sites) may lose 10% or more of their surface area to urbanization. We found that the impacts of urban area and urban growth and the biodiversity elements impacted differ among the three different pressure indicators in terms of surface area and localization of sites, number and nature of species impacted and variation of these patterns between the two dates. Mammals are the species the least threatened by urban pressure. In general, most of the sites under pressure are located in the coastal part of the study region and are of smaller surface area than average.

Keywords: Biodiversity, prospective, urbanization, land-use change, Mediterranean region

INTRODUCTION

Rapid human population growth over the last century has resulted in urban areas covering about 2% of total land surface (Grimm *et al.*, 2000). As human populations continue to grow major urban areas will continue to expand (Meyer and Turner, 1992). Although the concentration of people in major cities and the densification of new constructions can help to protect natural and agricultural resources elsewhere (Forman, 2008), urbanization represents a major threat to biodiversity across the world (Wilcove *et al.*, 1998; Chapin *et al.*, 2000; McDonald *et al.*, 2008).

Urbanization is of major concern for biodiversity conservation for several reasons. First, the intense artificialisation of habitats makes changes associated with urbanization to be among the least reversible of land-use change. Second, because urbanization is often concentrated in areas of high net primary production which are also areas with very high species richness (Balmford *et al.*, 2001; Araujo, 2003; Vazquez and Gaston, 2006; Luck, 2007), its effects on biodiversity are much greater than randomly expected. Third, urban and suburban areas are mostly occupied by exotic species which thrive in habitats where human presence is important and where human activities have removed the native dominant species. Hence, the number of non-native species is high and the contribution of urban (and suburban) areas to the conservation of global biodiversity is very low (McKinney, 2002). Finally, urban impacts on biodiversity can extend far beyond the city limits (Luck *et al.*, 2001; Forman, 2008). Indeed, urban areas threaten ecosystems as a result of both direct habitat conversion (Clergeau *et al.*, 1998; McKinney, 2002) and through various indirect effects, e.g. land use change in the periphery of urban area, fragmentation of the territory by linear infrastructures associated with communication and transport among urban areas, waste generation and water pollution, and disturbances associated with recreational activities around urban areas (DeFries *et al.*, 2007).

There is thus an urgent need to pay close attention to the spatial distribution of urban areas and to predict its evolution in the future in relation to the distribution of biodiversity conservation interests. The potential impacts of urban spatial expansion on biodiversity have been studied across a diversity of scales ranging from the international and national level scale (*e.g.* (Theobald and Romme, 2007; Jenerette and Potere, 2010) to regional level effects, mostly associated with habitat fragmentation (Martinuzzi *et al.*, 2007; Lawson *et al.*, 2008; Manley *et al.*, 2009), and impacts observed in and around particular urban centers (Jarrige, 2004; Wu *et al.*, 2007). One of the recurrent difficulties is to assess the relative effects of the diversity of impacts caused by urbanization because it can range from destruction of habitats to indirect effects associated with pollution or noise caused by human proximity. Global analyses have often failed to support the multi-scale dimensions of urban threats on

biodiversity and suffer from a lack of precise data on both socio-economic conditions and biodiversity inventories.

Over the past decades, several models have been developed to predict and quantify future land use and land cover for ecosystem impact assessment (Irwin and Geoghegan, 2001; Veldkamp and Lambin, 2001; Parker *et al.*, 2003; Verburg *et al.*, 2004), mainly in land-use-change (LUC) models. LUC models aim to show how or where irreversible changes will arise in the future, in order to adapt current public policy (Lambin, 1997; Conway and Lathrop, 2005). Urbanization can be modeled through various approaches (Irwin 2010) from complex descriptions of urban expansion with many parameters describing multiple levels of land use change (Landis, 1995; Alberti, 1999; Fontaine and Rounsevell, 2009), to simplified models using a minimal set of parameters on a large scale (Batty, 1991; Fagan *et al.*, 2001; Rouget *et al.*, 2003). In general, most of the fine-scale modeling studies have only been implemented for a single city (*e.g.* (Taylor *et al.*, 2007; Jenerette and Potere, 2010). A similar modeling framework at regional scale would allow a more precise understanding of the interactions between micro-level parameters and macro-level land use change and thus help assess the potential impacts of future urban spread on biodiversity.

In this study, we assess the potential impacts of current and future urbanization on high biodiversity sites and their associated species across the entire Mediterranean region of southern France. Future urbanization is forecasted using a land use change (LUC) model at 20 years horizon with 100 meter grid cell. In order to account for a range of different urban threats, we developed a multi level approach based on three urban pressure indicators from precise urban arrangements on a local scale, to global human density impacts over a larger scale. To do so, we examined urban development and its potential impact in three ways namely the direct consumption of high diversity sites, and indirect urban effects on the surrounding area over a scale of either 2km or 50km.

METHODS

1. Study area

The study region covers 59 660 km² of the Mediterranean region of southern France (Fig.1). It represents two regional administrations: the *Languedoc-Roussillon (LR)* region to the west of the Rhône valley as far as the Spanish border and the *Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA)* region to the east and as far as the Italian border. These two regions have 11 administrative

subdivisions (county or "*départements"*) and 2508 municipalities, each of which has its own local land use plan. The study region is part of one of the major World hotspots of biodiversity (Medail and Quezel, 1999; Myers *et al.*, 2000; Shi *et al.*, 2005), but is also one of the most transformed regions with a marked landscape diversity due to geological and climatic variability and a long history of human land-use - notably extensive agro-sylvo-pastoral practices and cultivation (Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010). The main landscape types which occur in this region are coastal landscapes with lagoons, marshes, cliffs and dunes, lowland garrigues often as a mosaic with cultivated areas, vast areas of vines, extensive upland limestone plateau areas, and hilly or mountainous landscapes on granite, schist or limestone in the southern tip of the Massif Central, the south-eastern Pyrenees and the pre-Alps. The Mediterranean region is currently undergoing massive coastal urbanization and infrastructure development (G. Benoit and Comeau A., 2005). The French Mediterranean region currently has the most rapidly growing human population of France (Bessy-Pietri, 2000), particularly in lowland areas close to the coast. This has entrained rapid spread of urbanization around towns and villages and coastal development associated with tourism.

2. Data

2.1 Biodiversity data

As part of the national inventory of high ecological value sites (*Zones Naturelles d'Intéret Ecologique Faunistique et Floristique* or ZNIEFF), a list of determinant species of conservation interest has been elaborated in each region of France and high diversity sites based on the presence of these species designated. This inventory is validated by a regional scientific council (*Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel* or CSRPN). We used the inventory of the two administrative regions as a basis for our study. To identify the list of determinant species, regional specialist organizations weighted and noted each species of a given taxonomic group to define their conservation interest (INPN, 2006). The main criteria used for this purpose were local rarity, quantified by the number of distinct localities where a species has been recorded in the region, and the regional responsibility, quantified in relation to the number of other regions in France where the species occurs. Additional criteria such as international, national, or regional protection status were also considered. For the purpose of this study we used taxonomic groups for which we had sufficient information on the regional distribution and abundance, namely 1040 vascular plants, 28 mammals, 20 herptiles (reptiles and amphibians), 86 birds and 16 fishes. Following the inventory of these species, 1315 high

diversity sites (18.2% of the surface of the study region) were designated by the regional operators (Fig. 1). Only species reproducing on a given site were considered to be present. Site boundaries were delimitated on the basis of the distribution of determinant species and minor adjustments made to species composition based on expert consultation.

2.2 Urbanization data

For the whole study area, we used four kinds of databases:

• The 2008 "built-up" layer of BD TOPO®/RGE Geodatabase (*IGN Institut Géographique National*) which is the topographic component of French RGE (literally "*Frame of reference at large scale*"). This layer contains around 300 000 polygons for each administrative subdivision. We use aggregated BD TOPO® data for undifferentiated building. We considered a grid cell as built-up if at least 2.5% of its surface intersected with built-up polygon.

• The Land Use Plan Geodatabase was obtained from the two nationally administered regional environmental agencies (*Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement*), which are in charge of the legal control of town and country planning policy. They have a digitalized land-use plan (LUP) of each municipality which are harmonized for comparative use. The resulting regional geodatabase is called a "Generalized LUP" and is updated every two years. For the purpose of this study, we reclassified LUP's into three types of zoning, indexed hereafter by *z*: high urban density zoning (URB), future Urban/Activities zoning (FURB), isolated houses with agricultural/natural zoning (NONBDEV). Since LUPs are not made for most rural and uninhabited municipalities, we used the Corine Land Cover Database (CLC 2006) to define three zones similar to those defined above (this represents 3% of the regional population and 27% of the total number of municipalities).

• In order to tune some parameters of the simulation model (see section 3.2), we used a cadastral vector database available for the PACA region only. This database contains two important pieces of information. First, it denotes parcel boundaries (3 millions polygons) and house delimitation (1.6 millions polygons; "*Plan Cadastral Informatisé*"). Second, it provides house and owner characteristics (fiscal database commonly called MAJIC II) that allows to identify for each residential house the date of construction (Geniaux *et al.*, 2009)

• At municipal level, we used census data of population, housing, activities and employment (INSEE). Following (Geniaux *et al.*, 2005) and (Geniaux, 2010), we built a classification of municipalities useful for statistical descriptive analysis of urban density dynamics and LUP

policies. This classification crossed a municipal total houses classification with a municipal surrounding population in the 50 km neighborhoods classification and resulted in 11 effective levels indexed hereafter by c^2.

Information of these four databases has been reported on a 100 meter grid cell with 6 million of cells for the two regions.

3 Urban model

Our model aims to forecast land use change (LUC) over a 20 years horizon using the 100 meter grid cell. The global design of the simulation model is illustrated in figure 2. The core of the model is based on the probability to be built for a non-already built cell. Then, in order to locate the effective new built cells, local probability thresholds are calculated for each municipality based on two external information items. The first one is a forecast of total housings number on municipal levels in next 20 years, detailed in section 3.2.a. The other one is an estimate of the proportion of housings for each land use plan zone z in each municipality class c based on three local urban parameters, coming from a statistical analysis of 1990-1995 building dynamics at parcel level for the PACA region, detailed in section in 3.2b.

Our model distinguishes itself from previous works on LUC model by using information on land use plan for more than 1500 municipalities. As noted by (Irwin, 2010), almost all LUC models do not use geographic data on land use plan and are based on a theoretical framework in which land market and land use are not regulated by public institutions. Our model integrates vectorized geographic information on public regulation in its estimation of land use change probability as well as for determining the number of houses of future converted parcel.

3.1 Probability of land use conversion

Our model estimates for each cell *g* with no house ($Y_g = 0$) the probability to be developed for residential use ($Y_g = 1$) knowing a set of covariable *X* and the type of LUP zone *z* of each cell *g*. In order to estimate such probability in a spatial and large database context, we

[2] Municipal total houses was classified into 4 levels (0-200,200-2000, 2000-10000,>10000). Surrounding population of each municipality was estimated using a kernel smoother function of distance between municipalities **Erreur ! Signet non défini.**and classified in 4 levels using quartiles. $\sum_j e^{-distance_{ij}/10)^2} \ \forall j \ \ with \ \ distance_{ij} < 50km$

used a semi-parametric spatial generalized additive logit model (Hastie and Tibshirani, 1993; Wood, 2006; Geniaux and Napoleone, 2008) to specify a parametric GLM probit[3]. Non linear covariates $X2_g$ has been split into two or three linear parts and integrated in a full parametric GLM logit that can be expressed as:

$$P(Y_g = 1|X, z) = \beta_0 + \beta_1 clc90 + \beta_2 sl + \beta_3 zone + \beta_4 nsd + \beta_5 lpa + \beta_6 duc1 + \beta_7 duc2 + \beta_8 dsr1 + \beta_9 dsr2 + \beta_{10} pr1 + \beta_{11} pr2 + \beta_{12} dmr1 + \beta_{13} dmr2 + \beta_{14} area + \beta_{15} apr + \beta_{16} WYp + \epsilon_g \quad (1)$$

Table 1 describes labels and descriptive statistics of each covariate of final model. Due to the very large number of grid cells, model (1) has been estimated separately in each of the 11 administrative sub-regions (French county or "*department*") of the studied area (around 500.000 cells in each county). In order to account for the heterogeneity of urbanization process and density between types of zones *z*, model (1) has been estimated separately for each type of zoning *z* and for each county. Finally, we obtained for each cell *g* the probability to be developed before 2030 noted $\hat{P}(Y_g = 1|X, z)$.

3.2 From probability to house building

To convert probability estimates into effective land changes, we used local probability thresholds depending on constraints on two scales: on a municipality scale, the total number of housings and on the LUP zones scale, the housing density. These two constraints based on information external to the model (1) are constructed as follows:

First, we used a municipal forecast of the total number of housings for 2030, noted ***Erreur ! Signet non défini.***. Total number of municipal housings can be mainly explained by sequences of past number of housings (we used the four preceding census), by the county, and by inhabitants and employments in the surrounding 50 km. HD_i is estimated with a least square percentage error models (Tofallis, 2009). Moreover, we used strata in order to

[3] A Generalized Additive Model (Hastie and Tibshirani 1990) is an extension of the Generalized Linear Model (GLM) in which the linear predictor is specified as the sum of smooth functions of regressors. We obtain a geoadditive logit model by integrating, in a smoothing function, longitude *y* and latitude *x*, and by using a logistic distribution. It can be expressed it as :

$$P(Y_g = 1|X1, X2, x, y, z) = \beta X1_g + \sum_m s_m(X2_g) + s(x_g, y_g) + \epsilon_g \quad (2)$$ **Erreur ! Signet non défini.**

The GAM logit model (2) has been used i) to identify non linearity in continuous covariables, in particular distance and residential density covariates and ii) to obtain a final specified model that flatten as possible the spatial smoothed terms . This specification process has been done using various subsample of 100 000 cells randomly chosen between the 6 millions of cells of the study area.

have different coefficients values for 7 types of municipalities according to the level of population (7 levels of number of housing of the preceding census noted $CHD_{i,t-1,k}$:

Erreur ! Signet non défini. (3)

Equation (3) is estimated with a weighted least square in which the weights are equal to the inverse of the lagged endogenous $1/HD_{t-1,}$ that correspond to a Least Squares Percentage Regression (LSPR) that minimize the square of the relative errors (Tofallis, 2009). This type of regression is necessary to avoid that large municipalities may have too much influence on the results and lead to high relative errors for small municipalities. Coefficient estimates of (2) allow predicting HD_i at *t+s*. In the next step, $\bar{P}(Y_g = 1|X)$ is the local probability threshold so that the number of building realization is equal to $\hat{HD}_{i,t+s}$.

Second, In order to identify on an infra-municipal level the precise threshold for realization of land use change probability for each type of land use plan zones, we used statistics on housing at parcel scale by type of zoning *z* and by type of municipality *c* for recently built houses (after 1990) in PACA region for which the date of construction is known.

• α_{1c} is the proportion, for each type of municipality *c*, of new housings after 1990 that have been built in previously unbuilt parcels. It allows estimating the proportion of future housing of the municipality that will be located in previously unbuilt parcels. We obtained:

$$\tilde{HD}_{i,t+s} = \alpha_{1c} \times \hat{HD}_{i,t+s} \quad with\ i \subset c \quad (4)$$

• α_{2cz} is the proportion of housings built after 1990 by type of LUP zones *z* for each type of municipality *c*. It allows distributing $\tilde{HD}_{i,t+s}$ between various LUP zone types of municipality *i* depending on the area of the LUP zone $S_{i,z}$. Thus:

$$\tilde{HD}_{i,z,t+s} = \alpha_{2cz} \times \frac{S_{i,z}}{\sum_z S_{i,z}} \tilde{HD}_{i,t+s} \quad (5)$$

• α_{3cz} is the number of housings by hectare by LUP zone *z* and by type of municipality *c*.

The final number of new houses for the unbuilt cells *g* which have a conversion probability higher than the local threshold noted $H_{g(c,z)}$ is given by:

$$H_g(c,z) = \alpha_{3cz} \quad if \quad \hat{P}(Y_g = 1|X) > \bar{P}(Y_g = 1|X) \quad (6)$$

Moreover, $\forall g \quad \bar{P}(Y_g = 1|X)$ must verify the two following conditions:

$\forall i \quad \sum_{g \subset i} H_g(c,z) \leq \tilde{HD}_{i,t+s}$

Erreur ! Signet non défini.

4 Data analysis

4.1 Sites considered as threatened

We assessed three urban pressure indicators at the site level. Pressure 1 (*P1*) corresponds to the predictable consumption for housing inside each site. *P1* is calculated only for the year 2030 and is equal for each site to the percentage that could be newly built in 2030. A site is considered threatened if *P1* > 10%. Pressure 2 (*P2)* corresponds to the smoothed impact of urban area at a local scale in the nearby neighborhood of each site (2km). For each cell *g*, we calculated *p2* as the sum of the number of built-up cells in a 2 km buffer zone weighted by their distance to the cell in question (weights are estimated using a Gaussian kernel smoother[4] with a bandwidth *h*=0.8 km). *P2* is equal to the mean value of *p2* for each site. A site was considered as threatened if *P2*> 85's percentile of all sites in 2008. Pressure 3 (*P3)* corresponds to the smoothed impact of urban area at a global scale in the large neighborhood of each site. First we calculated *p3* as the number of built cells *g* in each square of 1000x1000 meters. For each site we calculated *P3* as the mean value of *p3* in a 50 km buffer zone weighted by the distance between the 1000 meters square and site centroïd (weight are estimated using a Gaussian kernel smoother with a bandwidth *h*=25 km). Mean values were preferred to totals because they limit border effects due to the large scale nature of this indicator. A site was considered as threatened if *P3*> 85's percentile of all sites in 2008. For each pressure indicator, we calculated the number and mean and total percentage area of threatened sites, and the mean number of species per threatened site.

An important methodological point of this study is the use of a smoothed function for pressure indicators 2 and 3. Although several studies have already investigated the indirect impact of human presence on biodiversity surrogates using a buffer zone (Harcourt *et al.*, 2001; Vazquez and Gaston, 2006; Luck, 2007), our method allows us to account for a pressure which intuitively decreases in relation to distance from urbanized cells.

4.2 Assessing threat levels for species

For each taxonomic group, we investigated the number of threatened species according to the three urban pressures. A species was considered as threatened if more than 30% of its range

[4] We used $\sum_j e^{(distance_{ij}/h)^2}$ **Erreur ! Signet non défini.**for all *j* for which distance between *i* and *j* is less than the buffer distance; *h* is the bandwidth.

(number of sites) is under pressure. Fish species are not considered for the P1 indicator since they are present in watercourses which are never considered as built-up. In order to assess the relationship between urban impacts and species rarity, we calculated the number of sites of the species (*i.e.* the range of the species) between those considered as threatened and the others. In order to assess the impact of urbanization beyond to the species range threshold, we also calculated for each taxonomic group the mean percentage of threatened sites for each species. Finally we mapped threatened sites and analyzed the number of sites and species that incur several pressure levels.

RESULTS

The LSPR model (3) for forecasting municipal population in ten years provides a 0.9954 adjusted R2 (detailed results of this model are given at URL http://www.cefe.cnrs.fr/ecopop/pdf/Vimal/Urbanisation_Model_Results.pdf). Table 2 gives an overview of the logit model results by type of zoning *z* (URB, FURB, NONDEV) and for the 11 counties (see also the URL above for detailed results of the 33 logit models). We present the size of sample, the percentage of thru one and thru zero, and the value and significance of three coefficients (the closed neighboring urban density **Erreur ! Signet non défini.** , the distance to small road **Erreur ! Signet non défini.**, the dummy "dominant land cover equal meadow in 1990" **Erreur ! Signet non défini.**). Results are particularly stable with no sign reversal for the three coefficients (others coefficients present the same regularity). The only exception is the effect of the dominant Corine Land Cover (CLC90) that can change among counties. For example, the land cover type meadow (**Erreur ! Signet non défini.**) is reversed for the Lozère (48) county which is the less inhabited county of France and where meadows are the almost ever dominant land cover. The effect of closed neighboring urban density (**Erreur ! Signet non défini.**) is very stable, particularly for zoning URB and FURB. This coefficient decreases generally for most of the inhabited counties (counties 13, 06, 83, 34 and 84 with more than 150 inhabitants/km2). We can note that the model fits better the built cell for URB (around 95 % of True one) and FURB zoning (around 75 % of True one) than the unbuilt cell. For NONBDEV zoning, it becomes naturally easier to predict unbuilt cells (around 98 % of True zero), but with only around 30 % of True one. We present and comment in Table 3 the urban model results in detail only for the *Vaucluse (84)* county and for NONBDEV zoning. The main driving factors influencing the probability of urbanization (Table 3) are location (in suburbs of greatest cities), infrastructure

density (road density within the cell) and housing density in vicinity (frame of built area in contiguous cells WPy). More precisely, the effects which reduce the probability of urbanization are slope (*sl=3*) and enforced conservation policy (*lpa=Y*). The covariates which have the most positive effect on the probability of urbanization concern the ratio of road inside the cell <10% (*pr1*), the ratio of built surface in contiguous cells (*WYp*) and to a lesser degree the location in the second commuter belt.

In 2008, 7.5% of the territory of the study was urbanized. Our model predicts that additional 1.3% will be urbanized for house building by 2030. In terms of Corine Land Cover classes, 30% of new urban areas will occur in already built-up areas, 57% on agricultural land (notably in heterogeneous agricultural zone and permanent culture) and 12% on natural and semi natural areas (principally in forest and open environment).

Within the delimited sites, there is an average of 8.5 determinant species per site. The mean surface area of sites is about 823 hectares. The mean number of sites per species is about 7.5 for plants, 19.6 for mammals, 21.8 for birds, 18.6 for fishes, 26.8 for herptiles.

The frequency distribution of sites in relation with different pressures in 2030 varies among the three pressure indicators (Fig.3a). According to pressure indicator 3, the pressure is more widely distributed among the sites. The frequency distribution of species in relation with the percentage of their range which is threatened also varies among the three pressure indicators (Fig.3b). The high number of species which have 100% of their range threatened is probably due to the rare species. Indeed, a species present in only one site is threatened either at 100% either at 0% of it range. However, note that, according to the pressure 1, 10 species are predicted to have 100% of their range threatened in 2030.

Our model predicts that 3512 hectares (*i.e.* number of grid cells which will be built) of high diversity sites will be impacted by urbanization by 2030. Thus, 464 sites (35% of the total number of sites) will have at least one hectare urbanized between 2006 and 2030. The mean surface area of these sites is about 1255 ha which is significantly higher than the mean surface area of all sites (Student $t = 5.6571$, $p < 0.001$). However, only 43 sites will have more than 10% of their surface area urbanized in 2030 (Table 4). The surface area of these sites is low (a mean of 88 ha) and only 0.4% of the total area of high diversity sites is concerned. Only 36 plant species, one bird and one herptile species are threatened by direct urbanization. Given the significant low value of the mean number of sites per species for plants (4.7 sites), the species concerned are rarer than the species which are not threatened

(*i.e.* their mean number of sites is lower). Mammals are the least impacted in terms of the mean percentage of threatened sites per species.

According to pressure indicator 2, 198 sites with a mean surface area of 219 ha, representing 4% of the total surface area of sites of conservation interest, are currently threatened by urbanization (Table 3). For each taxonomic group, the species concerned are not rarer than the others. Mammal and herptile species are the least impacted in terms of the mean percentage of threatened sites per species. The most impacted are fish species. In 2030, our model predicts an increase in 31% of the number of threatened sites (265 sites). The mean surface area of threatened sites increases from 178 to 213 ha, hence, the surface area of newly threatened sites will be higher in 2030. Based on our thresholds, approximately half (43.8%) of all fish species will be threatened. The fact that the mean number of sites of the threatened species increases for bird species means that the species newly impacted are more widely distributed than those in 2008. In contrast, for herptiles newly impacted species are rarer than those impacted in 2008.

According to pressure indicator 3, 198 sites with a mean surface area of 400 ha, are threatened in 2008. This represents 7.3 % of the total surface of sites of high conservation interest. No mammal species are threatened and threatened species are not rarer than species unthreatened except for herptile species. In 2030, our model predicts an increase in 48% of the number of threatened sites (293 sites). The mean surface areas of these sites increases from 400 to 546 ha, hence, the surface area of newly threatened sites will be higher in 2030. Based on our thresholds, approximately half (47.7%) of the fish species will be threatened. The mean number of sites of threatened species is similar to that in 2008, except for herptile species which show an increase from 5.3 sites per species in 2008 to 30.1 sites per species in 2030. Mammal species are the least impacted in term of the mean percentage of threatened sites per species. Birds and herptiles have the highest percentage of threatened sites.

For pressure indicators 1 and 3 at the two dates, the mean number of species per threatened site is not significantly different from the mean number of species of the other sites. It is significantly lower for the pressure 2 at the two dates (7.2 species per site).

In 2030, 38 sites of high conservation interest will be threatened by urbanization according to both P1 and P2 (*i.e.* 83% of the sites threatened under P1 are also threatened under P2). 125 sites will be threatened simultaneously by pressure 2 and 3, and 29 sites will be threatened by pressure 1 and 3. 28 sites are common to all three pressure indicators. 32 plant species and 1 bird species are considered as threatened for all three pressure indicators, while 173 plant

species, 10 bird species, 3 fish species and 3 herptile species are considered as threatened for at least two pressure indicators.

Overall, the majority of sites under pressure for each pressure indicator are situated in the coastal part of the region (Fig.4). There are nonetheless some differences in terms of localization of the sites among the three pressure indicators. For P1 and P2, some threatened sites are localized in mountain areas (in the north of the study region) while for P3, threatened sites are aggregated around urban poles in the lowland plains, near the coast and in the Rhône valley. New threatened sites in 2030 occur close to those already concerned in 2008 for P3 while they are more dispersed for P2.

DISCUSSION

Our analysis provides a mean of assessing the direct and indirect threats of urbanization on biodiversity at a regional scale. To our knowledge, this is the first study to do so for such large territory and at a so fine grained scale. The three pressure indicators are highly complementary and range from precise quantification of land consumption to the pressure associated with human presence in a 50 km radius. Our study illustrates a diversity of potential impacts of urban spread on sites of high conservation interest and their associated species in the French Mediterranean region of southern France.

For future threats, our model combines demographic forecast at municipal level, and spatial forecast of new built location at infra-municipal level. The main improvement of our model is the infra-municipal spatial forecast that allows to take into account the location of new built in NONBDEV zoning that may have the most influential threat inside ZNIEFF or in closed neighboring of ZNIEFF (pressure 1 and 2). Even if LUP changes are mainly driven by land market and by land owner anticipation on policy change (McMillen and McDonald, 1991), the evolution of LUP is generally made by changing rules on a set of cells. In general, contiguous zones with numerous cells with high probability of change constitute the chosen sets. Isolated cells with high probability will likely stay unbuilt because the cells will stay in NONBDEV zoning in the mid-term. At this stage, model (1) takes this phenomenon into account only partially. The spatial dependence of the endogenous zoning, *i.e.* the probability to be built, would have beneficiate of a Spatial Autoregressive Regression (SAR) logit model, that is unfortunately unusable with such large dataset. An extension of the Klier and McMillen (2008) methodology using generalized GMM for such latent class model may be useful for such rich spatial data context if combined with sparse matrix computation method. Here the identification of the drivers of urban spread was out of the scope of this paper. A

further study would allow to assess precisely which are the drivers of urban impact on high diversity sites.

In terms of the numbers of threatened sites and species as well as the area of sites and their localization, the potential impacts of urbanization differ among the three pressure indicators. Most of the threatened sites of high conservation interest are of significantly smaller surface area than the other sites and occur primarily in the coastal region of the study area and the major Rhône river valley. Mammals are the least threatened species by urban pressure. This can be explained by their association with forest habitat in the study region (which is less affected by urbanization than open habitats and agricultural areas in our model) and are present in sites of generally larger surface area than average (Vimal *et al.*).

In this study, we presented results as mean values at the site level and using thresholds in order to identify sites and species under pressure. However, we recommend that particular attention is paid to all levels of threat, even for sites impacted for only one hectare and especially for pressure indicator 1. A population of a particular species will rarely systematically cover an entire site and could be destroyed or become threatened by a localized urban impact in large site. Furthermore, our analysis does not account for the sensibility of the species considered to urbanization threat which is likely to vary among and within taxonomic groups.

Direct consumption of sites through urban construction is certainly the greatest threat to biodiversity because it leads to an irreversible destruction of habitats and its associated species. In terms of direct destruction, our analysis illustrates that future urbanization could impact as much as 35% of the total number of sites (3512 hectares) of high conservation interest in our study region. However, less than 50 (3.2%) sites with very small surface area will have more than 10% of their surface area destroyed. The fact that species impacted in more than 30% of sites where they occur are rare plants is not surprising. Plants typically are species of small patch ecosystems with highly localized distributions and high levels of species turnover among sites. Even if the French law indicates that the ZNIEFF inventory of sites of high conservation interest should be taken into account before allowing an area to be urbanized, our study illustrates the high sensibility to urban pressure and direct habitat destruction of several sites.

Pressure indicator 2 refers to threats caused by immediate proximity of buildings. This pressure indicator thus depends on the local dynamics and spatial configuration of urbanization and some sites can be under pressure even though they may occur close to only small villages or dispersed buildings. This explains why there is no relation between the

localization of the sites under pressure in 2008 and in 2030. The fact that fish are the most endangered species indicates that rivers (i.e. linear habitat configurations) will be increasingly threatened by adjacent urbanization. Indeed, a narrow site has more chance to be under pressure than a large shaped site. An increase in 33% of the number of threatened sites in 2030 shows the potential high level of pressure directly around the sites. This pressure illustrates the need to consider one high diversity site in its neighborhood environment. Some authors have already discussed the external reserves threats (DeFries *et al.*, 2007) and suggested the critical importance of creating buffer zones around them.

Pressure indicator 3 is less sensitive to the local dynamics of urbanization in that it provides information on a more global threat, due to urbanization in a large area of 50 km around the sites. The absolute number of buildings in a global area is likely to be more important than their precise local arrangement. A site located 200 meters away from a small village is not necessarily more threatened than a site located 20 km from a town of 50 000 habitants. Thus, patterns of variation between the two dates are not the same for P2 and P3. P3 is naturally less dispersed than P2 and stays localized in the same region at the two dates. The most impacted sites are those near existing areas of intense urbanization, *i.e.* in the lowland plains near the coast and in the Rhone valley. This explains the more important variation rates in terms of number of sites and species endangered compared to P2. Threatened sites in 2008 become more affected and spatially aggregated with additionally threatened sites with probably similar species community in 2030. This can also justify why birds represent the taxonomic group that is the most impacted in terms of number of species and number of sites per species. Indeed, in this region, many of the bird species of conservation interest occur in wetlands along the coast where urban development is currently higher and will thus be the most affected by future urbanization. Finally, the large-scale spatial effect of this pressure also explains the bigger surface area of sites. Indeed, within a 50 km radius, the size of the site is less important in determining the level of impact. At such scale, the pressure indicator refers to a wide range of indirect urbanization impacts caused by road traffic, water and air pollution and are therefore really difficult to predict and to limit. Special attention must be paid site per site in order to assess the potential threat in such sites.

Beyond the insights they provide into threat levels association with direct and indirect urban impacts on biodiversity, our use of pressure indicators has important implications for setting objective targets and for implementing conservation strategies (Margules and Pressey, 2000; Myers *et al.*, 2000; Pressey and Cowling, 2001). Here, a site based approach would recommend paying particular attention to sites with more than one pressure as a cumulative

effect. We showed that in 2030, 192 sites will undergo at least two pressures, and 29 sites will undergo all three pressures. Species based information can also be useful for prioritization, since more attention should be paid to threatened species for which the region has a high responsibility; the French distribution of several plant species is for example limited to a small number of sites in the study region (Gauthier *et al.*, 2010). Particular attention must be given in order to assess the conservation interest of the 13 plants species predicted to be endangered by 2030 according to the three pressures.

Acknowledgments

This work was funded by the “Agence Nationale de la Recherche” (contract 05-BDIV-014 ABIME), the “Ministère de l’Ecologie, de l’Energie, du Développement Durable et de la Mer” (contract 0001077-Diva2 BIO2M), the CNRS and the Languedoc-Roussillon regional government. We are grateful to staff of the *Conservatoire des Espaces Naturels* and the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles* for their advice on data.

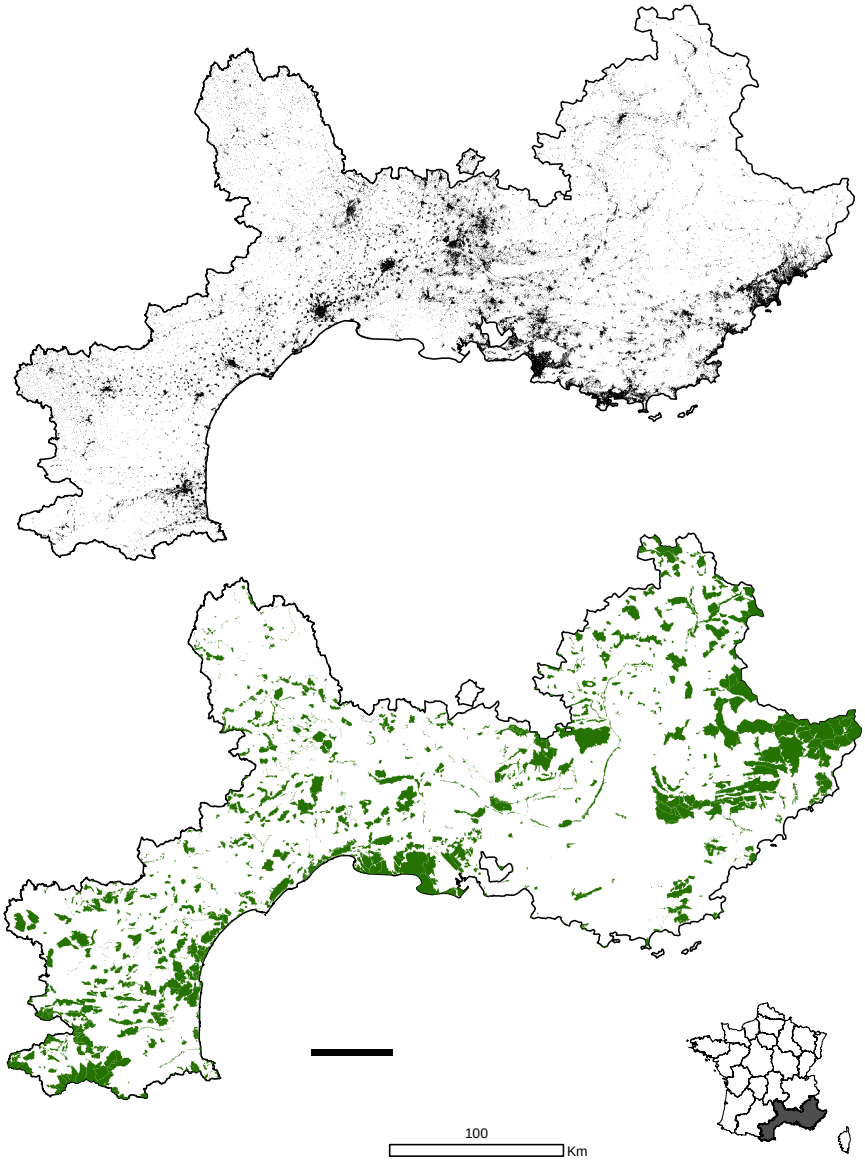
FIGURE LEGENDS

Figure 1. The Mediterranean region of southern France with (a) the current distribution of urbanized areas and (b) the sites of high biodiversity interest (ZNIEFF inventory).

Figure 2. Overview of the urban simulation model.

Figure 3. Frequency distribution in 2030 of a) the pressure value on sites (when it is >0), b) the proportion of threatened sites per species (when it is >0) for each of the three pressure indicators. Vertical red lines represent the threshold values.

Figure 3. Spatial distribution of threatened sites in relation to three pressure indicators. Blue squares refer to threatened sites in 2008; red points refer to the sites under pressure by 2030; grey points refer to the sites without pressure.


100
Km

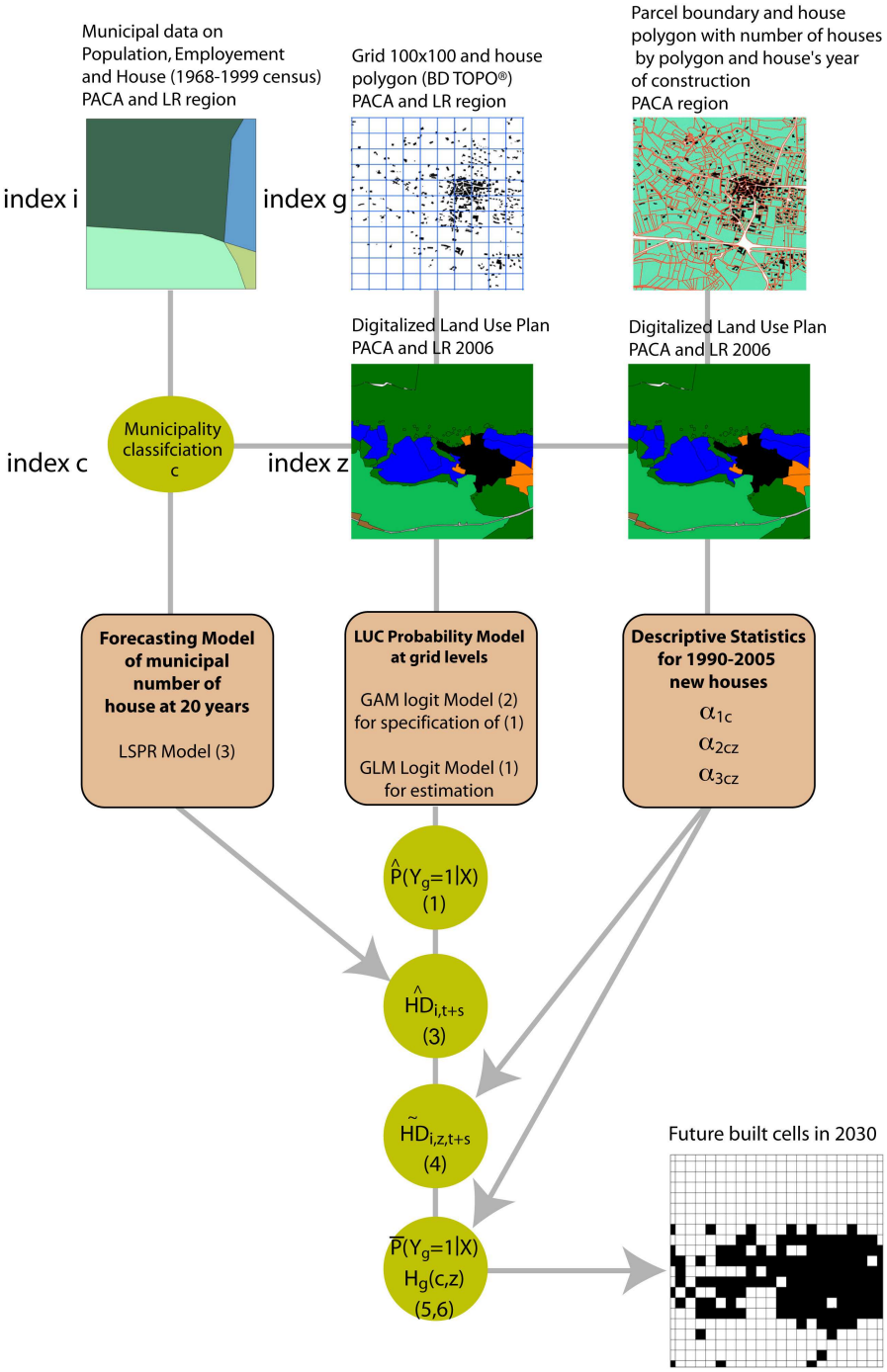

Municipal data on Population, Employement and House (1968-1999 census) PACA and LR region
Grid 100x100 and house polygon (BD TOPO®) PACA and LR region
Parcel boundary and house polygon with number of houses by polygon and house's year of construction PACA region
index i
index g
Digitalized Land Use Plan PACA and LR 2006
Digitalized Land Use Plan PACA and LR 2006
index c
Municipality classifciation c
index z
Forecasting Model of municipal number of house at 20 years
LSPR Model (3)
LUC Probability Model at grid levels
GAM logit Model (2) for specification of (1)
GLM Logit Model (1) for estimation
Descriptive Statistics for 1990-2005 new houses
α_{1c}
α_{2cz}
α_{3cz}
$\hat{P}(Y_g=1|X)$ (1)
$\hat{HD}_{i,t+s}$ (3)
$\tilde{HD}_{i,z,t+s}$ (4)
$\overline{P}(Y_g=1|X)$ $H_g(c,z)$ (5,6)
Future built cells in 2030

Table 1: Covariates of model (1).

Discrete covariates		freq.
*clc*90	Corine Land Cover 1990 (15 classes in level 2)	
	Artificiel surfaces	0.0406
	Agricultural areas	0.2973
	Forests and semi-natural areas	0.6280
	Wetlands	0.0153
	Water bodies	0.0188
sl	Mean slope of cell (3 levels)	
	under XX	0.6631
	XX to XX	0.3071
	more than XX	0.0297
zone	Classes of smoothed surrounding population (50 km, *sspop*50)[1]	
	Urban core area (*sspop*50 > 10000)	0.0773
	First commuter belt 1 (*sspop*50 ∈ [5000 − 10000])	0.0934
	Second commuter belt (*sspop*50 ∈ [1200 − 5000])	0.2406
	Rural Area (*sspop*50 < 1200)	0.5886
nsd	North/South/Flat orientation dominance	N=0.3406 S=0.3050 F=0.36
Ipa	Intersects a Protected Area (2 levels)	Y=0.0509 N=0.9490
Continuous Covariates		Mean and [Range]
*duc*1	Shortest distance to urban core of a town (<1000)	446.9 [0-1000]
*duc*2	Shortest distance to urban core of a town (≥1000)	2748 [1000-7348]
*dsr*1	Shortest distance to all road (<1000)	315.30 [0-1000]
*dsr*2	Shortest distance to all road (≥1000)	1851 [1000-11390]
*dmr*1	Shortest distance to main road (<12500)	3976 [0-12500]
*dmr*2	Shortest distance to main road (≥12500)	17370 [12500-35300]
*pr*1	Ratio of road surface (<0.1)	0.006085 [0-0.1]
*pr*2	Ratio of road surface (≥0.1)	0.1581 [0.1-1]
area	Area of municipality	6359 [0-222800]
apr	Area/perimeter ratio of municipality	0.8490 [0.2462- 9.5790]
WYp	Ratio of built surface in contiguous cells	0.01093 [0-1]

Table 1. Covariates of model (1)

Zoning	County	N	% True 0	% True 1	$\beta_{CLC90=23}$	β_{WYp}	β_{dsr1}
URB	04	17427	58.61	88.9	-0.464 ***	36.4 ***	-0.00108 ***
URB	05	10331	36.6	95.02	*-0.201 NS*	35.7 ***	-0.000915 **
URB	06	29775	68.19	94.82	-0.524 ***	37.1 ***	-0.00178 ***
URB	13	48614	56.07	97.33	-2.34 ***	25.3 ***	-0.0021 ***
URB	83	45294	68.01	94.72	*-0.151 NS*	38.7 ***	-0.00135 ***
URB	84	21807	36.83	98.04	-0.625 .	25.1 ***	-0.00101 ***
URB	11	17340	75.12	91.74	-1.22 ***	33.4 ***	-0.000296 .
URB	30	34577	45.55	96.7	-1.12 ***	27.8 ***	*-3.55e-05 NS*
URB	34	27657	68.07	97.24	-1.42 ***	30.8 ***	-0.000679 **
URB	48	5384	67.25	88.99	-0.698 ***	37.8 ***	*-0.000316 NS*
URB	66	12252	54.49	98.12	-1.19 ***	31 ***	-0.000513 *
FURB	04	10859	93.07	57.82	-0.516 **	35.2 ***	-0.00273 ***
FURB	05	4541	89.02	64.76	-0.724 ***	34.9 ***	-0.00244 ***
FURB	06	13350	91.72	83.15	*-0.253 NS*	28.5 ***	-0.0035 ***
FURB	13	49812	92.21	72	-0.918 ***	23.4 ***	-0.00255 ***
FURB	83	27331	93.07	76.71	-0.859 ***	31.7 ***	-0.00329 ***
FURB	84	22519	90.15	69.76	-1.8 **	25.4 ***	-0.00145 ***
FURB	11	14606	91.17	70.8	-2.17 ***	27 ***	-0.000336 *
FURB	30	27038	89.58	70.31	-1.84 ***	25.8 ***	-0.000704 ***
FURB	34	30704	84.43	80.2	-1.74 ***	27.3 ***	-0.000548 ***
FURB	48	8417	99.19	70.36	-1.45 ***	47.6 ***	*-0.000676 NS*
FURB	66	13508	87.04	75.45	-1.69 ***	29 ***	-0.000442 **
NONBDEV	04	999978	99.84	16.81	-0.431 ***	63.7 ***	-0.00299 ***
NONBDEV	05	679554	99.83	20.77	*0.0795 NS*	66.4 ***	-0.00319 ***
NONBDEV	06	536985	99.32	62.33	-0.955 ***	44.7 ***	-0.00381 ***
NONBDEV	13	614993	98.81	35.48	-2.26 ***	28.4 ***	-0.00266 ***
NONBDEV	83	696554	99.14	39.91	-1.22 ***	52.6 ***	-0.0027 ***
NONBDEV	84	455792	98.93	30.34	-1.88 ***	30.9 ***	-0.00214 ***
NONBDEV	11	728446	99.71	24.19	-1.12 ***	57.4 ***	-0.000527 ***
NONBDEV	30	853789	99.44	28.63	-1.11 ***	40.7 ***	-0.00137 ***
NONBDEV	34	700087	99.61	26.23	-0.949 ***	45.1 ***	-0.00117 ***
NONBDEV	48	574364	99.67	27.49	0.295 *	101 ***	-0.000303 ***
NONBDEV	66	455969	99.7	33.87	-1.19 ***	29.6 ***	-0.00123 ***

Table 2. Selected results of the GLM logit models (1) for each types of zoning in the 11 counties. “True” refers to the percentage of cells for which the model is able to predict if they are actually either built (“True 1”) either unbuilt (“True 0”).

Covariates	Coef	Pr(> |z|)
(Intercept)	-1.200e+00	< 2e-16 ***
clc90 reference value =11		
clc90=12	-1.638e+00	< 2e-16 ***
clc90=13	-2.227e+00	< 2e-16 ***
clc90=14	-2.407e+00	< 2e-16 ***
clc90=21	-1.707e+00	< 2e-16 ***
clc90=22	-1.356e+00	< 2e-16 ***
clc90=23	-1.882e+00	< 2e-16 ***
clc90=24	-1.221e+00	< 2e-16 ***
clc90=31	-2.335e+00	< 2e-16 ***
clc90=32	-2.238e+00	< 2e-16 ***
clc90=33	-2.772e+00	< 2e-16 ***
clc90=41	-1.304e+01	0.94070
clc90=51	-3.849e+00	< 2e-16 ***
sl reference value =1		
sl=2	-7.186e-01	< 2e-16 ***
sl=3	-8.987e+00	0.77130
zone reference value =Urban core		
zone=first commuter belt	3.167e-01	1.51e-08 ***
zone=second commuter belt	3.955e-01	2.09e-12 ***
zone=rural area	1.727e-01	0.00621 **
nsd reference value =0		
nsd=1	-4.995e-02	0.02131 *
nsd=2	-1.557e-03	0.94260
lpa reference value =N		
lpa=Y	-9.730e-01	0.01061 *
duc1	-4.594e-04	< 2e-16 ***
duc2	-3.278e-04	< 2e-16 ***
dsr1	-2.141e-03	< 2e-16 ***
dsr2	-6.011e-04	< 2e-16 ***
pr1	4.817e+00	< 2e-16 ***
pr2	5.856e-01	0.00166 **
dmr1	-3.353e-05	< 2e-16 ***
dmr2	-3.160e-05	< 2e-16 ***
area	3.673e-05	1.37e-12 ***
apr	8.723e-02	0.00296 **
WYp	3.094e+01	< 2e-16 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1		
Null deviance: 262406 on 455791 degrees of freedom Residual deviance: 171764 on 455760 degrees of freedom AIC: 171828		

Table 3. Detailed results of GLM logit model (1) for *Vaucluse* county (84) and for NONBDEV zoning.

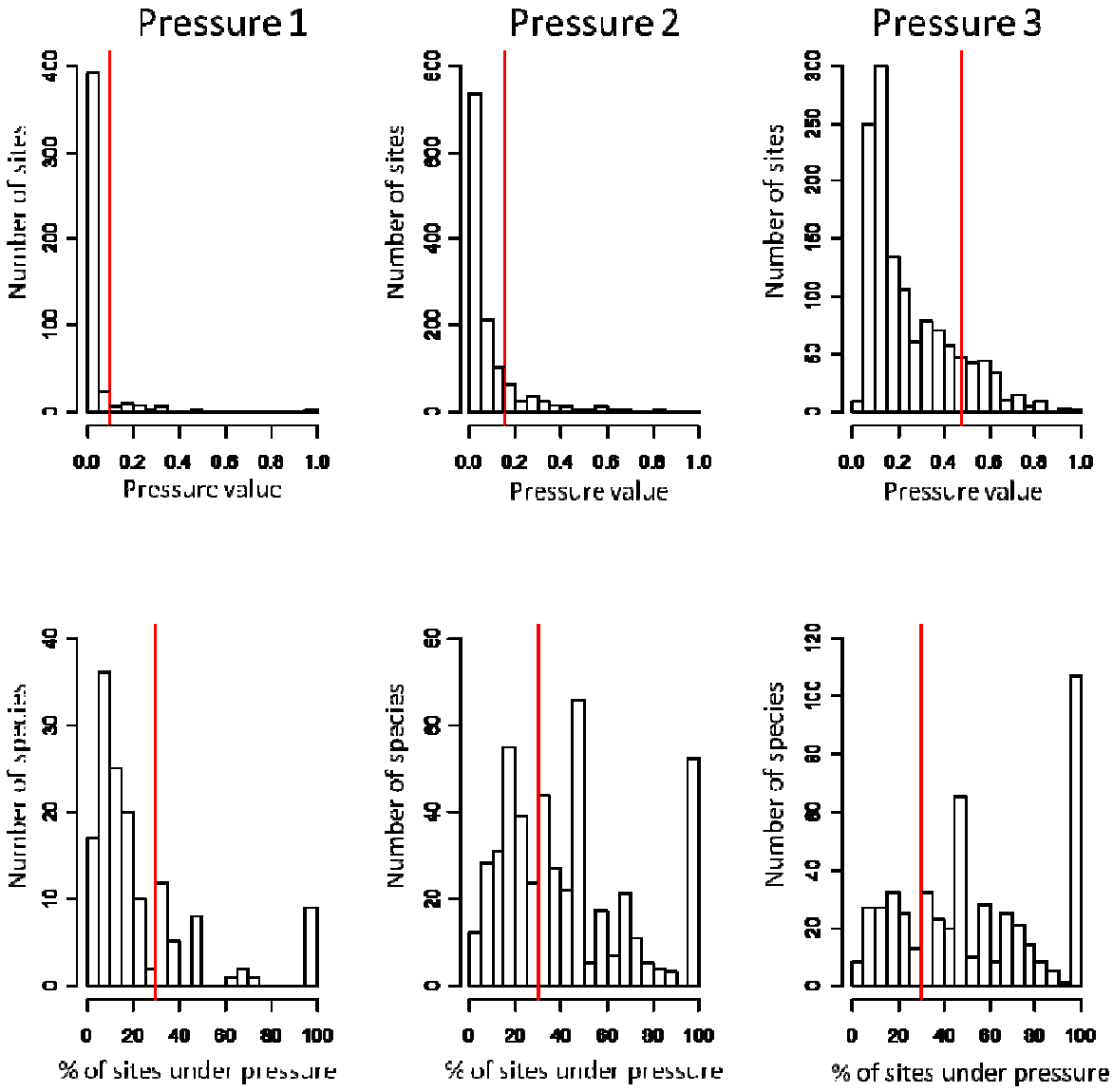

Pressure 1
Pressure 2
Pressure 3
Number of sites
Pressure value
Number of species
% of sites under pressure

Table 3. Current and future pressures for sites of high conservation interest and the different taxonomic groups for the three pressure levels associated with urbanization.

		2008		2030		
		Pressure 2	**Pressure 3**	**Pressure 1**	**Pressure 2**	**Pressure 3**
Sites	number of sites	198	198	43	265	293
	% area of site	4,0	7,3	0,4	7,6	14,8
	mean area of site (ha)	219 ***	400 ***	88 ***	309 ***	546 ***
	mean number of species per site	7,2 *	8,7 ns	7,2 ns	7,2 **	8,5 ns
Plant	number of species	192	230	36	252	313
	% of species	18,5	22,1	3,5	24,2	30,1
	mean number of sites per species (range)	7,3 ns	7,3 ns	4,7 ***	7,8 ns	7,9 ns
	mean % of sites under pressure per species	13,1	16,9	2,9	17,0	22,5
Mammal	number of species	1	0	0	1	0
	% of species	3,6	0,0	0,0	3,6	0,0
	mean number of sites per species (range)	-	-	-	9,0	-
	mean % of sites under pressure per species	5,0	2,6	0,2	6,1	5,3
Bird	number of species	9	22	1	17	41
	% of species	10,5	25,6	1,2	19,8	47,7
	mean number of sites per species (range)	16,3 ns	21,4 ns	-	26,1 ns	24,5 ns
	mean % of sites under pressure per species	11,9	18,4	2,5	16,3	30,2
Fish	number of species	6	3	-	7	5
	% of species	37,5	18,8	-	43,8	31,3
	mean number of sites per species (range)	8,0 ns	5,3 ns	-	9,4 ns	5,6 ns
	mean % of sites under pressure per species	23,8	15,1	-	30,1	20,1
Herptile	number of species	2	3	1	7	8
	% of species	10,0	15,0	5,0	35,0	40,0
	mean number of sites per species (range)	41,0 ns	5,3 **	-	34,1 ns	30,1 ns
	mean % of sites under pressure per species	9,8	15,9	2,9	18,2	28,4

ns = non significant, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

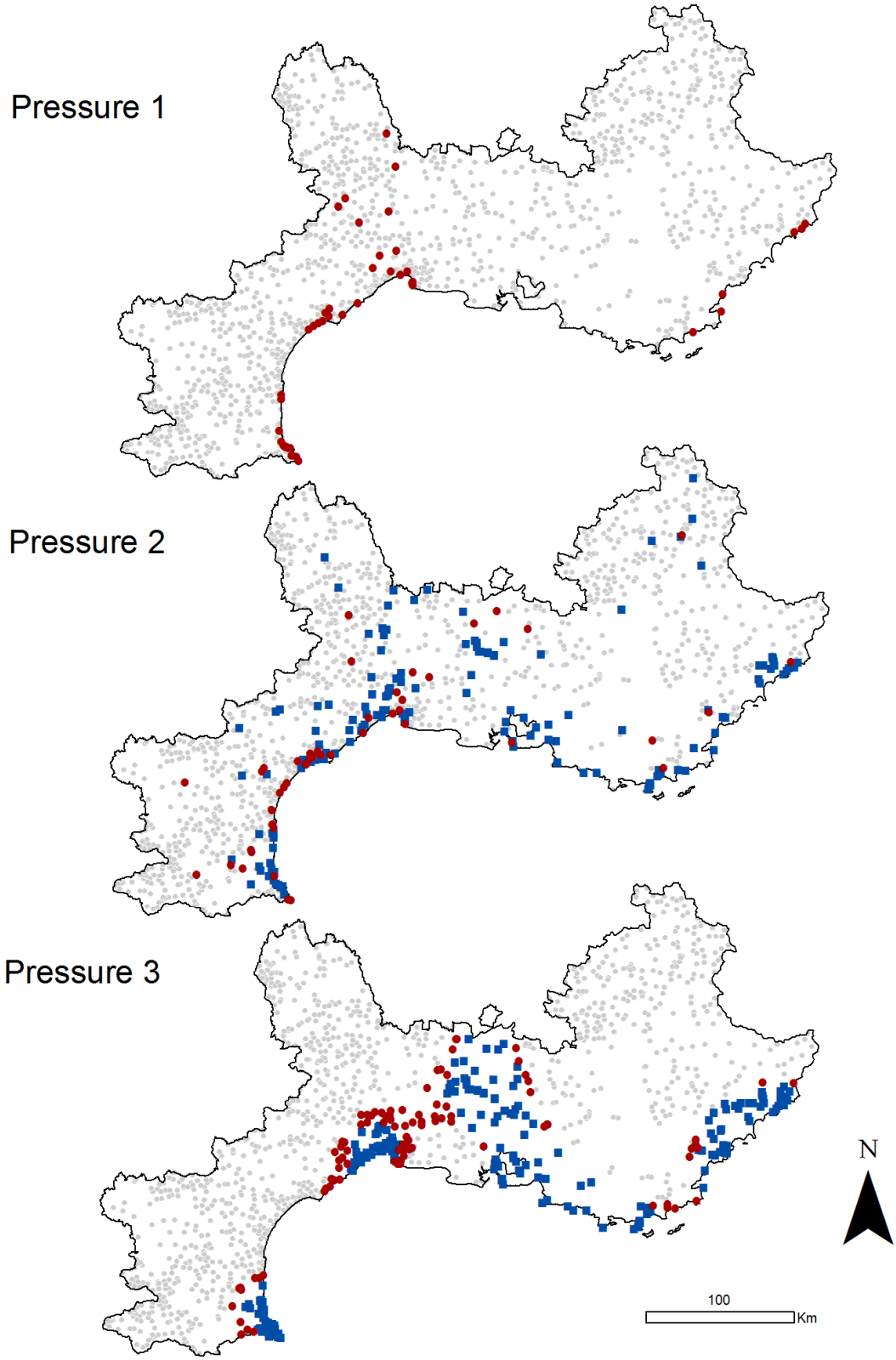


Fig 4

Litterature Cited

Alberti M., 1999. Modeling the urban ecosystem: a conceptual framework. *Environment and Planning B-Planning & Design* 26, 4, 605-630.

Araujo M.B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 12, 1, 5-12.

Balmford A., Moore J.L., Brooks T., Burgess N., Hansen L.A., Williams P. and Rahbek C., 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science* 291, 5513, 2616-2619.

Batty M., 1991. Generating Urban Forms from Diffusive Growth. *Environment and Planning A* 23, 4, 511-544.

Bessy-Pietri P., 2000. Les formes récentes de la croissance urbaine. *Economie et statistique* 336, 6, 35-52.

Blondel J., Aronson J., Bodiou J.-Y. and Boeuf G., 2010. *The Mediterranean Basin - Biological Diversity in Space and Time*, Oxford University Press, Oxford, UK.

Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. and Diaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 6783, 234-242.

Clergeau P., Savard J.P.L., Mennechez G. and Falardeau G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100, 3, 413-425.

Conway T.M. and Lathrop R.G., 2005. Modeling the Ecological Consequences of Land-Use Policies in an Urbanizing Region. *Environmental Management* 35, 3, 278–291.

DeFries R., Hansen A., Turner B.L., Reid R. and Liu J.G., 2007. Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications* 17, 4, 1031-1038.

Fagan W.F., Meir E., Carroll S.S. and Wu J.G., 2001. The ecology of urban landscapes: modeling housing starts as a density-dependent colonization process. *Landscape Ecology* 16, 1, 33-39.

Fontaine C.M. and Rounsevell M.D.A., 2009. An agent-based approach to model future residential pressure on a regional landscape. *Landscape Ecology* 24, 9, 1237-1254.

Forman R.T.T., 2008. The urban region: natural systems in our place, our nourishment, our home range, our future. *Landscape Ecology* 23, 3, 251-253.

G. Benoit and Comeau A., 2005. *Méditerranée. Les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement*, Ed. de l'Aube.

Gauthier P., Debussche M. and Thompson J.D., 2010. Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. *Biological Conservation* 143, 6, 1501-1509.

Geniaux G., 2010. URBANSIMUL 1 : un applicatif permettant de simuler l'évolution de l'urbanisation à moyen terme, *RICS COBRA*. Paris.

Geniaux G., Dumas E., Bartoli C., Cezanne-Bert P. and Napoléone N., 2005. *Identification qualitative des espaces disponibles pour l'urbanisation nouvelle*, rapport pour le Conseil régional Provence Alpes Côte d'Azur / Association CESSA.

Geniaux G. and Napoleone N., 2008. Semi-parametric tools for spatial hedonic models: an introduction to Mixed Geographically Weighted Regression and Geoadditive models, *Hedonic Methods in Housing Markets - Pricing Environmental Amenities and Segregation*, New York: Springer.

Geniaux G., Podjleski C. and Leroux B., 2009. Les données MAJIC et leur valorisation au service de l'observation foncière. *Etudes foncières* 139, 28-32.

Grimm N.B., Grove J.M., Pickett S.T.A. and Redman C.L., 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience* 50, 7, 571-584.

Harcourt A.H., Parks S.A. and Woodroffe R., 2001. Human density as an influence on species/area relationships: double jeopardy for small African reserves? *Biodiversity and Conservation* 10, 6, 1011-1026.

Hastie T.J. and Tibshirani R., 1993. Varying-coefficient models. *Journal of the Royal Statistical Society B* 55, 4, 757-796.

INPN, 2006. L'inventaire Znieff. Paris.

Irwin E.G., 2010. New directions for urban economic models of land use change: Incorporating spatial dynamics and heterogeneity. *JOURNAL OF REGIONAL SCIENCE* 50, 1, 65-91.

Irwin E.G. and Geoghegan J., 2001. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 85, 1-3, 7-23.

Jarrige F., 2004. Les mutations d'une agriculture méditerranéenne face à la croissance urbaine. Dynamique et enjeux autour de Montpellier. *Cahiers Agricltures* 13, 64-74.

Jenerette G.D. and Potere D., 2010. Global analysis and simulation of land-use change associated with urbanization. *Landscape Ecology* 25, 5, 657-670.

Klier T.K. and McMillen D., 2006. Evolving agglomeration in the U.S. auto supplier industry *Working Paper Series WP-06-20*, Federal Reserve Bank of Chicago

Lambin E.F., 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21, 3, 375–393.

Klier T.K. and McMillen D., 2006. Evolving agglomeration in the U.S. auto supplier industry *Working Paper Series WP-06-20*, Federal Reserve Bank of Chicago.

Landis J.D., 1995. Imagining Land-Use Futures - Applying the California Urban Futures Model. *Journal of the American Planning Association* 61, 4, 438-457.

Lawson D.M., Lamar C.K. and Schwartz M.W., 2008. Quantifying plant population persistence in human-dominated landscapes. *Conservation Biology* 22, 922-928.

Luck G.W., 2007. The relationships between net primary productivity, human population density and species conservation. *Journal of Biogeography* 34, 2, 201-212.

Luck G.W., 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82, 607-645.

Luck M.A., Jenerette G.D., Wu J.G. and Grimm N.B., 2001. The urban funnel model and the spatially heterogeneous ecological footprint. *Ecosystems* 4, 8, 782-796.

Manley P.N., Parks S.A., Campbell L.A. and Schlesinger M.D., 2009. Modeling urban land development as a continuum to address fine-grained habitat heterogeneity. *Landscape and Urban Planning* 89, 1-2, 28-36.

Margules C.R. and Pressey R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 6783, 243-253.

Martinuzzi S., Gould W.A. and Gonzalez O.M.R., 2007. Land development, land use, and urban sprawl in Puerto Rico integrating remote sensing and population census data. *Landscape and Urban Planning* 79, 3-4, 288-297.

McDonald R.I., Kareiva P. and Formana R.T.T., 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141, 6, 1695-1703.

McKinney M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52, 10, 883-890.

McMillen D.P. and McDonald J.F., 1991. Urban land value functions with endogenous zoning. *Journal of Urban Economics* 29, 1, 14-27.

Medail F. and Quezel P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13, 6, 1510-1513.

Meyer W.B. and Turner B.L., 1992. Human-Population Growth and Global Land-Use Cover Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23, 39-61.

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. and Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 6772, 853-858.

Parker D.C., Manson S.M., Janssen M.A., Hoffmann M.J. and Deadman P., 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: A review. *Annals of the Association of American Geographers* 93, 2, 314-337.

Pressey R.L. and Cowling R.M., 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15, 1, 275-277.

Rouget M., Richardson D.M., Cowling R.M., Lloyd J.W. and Lombard A.T., 2003. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 63-85.

Shi H., Singh A., Kant S., Zhu Z.L. and Waller E., 2005. Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology* 19, 4, 1273-1285.

Taylor J.J., D. G. B. and Larsen L., 2007. Preserving natural features: A GIS-based evaluation of a local open-space ordinance. *Landscape and Urban Planning* 82, 1-16.

Theobald D.M. and Romme W.H., 2007. Expansion of the US wildland-urban interface. *Landscape and Urban Planning* 83, 4, 340-354.

Thompson J.D., 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*, Oxford University Press, Oxford.

Tofallis C., 2009. Least Squares Percentage Regression. *Journal of Modern Applied Statistical Methods*.

Vazquez L.B. and Gaston K.J., 2006. People and mammals in Mexico: conservation conflicts at a national scale. *Biodiversity and Conservation* 15, 8, 2397-2414.

Veldkamp A. and Lambin E.F., 2001. Predicting land-use change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 85, 1-3, 1-6.

Verburg P.H., Schot P.P., Dijst M.J. and Veldkamp A., 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal* 61, 309–324.

Vimal R., Fonderflick J., Thompson J.D., Pluvinet P., Debussche M., Cheylan M., Geniez P., Mathevet R., Acquarone A. and Lepart J. Conservation planning in human-dominated landscapes: what, where and how to protect? *Submitted*.

Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A. and Losos E., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48, 8, 607-615.

Wood S.N., 2006. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, Chapman and Hall/CRC.

Wu X.-q., Hu Y.-m., He H.-s., Bu R.-t. and Xi F.-m., 2007. Spatiotemporal pattern and its driving forces of urban growth in Shenyang City. *Yingyong Shengtai Xuebao* 18, 10, 2282-2288.

Biological Conservation 143 (2010) 737–746

Contents lists available at ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Managing agricultural change for biodiversity conservation in a Mediterranean upland

Jocelyn Fonderflick [a,b,*], Jacques Lepart [b], Paul Caplat [b,c], Max Debussche [b], Pascal Marty [b,d]

[a] Montpellier SupAgro, 9 rue Celestin Freinet, 48400 Florac, France
[b] Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, UMR 5175 CNRS, 1919 Route de Mende, 34293 Montpellier Cedex, France
[c] School of Biological Sciences, University of Queensland, 4101 St. Lucia, Queensland, Australia
[d] USR 3138 CNRS-MAEE, 'Centre Français de Recherche en Sciences Sociales', Vysehradska, 49, 128 00 Prague 2, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:
Received 4 June 2009
Received in revised form 18 September 2009
Accepted 12 December 2009
Available online 25 January 2010

Keywords:
Agriculture
Landscape management
Land use
Conservation planning
Interdisciplinary
Scenarios

ABSTRACT

In Europe, land use changes follow public policies, and particularly the Common Agricultural Policy. To predict the effect of policies on agricultural practices, landscape, and ultimately biodiversity, requires understanding of the interactions between social, economic and ecological dynamics at regional scale. We studied by means of prospective scenarios the possible effects of agricultural changes on biodiversity in a Mediterranean upland. This area is characterised by extensive grasslands that have been maintained for centuries by agriculture and are now threatened by tree and shrub encroachment. We built four scenarios that describe possible changes in agricultural EU policies by 2030. We selected 15 bird species on the basis of a high natural heritage responsibility of the study area for these species and 45 plant species on the same basis plus local rarity and habitat vulnerability. We analysed how these species were affected by the four scenarios by considering changes in their habitats. For each scenario, we analysed the driving forces that determine land use changes. Landscape dynamics was modelled with a Generalised Linear Model combining environmental and land use factors. Most of the 60 selected species depend on open habitats. Only the scenario where public support was only granted if it provided environmental services had a positive impact on open habitats and their associated biodiversity. This 'natural heritage' scenario was also rated positively by local stakeholders. This approach sheds light on the interest of inter/transdisciplinary studies, scenarios, and stakeholder involvement in the definition of public policies for biodiversity conservation.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Among global changes, land use change could be one of the main causes of biodiversity loss, especially in the Mediterranean (Sala et al., 2000). Deforestation, agriculture intensification and urbanisation are well identified as potential threats, but land abandonment can also lead to biodiversity erosion. Human activities can positively contribute to biodiversity (Eriksson et al., 2002; Lindborg et al., 2008), especially in the Mediterranean area (Perevolotsky and Seligman, 1998; Lavergne et al., 2005). Mediterranean landscapes and species communities result from a long history of human–nature relationships and from practices like cultivation, woodcutting, burning and grazing (Blondel and Aronson, 1999). In the last 40 years, agricultural and pastoral abandonment have occurred in every country of the northern Mediterranean basin, mainly owing to structural economic changes and agricultural modernisation policies (Olaizola et al., 2008). As a consequence, grasslands and rangelands have decreased under the pressure of tree and shrub spontaneous colonisation (Lepart and Debussche, 1992; Mazzoleni et al., 2004; Bartolomé et al., 2005). Grassland and rangeland fauna and flora are progressively replaced by species associated with forest habitats and largely represented in northern landscapes (Suárez-Seoane et al., 2002; Sirami et al., 2008). An important part of biodiversity, composed of species associated with agricultural or pastoral habitats, is indirectly affected by rural and agricultural policies (Caraveli, 2000; Lindborg et al., 2008).

European farmers' income depends, to a large extent, on public support (Haddock et al., 2007). Support and incentives also condition farm sustainability and development. Through public support, governments can lead farmers to modify their management practices. Thus landscape and biodiversity changes are driven, in the long run, by policies. Given the strategic decisions made by political actors, different types of biodiversity (open landscape biodiversity vs. woodland biodiversity) can be favoured. The aim of this paper is to consider, taking a Mediterranean upland as a case study,

* Corresponding author. Address: SupAgro Florac, 9 rue Celestin Freinet, 48400 Florac, France. Tel.: +33 4 66 65 70 86; fax: +33 4 66 65 65 50.
E-mail address: jocelyn.fonderflick@supagro.inra.fr (J. Fonderflick).

0006-3207/$ – see front matter © 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.biocon.2009.12.014