UNIVERSITE MONTPELLIER II
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC

THÈSE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II

Discipline : Biologie des populations et écologie
Ecole doctorale : Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosciences, et Environnement (SIBAGHE)

Des aires protégées aux réseaux écologiques: science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires

présentée et soutenue publiquement par

Ruppert Vimal

le 17 décembre 2010

JURY

M. John Thompson, Directeur de recherche, CEFE/CNRS, Montpellier	Directeur de Thèse
M. Raphael Mathevet, Chargé de recherche, CEFE/CNRS, Montpellier	Directeur de Thèse
M. Mathieu Rouget, Professeur, Université de Pretoria, Pretoria	Rapporteur
M. Pierre Pech, Professeur, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris	Rapporteur
M. Florian Charvolin, Chargé de recherche, MODYS/CNRS, Saint-Etienne	Examinateur
M. David Mouillot, Professeur, Université Montpellier II, Montpellier	Examinateur
Mme. Marie-Laurence Dusfourd, Chef de service, Région Languedoc-Roussillon	Membre Invité

UNIVERSITE MONTPELLIER II
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC

THÈSE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II

Discipline	Biologie des populations et écologie
Ecole doctorale	Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosciences, et Environnement (SIBAGHE)

Des aires protégées aux réseaux écologiques: science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires

présentée et soutenue publiquement par

Ruppert Vimal

le 17 décembre 2010

JURY

M. John Thompson, Directeur de recherche, CEFE/CNRS, Montpellier	Directeur de Thèse
M. Raphael Mathevet, Chargé de recherche, CEFE/CNRS, Montpellier	Directeur de Thèse
M. Mathieu Rouget, Professeur, Université de Pretoria, Pretoria	Rapporteur
M. Pierre Pech, Professeur, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris	Rapporteur
M. Florian Charvolin, Chargé de recherche, MODYS/CNRS, Saint-Etienne	Examinateur
M. David Mouillot, Professeur, Université Montpellier II, Montpellier	Examinateur
Mme. Marie-Laurence Dusfourd, Chef de service, Région Languedoc-Roussillon	Membre Invité

Cette thèse a été financée par le CNRS et par la Région Languedoc-Roussillon





Composition du comité de thèse

Ana Rodrigues, Chargée de recherche, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE/CNRS).

Claudie Houssard, Directrice, Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc Roussillon.

Claudine Loste, Chef de service, Espaces Naturels et Biodiversité, Région Languedoc Roussillon.

Florian Charvolin, Chargé de recherche, Monde et Dynamiques des Sociétés (Modys/CNRS).

Jacques Lepart, Ingénieur de recherche, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE/CNRS).

Laura Michel, Maître de conférence, Centre d'Etudes Politiques de l'Europe Latine (CEPEL/ Univ-Montp 1).

Marc Cheylan, Maître de conférence, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE/CNRS).

Marie Bonnin, Chargée de recherche, Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement (C3ED/IRD).

Robert Barbault, Professeur, Directeur du département Ecologie et Gestion de la Biodiversité (MNHN).

Pour citer cette thèse

Vimal Ruppert (2010). Des aires protégées aux réseaux écologiques : science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires. Thèse en sciences de l'environnement, Université Montpellier II, 297 pages.

« Un vrai voyage de découverte n'est
pas de chercher de nouvelles terres,
mais d'avoir un œil nouveau »

Marcel Proust

Remerciements

Je me suis souvent demandé comment j'aborderai le difficile exercice des remerciements. Si je ne citerai aucun nom ici, je souhaite faire part de ma reconnaissance à tous ceux avec qui j'ai pu interagir au cours de ce travail de thèse et qui ont ainsi participé à sa réalisation. Il s'agit notamment des personnes qui m'ont suivi, formé et encadré, des collègues de labo qui m'ont apporté leur aide chaque fois que j'en avais besoin et de toutes les personnes qui ont contribué à écrire les différents chapitres de cette thèse. Je remercie plus particulièrement tous les acteurs institutionnels, associatifs, politiques qui m'ont donné de leur temps et qui m'ont laissé observer ou participer à différents groupes de travail.

Ces trois années de thèse ont aussi représenté pour moi trois années de vie commune avec des gens qui m'ont accompagné, soutenu et parfois supporté. Je remercie ainsi chaleureusement les amis de Carcassonne, les habitants de la Kiépour et les membres de l'Ouvre Tête et du Réseau Grappe. J'ai puisé une grande part de l'énergie nécessaire pour mener à bien ce travail de nos échanges, de nos réflexions, de nos actions communes et de nos ambitions pour l'avenir.

La fin d'une thèse est un moment suffisamment important pour que l'on ait envie de remercier tous les gens qui nous ont soutenu d'une manière ou d'une autre, bien au delà des trois années d'un doctorat. Alors puisque la clôture de ce manuscrit m'en offre l'occasion, j'adresse un grand merci à tous ceux que j'ai pu croisé jusqu'ici, tous ceux qui m'ont transmis un peu de leur savoir-vivre, de leur connaissance, de leur engagement et de leur amour.

Je dédie cette thèse à Thomas Leclerc.

Tables des matières

INTRODUCTION 1

Contexte et problématique 2

Posture scientifique 8

Du sujet de thèse à l'objet d'étude 11

Plan et structure de la thèse 12

PARTIE I – QUELLE PLANIFICATION SPATIALE DE LA CONSERVATION INTÉGRÉE ? 19

Introduction 20

Chapitre 1 - Les objectifs de conservation dans la planification d'un réseau d'aires prioritaires 35

Chapitre 2 - La planification de la conservation dans des paysages anthropisés: que faut-il protéger, où et comment? 55

Chapitre 3 - Le réseau Natura 2000: quelle responsabilité pour quelle intégration? 77

Chapitre 4 - Impact présent et à venir de l'urbanisation sur la biodiversité dans la région Méditerranéenne Française 87

Chapitre 5 - Evaluer la vulnérabilité de différents patterns de biodiversité pour planifier la conservation 115

Chapitre 6 - Mesurer et cartographier la spécialisation des communautés à l'aide de données d'atlas 135

Synthèse partie I 151

PARTIE II – QUELS DISPOSITIFS SOCIO-TECHNIQUES POUR PLANIFIER LA CONSERVATION INTÉGRÉE? 159

Indroduction 160

Chapitre 1 - Les corridors écologiques : des connaissances scientifiques à la mise en œuvre des politiques de conservation de la biodiversité 172

Chapitre 2 - Réseaux écologiques : vers une conservation intégrée de la biodiversité 190

Chapitre 3 - Entre expertise et jeux d'acteurs : le Grenelle de l'Environnement pour penser collectivement une politique de trame verte et bleue ? 212

Chapitre 4 - La carte et le territoire: penser le réseau écologique et la nature ordinaire 234

Chapitre 5 - La trame verte et bleue au péril du territoire : retour d'expérience en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur 254

Synthèse partie II 274

ÉLEMENTS DE DISCUSSION 281

Nos résultats 282

Notre posture 283

Conclusion 288

ANNEXES 291

INTRODUCTION



CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE

Décrétée année mondiale de la biodiversité par l'Organisation des Nations Unies, 2010 est avant tout l'occasion de faire un constat. Les pays du monde entier, qui au travers du sommet de Johannesburg (2002) et des objectifs de la CDB (Convention sur la Diversité Biologique), s'étaient engagés à « assurer, d'ici 2010, une forte réduction du rythme actuel de perte de diversité biologique aux niveaux mondial, régional et national », ne sont pas parvenus à leur fin (Gilbert, 2009; Mooney et Mace, 2009; Walpole *et al.*, 2009). La troisième édition des « *Perspectives mondiales de la biodiversité »* élaborée par la CDB (CDB, 2010) mentionne ainsi qu'aucun des vingt-et-un objectifs secondaires accompagnant l'Objectif biodiversité de 2010 ne peut être confirmé comme ayant été atteint au niveau mondial. L'Europe qui avait fait preuve d'encore plus d'ambition en décidant d'enrayer la perte de biodiversité, n'aura pas obtenu de meilleurs résultats (Waliczky, 2009). A titre d'exemple, la dernière évaluation française de l'état de conservation des habitats et espèces les plus menacés d'Europe (CGDD, 2010), mentionne que ¾ des habitats inventoriés sont « dans un état de conservation défavorable », et que les populations de nombreuses espèces d'amphibiens, de poissons, d'invertébrés sont en recul permanent.

Pourtant, les deux dernières décennies ont été synonymes d'une médiatisation sans précédent des préoccupations environnementales (Lascoumes et Le Bourhis, 1997; Vadrot et Dejouet, 1998). A titre d'exemple, le Pacte écologique des présidentielles ou le Grenelle de l'Environnement en 2007 en France, témoignent d'un transfert des questions de biodiversité, d'environnement, de la sphère scientifique à la sphère publique et politique. Toutefois cette publicisation des débats met aussi en exergue l'enjeu de la prise en compte de la complexité et l'ampleur de la tâche en termes d'information et d'éducation (Larrère et Larrère, 1997). Si six français sur dix connaissent le mot « biodiversité », très peu sont en capacité d'identifier les principaux facteurs de son érosion (CGDD, 2010). Moins d'une personne sur cinq cite l'urbanisation ou les pratiques agricoles intensives, moins d'une sur dix cite les modes de vie et de consommation des ménages. Le public s'émeut devant le pélican mazouté, l'orang outan orphelin ou l'ours polaire en quête de banquise, mais il n'a pas vraiment conscience de ce qu'est la biodiversité, de l'impact de ses pratiques quotidiennes, de ses modes de vie et choix de société.

La communauté scientifique s'accorde aujourd'hui à dire qu'une crise mondiale de la biodiversité est en cours et que l'Homme en est le principal responsable (Pimm *et al.*, 1995;

Sanderson *et al.*, 2002). Selon le *Millenium Ecosystem Assessment* publié en 2005 (MEA, 2005), les taux actuels d'extinction d'espèces seraient jusqu'à 1000 fois supérieurs aux niveaux « naturels ». Changement d'utilisation des terres, pollution, commercialisation du vivant, changement climatique sont autant de menaces pour la biodiversité aux échelles locales comme globales (Stanners et Bourdeau, 1995 ; Sala *et al.*, 2000; CDB, 2010). Si 11.5% de la surface mondiale sont déjà couverts par des aires protégées (Rodrigues *et al.*, 2004), il devient de plus en plus évident que le maintien de la biodiversité passe par la gestion de l'ensemble du territoire. Il ne s'agit donc plus d'abandonner à la nature certaines portions de l'espace mais de penser un modèle de développement qui intègre les enjeux de biodiversité (Rosenzweig, 2003). La quête d'un développement durable des sociétés humaines suppose un changement radical de leur fonctionnement et des relations qu'elles entretiennent avec la nature (Gallopín *et al.*, 2001). Le défi n'est pas seulement celui de la connaissance mais aussi celui de la gouvernance. A l'heure où le monde apparait de plus en plus complexe et incertain et où les enjeux sont de plus en plus importants (Gallopín, 1999), le public remet en cause les formes institutionnelles de gouvernement dans la définition de l'intérêt général (Theys, 1996). Il s'agit alors d'organiser un nouveau rapport entre science, politique et société (Jazanoff, 1990 ; Ravetz et O'Connor, 1998), d'inventer des modes nouveaux de gouvernance plus souples, mieux adaptés aux sociétés modernes. Il faut apprendre à penser la science dans les enjeux de société et redonner toute sa légitimité au public (Gibbons *et al.*, 1994). L'enjeu n'est pas seulement de savoir où et comment protéger la biodiversité de manière efficace, mais aussi de faire en sorte que la détermination de normes ou d'objectifs de durabilité fasse l'objet d'un processus de légitimation sociale. Comment penser collectivement la conservation intégrée de la biodiversité, la durabilité des territoires ?

Le 20ème siècle aura été celui d'un monde devenu moderne, marqué par deux guerres mondiales, l'urbanisation et l'artificialisation, la découverte scientifique et l'innovation technologique, la création des grands marchés internationaux. L'avènement de cette Grande Société (Wallas, 1967) a bouleversé les équilibres sociaux et écologiques et les rapports qu'ils entretiennent. Sous l'effet de la mondialisation, des changements de modes de vie, de la multiplication des échelles d'organisation, les interactions entre systèmes sociaux et écologiques s'accroissent et se complexifient (Beck, 2003). L'évolution de notre compréhension du monde nous a par ailleurs fait prendre conscience de l'existence et du comportement de systèmes complexes tant au niveau microscopique que macroscopique (Le Moigne, 1977; Prirogine et Stengers, 1979). L'incertitude et la complexité ne sont alors pas

seulement perçues comme une lacune en termes de connaissances, mais elles sont aussi inscrites dans la trame de la réalité (Gallopín *et al.*, 2001).

Aujourd'hui comme le soulignent Larrère et Larrère (1997), « l'état des sciences invite moins à croire en une maîtrise totale de la nature qu'il ne montre la complexité des processus dans lesquels s'inscrivent les activités humaines. Il nous invite moins à penser que nous arracherons à la nature ses derniers secrets qu'il ne montre l'étendue de ce que nous ne connaissons pas ». Dès lors, la complexité et l'incertitude inhérentes à l'étude du vivant ne peuvent plus être ignorées. Bien plus qu'une méthode scientifique, c'est la séparation entre homme et nature, science et politique en tant que piliers de la modernité qu'il faut remettre en cause (Latour, 1997). Cette complexité croissante s'inscrit dans une crise sans précédent des modes de représentation et de décision. Face à l'ampleur des enjeux, la technocratie et l'autoritarisme sont remis en cause un peu partout dans le monde par la montée en puissance des processus participatifs. Non seulement nous ne pouvons plus croire à l'illusion d'un univers simple et accessible (Morin, 1979), mais il n'est plus envisageable de fonder une « raison pour agir » (Le Gales, 1998) et un mode d'action exclusivement sur la base de connaissances dites scientifiques et d'innovations techniques. L'enjeu est donc de créer les conditions nécessaires à la reconnaissance, à l'appréhension et à la gestion de la complexité et de l'incertitude. Nous devons apprendre à nous servir de l'ignorance pour inventer un autre niveau de connaissance fondé sur un renouvellement des relations qu'entretiennent science, politique et société (Funtowicz et Ravetz, 1992)

Le terme de « biodiversité » est certes né de la contraction de « biological diversity » proposée par Rosen en 1986 et apparue pour la première fois dans une publication de Wilson en 1988. L'article 2 de la Convention sur la Diversité Biologique, signée par la conférence des parties à Rio en 1992, définit la biodiversité comme étant la "variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partis; cela comprend la diversité au sein des espèces, et entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes". Mais au delà des définitions, si le terme n'apparaît qu'en 1986, c'est bien parce que la biodiversité n'est pas seulement une mesure du vivant mais témoigne d'un problème qui se pose à l'humanité : « La biodiversité, c'est la diversité biologique problématisée, offerte à l'humanité comme objet de souci et de protection » (Maris, 2006). Si le concept de Nature n'est pas réductible à la seule connaissance biologique, rationnelle, celui de biodiversité naît avant tout d'un construit social, économique et politique, il est un enjeu au cœur des relations entre

l'homme et la nature (Aubertin et Vivien, 1998; Callicott *et al.*, 1999). De multiples définitions ont été élaborées pour rendre compte de ce qui compose la biodiversité. Par exemple, Noss (1990) a proposé une représentation conceptuelle fondée sur une déclinaison du gène au paysage des diversités structurelle, compositionnelle et fonctionnelle. Cette représentation donne la mesure de l'étendue du concept de biodiversité. Pourtant c'est seulement depuis peu que la société prend conscience du fait que la biodiversité ne se résume pas ou plus aux « quelques » espèces patrimoniales qui ont permis jusqu'ici aux naturalistes d'aiguiser leur talents d'observateurs et aux politiques de faire valoir leur engagement pour la cause. La biodiversité est avant tout un processus continu qui façonne un équilibre sans cesse renouvelé au travers des interactions du vivant du gène à la biosphère. On quitte « la *Natura naturata* pour la *Natura naturans*, l'extériorité des formes visibles pour l'intériorité d'un processus » (Larrère et Larrère, 1997).

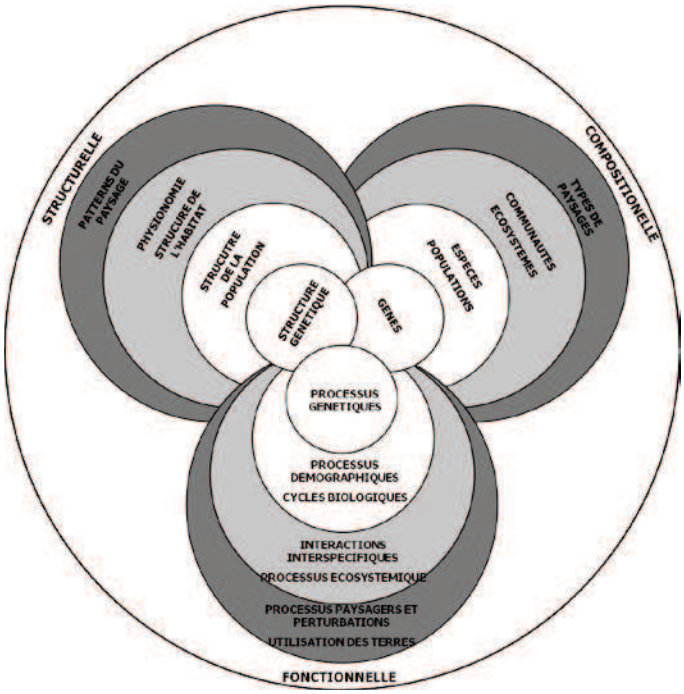

Figure 1 - Représentation conceptuelle de la biodiversité (Noss 1990)

Le schéma de Noss (Fig. 1) montre les délimitations qu'opèrent les scientifiques pour en appréhender le fonctionnement. Toutefois les modèles qui sont au cœur de nos modes de représentation et qui ont guidé la pratique scientifique jusqu'à nos jours ne doivent pas se concevoir à l'intérieur de périmètres fixes et fermés. Pour comprendre la biodiversité, les dynamiques qui caractérisent les systèmes écologiques, sociaux et leur interdépendance, il

s'agit d'appréhender le vivant au travers de systèmes ouverts et en interaction avec un plus grand « tout ». La théorie du système général et le champ de la systémique offrent ainsi un cadre pour penser la complexité (Von Bertalanffy, 1968).

Le besoin de prendre en charge la nature et la biodiversité a été supporté au fil de l'histoire par différents répertoires de justification (Larrère et Larrère, 1997; Rodary *et al.*, 2004). Le ressourcisme colonialiste a rapidement été suppléé par une approche préservationniste plus marginale, considérant le besoin de maintenir un certain patrimoine biologique, une nature rare, sauvage et admirable. Depuis deux décennies, c'est cependant une vision utilitariste qui justifie le besoin de protéger la nature et qui se fonde principalement sur la notion de services écosystémiques (MEA, 2005). L'Homme prend conscience du fait qu'il vit au sein d'espaces fragiles dont le maintien conditionne sa qualité de vie.

Ainsi en 1972, un groupe d'experts remettait un rapport au Club de Rôme intitulé « *The Limits of the growth* » et traduit en français par *« Halte à la croissance ? ».* Dénonçant l'exploitation irraisonnée des ressources planétaires, celui-ci en appelait à traiter développement et environnement « comme un seul et même problème ». C'est sur la base de ce constat que le terme d'écodéveloppement a été proposé par la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement en 1972. L'écodéveloppement est défini par Sachs (1980, p.12) comme un *« développement endogène et dépendant de ses propres forces, soumis à la logique des besoins de la population entière, conscient de sa dimension écologique et recherchant une harmonie entre l'homme et la nature ».* En 1987, le concept de développement durable ou *sustainable development* fut médiatisé par le rapport Brundtland et défini comme *« un développement qui satisfait les besoins de la génération présente sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs* » (Brundtland, 1987, p.43). En constituant un faisceau d'objectifs que la société cherche à atteindre (favoriser une croissance répondant aux besoins essentiels de chacun, tout en respectant l'environnement), cette notion apporte alors un contenu normatif et une éthique commune sur le partage intergénérationnel. Dès lors, il s'agit d'intégrer dans les processus et résultats du développement, le maintien ou le rétablissement de certaines qualités des systèmes écologiques (Ollagnon, 1989; Mermet *et al.*, 2005). Le concept d'*Ecosystem Management* (Grumbine, 1994; Grumbine, 1997; Moote *et al.*, 1994; Christensen *et al.*, 1996), développé dans les années 90, propose dix principes clés pour une gestion systémique et écologique des ressources naturelles (voir annexe 1): la durabilité, l'approche systémique, la prise en compte des échelles spatiales et temporelles, la considération de l'homme comme partie intégrante des systèmes naturels, la prise en compte

des enjeux sociaux, la construction collaborative de la décision, l'intégration des limites administratives, l'expérimentation et adaptation, la mise en place de suivis des actions de gestion, la recherche de données nouvelles et une meilleure utilisation des données existantes.

Ainsi sommes-nous progressivement passés d'une approche très stricte de la conservation des milieux naturels souvent vierges et dépourvus de toute activité humaine à l'instar du *Wilderness Act* étasunien de 1964 (Héritier et Laslaz, 2008), à une approche bien plus intégrée qui explore la possibilité de ne plus compenser à la marge les excès du progrès mais de réintégrer le souci environnemental au sein de la pratique moderne[1] (Rodary *et al.*, 2004; Mathevet et Poulin, 2006). Les outils de protection se sont donc diversifiés agissant non plus sur des espaces fermés mais sur des réseaux (Bonnin et Rodary, 2008). En Europe par exemple, si les stratégies d'aires protégées sont maintenues, d'autres zonages, comme le réseau Natura 2000, permettent d'agir dans les milieux supports d'activités humaines (Marty et Lepart, 2009). Mais ce changement dans les pratiques de conservation se reflète surtout au travers du processus d'environnementalisation des politiques publiques et l'avènement de politiques sectorielles telles que les mesures agri-environnementales ou la Directive cadre sur l'eau (Rumpala, 2003; Bonnin, 2008). Ces dernières années, le concept de réseau écologique, qui sera notre objet d'étude dans le cadre de cette thèse, a bénéficié d'un succès politique et sociétal sans précédent (Jongman *et al.*, 2004). Mettant notamment en avant l'objectif d'intégration des enjeux écologiques à la planification territoriale (Opdam *et al.*, 2006), c'est à ce jour en Europe la stratégie qui, à différents niveaux d'organisation du territoire, semble la plus à même de répondre aux objectifs de durabilité. Le territoire, caractérisé certes par une spécificité naturelle mais aussi par une relation d'appartenance sociale, économique, politique, juridique ou encore culturelle (Brunet *et al.*, 1992 ; Le Berre, 1995; Di Meo, 1998), devient dès lors l'espace pertinent pour dépasser les fondements théoriques et poser les bases de l'application du concept de développement durable (Laganier *et al.*, 2002; Mormont *et al.*, 2006). Face à l'accroissement des préoccupations environnementales, au développement du multi-usages de l'espace rural, à l'augmentation des conflits d'accès aux ressources, à la diversité des échelles spatiales et administratives d'intervention, il s'agit donc de faire du territoire un espace de décision où les individus puissent sentir qu'ils jouent un rôle, que leur espace est doté de pouvoir et que les enjeux ne se décident pas ailleurs. La mise en œuvre

[1] L'exemple du Rollier d'Europe, développé dans l'annexe 2, montre que le maintien de l'espèce suppose de dépasser les politiques de la nature pour intégrer plus globalement les enjeux environnementaux dans un projet de territoire.

d'une stratégie de conservation intégrée de la biodiversité passe donc par une relocalisation des réflexions, des politiques, une redéfinition des relations de pouvoir du local au global, l'autonomie, et la réappropriation de la gestion de la nature (Rodary *et al.*, 2004) : il s'agit de réintégrer les stratégies de conservation dans l'espace de la société (Mathevet et Poulin, 2006). Dans ce contexte, la gouvernance est identifiée comme un outil, un moyen pour établir un lien entre développement durable et territoire (Pimbert et Pretty, 1997; Mormont *et al.*, 2006). Il convient alors d'organiser le processus social qui permette d'établir un compromis entre savoirs dits scientifiques, connaissances locales et diversité des intérêts socio-économiques. L'enjeu est de prendre en charge la complexité, l'étendue et l'incertitude des connaissances qui caractérisent le vivant, tout en réconciliant les besoins et opinions des différents acteurs afin de promouvoir une vision partagée de la durabilité des territoires.

La réflexion menée dans le cadre de cette thèse s'inscrit dans ce contexte général et propose d'analyser comment planifier une stratégie de conservation intégrée de la biodiversité. Notre approche, qui se veut pluridisciplinaire, nous a conduits à suivre principalement deux axes de réflexions. Le premier concerne les méthodes de planification spatiale des stratégies de conservation intégrée à un niveau régional. Comment peut-on organiser spatialement cette nouvelle relation Homme/Nature ? Quels outils, informations et méthodes mobiliser ? Comment articuler les différentes échelles des enjeux de conservation ? Le second concerne les dispositifs socio-techniques en charge de l'élaboration de ces stratégies de conservation intégrée. Quel dispositif de médiation mettre en œuvre pour aboutir à une vision partagée de la durabilité du territoire ? Comment gérer les incertitudes et la complexité des connaissances sous-jacentes ? Quels doivent être la place et le rôle de l'expertise dans de tels dispositifs ?

POSTURE SCIENTIFIQUE

Si l'aboutissement de l'activité de recherche est bien l'enrichissement de la connaissance disponible pour l'humanité, la quête d'un développement durable semble aujourd'hui faire appel à un renouvellement des pratiques scientifiques. Il ne s'agit donc pas simplement de promouvoir une relation nouvelle entre science et société, mais aussi de remettre en question les modèles de production scientifique en termes de méthodes et de pratiques et ainsi de proposer un nouveau « contrat social pour la science » (Lubchenco, 1997). Penser un développement durable exige d'intégrer des facteurs économiques, écologiques, sociaux, culturels et politiques (Gallopín *et al.*, 2001; Aubertin et Vivien, 2006) et suppose donc d'être

en mesure de considérer toute la complexité des systèmes naturels et humains et leurs interrelations aux différentes échelles spatio-temporelles (Berkes et Folke, 1998). Or, la science occidentale a rejeté l'idée de complexité ou l'a tout du moins rendue invisible en s'appuyant sur trois principes clés : le principe de déterminisme universel qui suppose que l'on peut prédire tout évènement du futur, le principe de réduction qui consiste à réduire un tout aux éléments premiers qui le constituent et le principe de disjonction qui consiste à isoler et séparer les différentes réflexions cognitives et donc les disciplines (Morin, 1979).

Aujourd'hui penser la science dans les enjeux de société suppose donc d'être en mesure de considérer la complexité au travers d'une approche systémique. Les propriétés de tout système découlent des interactions entre les parties qui le composent et à l'inverse les propriétés des parties ne peuvent être comprises que dans le contexte de l'ensemble (Von Bertalanffy, 1968). Holling (1998) compare à ce titre les courants analytique et intégrateur des sciences écologiques selon des hypothèses fondamentales, des critères de vérité et d'acceptatibilité et des critères d'évaluation. Le courant systémique, intégrateur, met alors en avant le fait que les connaissances d'un système sont toujours partielles parce que la science est incomplète mais aussi parce que le système en lui-même est incertain (Le Moigne, 1977; Checkland, 1981). Un tel positionnement est primordial pour une science soucieuse de répondre aux enjeux de la durabilité (Gallopín *et al.*, 2001; Jollivet, 2001).

Tableau 1 - Les courants analytique et intégrateur des sciences écologiques (Holling, 1998)

Caractéristique	Analytique	Intégrateur
Optique	Etroite et ciblée Infirmation par l'expérience Parcimonie de rigueur	Large et exploratoire Faisceau de preuves convergentes Réquisit simplicité comme objectif
Organisation perçue	Interactions biotiques Environnement fixe Echelle unique	Interactions biophysiques Auto-organisation Plusieurs échelles avec interactions entre les échelles
Causalité	Unique et dissociable	Multiple et dissociable en partie seulement
Hypothèses	Hypothèses uniques et hypothèses nulles Rejet des hypothèses fausses	Plusieurs hypothèses contradictoires Séparation des hypothèses contradictoires
Incertitude	Eliminer l'incertitude	Intégrer l'incertitude
Statistiques	Statistiques standards Expérimentales Prise en compte de l'erreur de type I (rejet de la proposition lorsqu'elle est vraie)	Statistiques non standard Prise en compte de l'erreur de type II (non-rejet de la proposition lorsqu'elle est fausse)
Objectif de l'évaluation	Evaluation par les pairs pour un accord unanime à terme	Evaluation, jugement par les pairs pour un consensus partiel
Risque	Réponse parfaitement juste à une question fausse	Question parfaitement juste mais réponse inutile

Ce travail de thèse s'inscrit dans cette démarche et notre recherche peut donc se revendiquer comme à la fois appliquée et interdisciplinaire. Elle est financée par la Région Languedoc-Roussillon et vise explicitement l'élaboration de recommandations pour la conservation de la biodiversité tant sur le plan des méthodes de planification spatiale de la biodiversité que sur les dispositifs socio-techniques à mettre en œuvre. Si notre positionnement est à la base ancré dans le domaine de l'écologie, cette approche complémentaire de deux problématiques clés dans la mise en œuvre d'une conservation intégrée de la biodiversité a nécessité de mobiliser des connaissances et compétences issues des sciences politiques, de la géographie humaine et de la sociologie.

Par ailleurs, nous considérons que le chercheur n'est pas hors du monde qu'il étudie, mais qu'il en est également acteur et nous avons été dans le cadre de cette thèse en situation d'interaction permanente avec les partenaires engagés dans les problématiques et démarches sur lesquelles s'est fondée notre réflexion. Nous nous inscrivons alors dans la perspective d'une recherche de mode 2 (le mode 1 étant le mode habituel de recherche), c'est-à-dire une

recherche transdisciplinaire caractérisée par l'hétérogénéité des savoirs mobilisés dans des contextes spécifiques d'application selon Nowotny *et al.* (2001).

Aussi plusieurs questionnements sous-jacents à cette posture seront discutés à la fin de cette thèse. Quelle attitude et quelle méthode supposent une science aux prises avec les enjeux environnementaux ? Comment se réalise le compromis entre qualité scientifique et validation sociale ? Comment les questionnements inhérents à différentes disciplines s'influencent-ils ?

DU SUJET DE THESE A L'OBJET D'ETUDE

Initialement, le sujet de cette thèse était provisoirement intitulé : « Quels méthodes et principes faut-il choisir pour réaliser un réseau d'espaces protégés dans un environnement changeant, en intégrant conjointement des critères écologiques, biologiques et socio-économiques ? ». Mais si les dispositifs d'aires protégées classiques auraient dès lors pu constituer ce qui est communément admis d'appeler un objet d'étude, les dynamiques sociales en cours en ont voulu autrement. En effet le début de cette thèse a coïncidé avec le Grenelle de l'Environnement et la proposition d'élaboration d'une trame verte et bleue (TVB) comme réseau écologique national, qui engendrait ainsi un foisonnement de réflexions et d'initiatives à tous les niveaux d'organisation territoriale. Initialement centré sur les politiques publiques en matière d'aires protégées, le sujet de cette thèse s'est ainsi orienté vers l'analyse des perspectives d'évolution des politiques de conservation de la nature. A ce moment là, les deux axes de la thèse n'ont pas suivi tout à fait le même cheminement. Alors que l'engouement pour la TVB des acteurs de la conservation a créé l'opportunité de suivre des dispositifs socio-techniques chargés spécifiquement de son élaboration et de sa mise en œuvre, le volet plus technique de la thèse, moins contingent des dynamiques sociales, a évolué à partir de l'ancrage initial du sujet porté sur les dispositifs d'aires protégées. Nous verrons que les deux axes de recherche se sont influencés mutuellement tout au long du projet mais, si la problématique globale de cette thèse porte bien sur le concept de conservation intégrée, il n'en reste pas moins que nous pouvons décrire ici deux « objets d'étude » sensiblement différents.

Le premier axe, centré sur les outils de planification de cette conservation intégrée, porte principalement sur les dispositifs de conservation de type « aires prioritaires ». L'évolution de nos réflexions a progressivement orienté notre regard sur la contextualisation de ces réseaux d'aires prioritaires au sein du territoire puis sur la caractérisation multi-niveaux des enjeux de conservation sur l'ensemble de ce territoire. Le deuxième axe, centré sur les dispositifs socio-techniques en charge d'organiser la conservation intégrée de la biodiversité, porte

exclusivement sur le concept de trame verte et bleue. Nous ne nous attardons pas ici sur une définition complète de cet objet d'étude puisque sa récente apparition nous a aussi offert l'opportunité de sa caractérisation autour d'une analyse détaillée des conditions de son émergence, des interprétations possibles et des enjeux relatifs à sa mise en œuvre (voir notamment le chapitre 2 de la partie II).

PLAN ET STRUCTURE DE LA THESE

La thèse est structurée en deux parties qui rendent compte du travail réalisé pour chacun des deux axes. La première partie est intitulée « Quelle planification spatiale de la conservation intégrée ? » et comporte six chapitres. La deuxième partie est intitulée « Quels dispositifs socio-techniques pour planifier la conservation intégrée ?» et comporte cinq chapitres. Le tableau 2 propose une vue globale de l'organisation de la thèse ainsi que des objectifs de chaque chapitre. Chaque chapitre correspond à un article scientifique. Les chapitres 1, 2, 3, 4 et 5 de la partie I et le chapitre 2 de la partie II sont rédigés en anglais. Chaque partie contient une introduction et une synthèse. Une discussion générale clôture ce manuscrit.

Tableau 2 - Les objectifs des différents chapitres de la thèse

PARTIE I	
Chapitre 1 - Les objectifs de conservation dans la planification d'un réseau d'aires prioritaires.	Comment les objectifs de conservation influencent l'évaluation de l'efficacité du réseau d'aires protégées et le choix d'aires prioritaires.
Chapitre 2 - La planification de la conservation dans des paysages anthropisés: que faut-il protéger, où et comment?	Identifier la diversité des enjeux de conservation en termes d'habitats des espèces. Discuter l'adéquation des méthodes de hiérarchisation dans le contexte méditerranéen.
Chapitre 3 - Le réseau Natura 2000: quelle responsabilité pour quelle intégration ?	Evaluer la responsabilité du réseau N2000 pour des enjeux régionaux. Discuter l'enjeu de la complémentarité des politiques publiques. Identifier des priorités pour la conservation au sein du réseau N2000.
Chapitre 4 - Impact présent et à venir de l'urbanisation sur la biodiversité dans la région Méditerranéenne Française.	Modéliser l'urbanisation future. Evaluer l'impact présent et à venir de l'urbanisation sur la biodiversité à différentes échelles.
Chapitre 5 - Evaluer la vulnérabilité de différents patterns de biodiversité pour planifier la conservation.	Définir des indicateurs pour prendre en compte différentes menaces antrhopiques à l'échelle régionale. Définir différents indicateurs de biodiversité. Prioriser les enjeux de conservation en croisant biodiversité et menaces.
Chapitre 6 - Mesurer et cartographier la spécialisation des communautés à l'aide de données d'atlas.	Définir un indicateur de spécialisation des communautés sur la base de la co-occurence des espèces à l'échelle du paysage. Evaluer la relation entre richesse spécifique, spécialisation et artificialisation.
PARTIE II	
Chapitre 1 - Les corridors écologiques : des connaissances scientifiques à la mise en œuvre des politiques de conservation de la biodiversité.	Présenter les bases écologiques des corridors, l'histoire de leur reconnaissance juridique, les méthodes d'identification et la complexité de leur mise en œuvre.
Chapitre 2 - Réseaux écologiques : vers une conservation intégrée de la biodiversité.	Préciser les fondements scientifiques de la notion de réseau écologique Evaluer les limites conceptuelles inhérentes à leur mise en œuvre Définir les enjeux en termes d'interactions science/société.
Chapitre 3 - Entre expertise et jeux d'acteurs : Le Grenelle de l'Environnement pour penser collectivement une politique de trame verte et bleue ?	Analyser la définition d'une politique de trame verte et bleue à l'échelle nationale. Evaluer comment est mobilisée l'expertise technique et quelle influence a-t-elle sur la définition légitime du cadre d'action publique.
Chapitre 3 - La carte et le territoire: penser le réseau écologique et la nature ordinaire.	Analyser comment le modèle TVB se confronte aux réalités du territoire et quel rôle peut jouer la cartographie ? Mettre en exergue l'importance du dispositif de médiation.
Chapitre 5 - La trame verte et bleue au péril du territoire : retour d'expérience en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur.	Analyser la définition d'une stratégie de trame verte et bleue à l'échelle régionale par un groupe d'acteurs variés du territoire Evaluer l'importance de la place donnée à l'expertise dans un tel dispositif participatif.

LITTERATURE CITEE

Aubertin C. et Vivien F.D., 1998. *Les enjeux de la biodiversité*, Economica, Paris, France.

Aubertin C. et Vivien F.D., 2006. *Le développement durable; enjeux politiques, économiques et sociaux*, La Documentation française, Paris, France.

Beck U., 2003. La Société du risque - Sur la voie d'une autre modernité, Flammarion - Champs, Paris, France.

Berkes F. et Folke C., 1998. Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience, Cambridge University Press, New York, USA.

Bonnin M., 2008. Les corridors écologiques: vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?, L'Harmattan, Paris, France.

Bonnin M. et Rodary E., 2008. Gouvernance et connectivité écologique. Vers une responsabilité partagée de la conservation de la nature in Eberhard C. (Ed), *Traduire nos responsabilités planétaires. Recomposer nos paysages juridiques*, Bruylant, Bruxelles, Belgique.

Brundtland G.H., 1987. *Our common future*, The world commission on environment and development.

Brunet R., Ferras R. et Théry H., 1992. *Les mots de la géographie. Dictionnaire critique*, La Documentation Française, Montpellier, France.

Callicott J.B., Crowder L.B. et Mumford K., 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13, 1, 22-35.

CDB, 2010. *Perspectives mondiales de la diversité biologique 3*, http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-fr.pdf.

CGDD, 2010. Données de synthèse sur la biodiversité. *RéférenceS*, http://www.planbleu.org/portail_doc/Donnees_de_synthese_Biodiversite.pdf.

CGDD, 2010. Les Français et la biodiversité: une attention de plus en plus soutenue en dépit de connaissance encore diffuse. *Le point sur* 55, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/LPS55.pdf.

Checkland P., 1981. *Systems thinking, systems practice*, John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Christensen N.L., Bartuska A.M., Brown J.H., Carpenter S.D., Antonio C., Francis R., Franklin J.F., MacMahon J.A., Noss R.F., Parsons D.J., Peterson C.H., Turner M.G. et Woodmansee R.G., 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6, 3, 665–691.

Di Meo G., 1998. De l'espace aux territoires. *L'information géographique* 3, 62, 99-110.

Funtowicz S. et Ravetz J., 1992. Connaissance utile, ignorance utile, in Theys J. et Kalaora B. (Eds), *La Terre outragée. Les experts sont formels*, Editions Autrement, Paris, France.

Gallopín G., 1999. Generating, sharing and utilizing science to improve and integrate policy. *The International Journal of Sustainable Development* 2, 3, 397-410.

Gallopín G., Funtowicz S., O'Connor M. et Ravetz J., 2001. La science pour le XXIe siècle : du contrat social aux fondements scientifiques, . *Revue internationale des sciences sociales* 168, 239-250.

Gibbons M., Limoges C., Nowotny H., Schwartzman S., Scott P. et Trow M., 1994. *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*, Sage, London, UK.

Gilbert N., 2009. Efforts to sustain biodiversity fall short. *Nature* 462, 7271, 263-263.

Grumbine R.E., 1994. What Is Ecosystem Management. *Conservation Biology* 8, 1, 27-38.

Grumbine R.E., 1997. Reflections on "what is ecosystem management?". *Conservation Biology* 11, 1, 41-47.

Héritier S. et Laslaz R.L., 2008. *Les parcs nationaux dans le monde*, Ellipses, Paris, France.

Holling C.S., 1998. Two cultures of ecology. *Conservation ecology* 2, 2, 4.

Jazanoff S., 1990. *The Fifth branch : Science advisors as policymakers*, University Press, Harvard, Harvard.

Jollivet M., 2001. Le développement durable, de l'utopie au concept : de nouveaux chantiers pour la recherche, Elsevier, coll. NSS, Paris, France.

Jongman R., Pungetti G., Jongman R. et Pungetti G., 2004. Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]. *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]*. i-xxi, 1-345.

Laganier R., Villalba B. et Zuindeau B., 2002. Le développement durable face au territoire: éléments pour une recherche pluridisciplinaire.

Larrère C. et Larrère R., 1997. Du bon usage de la nature, Aubier, Paris, France.

Lascoumes P. et Le Bourhis J.-P., 1997. L'environnement ou l'administration des possibles. La création des Directions Régionales de l'Environnement, L'Harmattan, Paris, France.

Latour B., 1997. Nous n'avons jamais été modernes. Essai d'anthropologie symétrique, La Découverte, Paris, France.

Le Berre M., 1995. Territoires, in Bailly A., Ferras R. et Pumain D. (Eds), *Encyclopédie de Géographie*, Economica, Paris, France.

Le Gales P., 1998. Régulation, gouvernance et territoire, in Comaille J. et Jobert B. (Eds), *Les métamorphoses de la régulation politique*, LGDJ.

Le Moigne J.L., 1977. La théorie du système général. Théorie de la modélisation, PUF, Paris, France.

Lubchenco J., 1997. Entering the century of the environment : A new social contract for science. *Science* 279, 491-497.

Maris V., 2006. La protection de la biodiversité – entre science, éthique et politique. Pages, Montréal, Université de Montréal.

Marty M. et Lepart J., 2009. Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour* 84, 3, URL : http://geocarrefour.revues.org/.

Mathevet R. et Poulin B., 2006. De la biologie à la géographie de la conservation. *Bull. Ass. Géographes Français* 3, 341-354.

MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being*, Island Press, Washington Covelo London, USA, UK.

Mermet L., Billé R., Leroy M., Narcy J.B. et Poux X., 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *natures Sciences Sociétés* 13, 2, 127-137.

Mooney H. et Mace G., 2009. Biodiversity Policy Challenges. *Science* 325, 5947, 1474-1474.

Moote M.A., Burke S., Cortner H.J. et Wallace M.G., 1994. *Principles of ecosystem management. Discussion paper for Water Resources Research Center*, University of Arizona, Tucson, USA.

Morin E., 1979. *Le paradigme perdu, la nature humaine*, Editions du Seuil, Paris, France.

Mormont M., Mougenot C. et Dasnoy C., 2006. La participation composante du développement durable: quatre études de cas. *Vertigo* 7, 2.

Noss R., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchial approach. *Conservation Biology* 4, 4, 355-364.

Nowotny H., Scott P. et Gibbons M., 2001. *Re-thinking Science. Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty*, Polity Press, Cambridge, UK.

Ollagnon H., 1989. Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel, in Jollivet M. (Ed), *Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui*, L'Harmattan, Paris, France.

Opdam P., Steingröver E. et Rooij S.v., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 3-4, 322-332.

Pimbert M.P. et Pretty J.N., 1997. Parks, people and professionals: Putting 'participation´ into protected-area management, in Ghimire K. B. et Pimbert M. P. (Eds), *Social change and conservation. Environmental politics and impacts of national parks and protected areas*, Earthscan Publikations Limited, London, UK.

Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L. et Brooks T.M., 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269, 5222, 347-350.

Prirogine I. et Stengers I., 1979. *La Nouvelle Alliance. Métamorphose de la science*, Gallimard, Paris, France.

Ravetz J. et O'Connor M., 1998. Challenges in the utilisation of science for sustainable development. *International Journal of Sustainable Development* 1, 1, 99-107.

Rodary E., Castellamet C. et Rossi G., 2004. Conservation de la nature et développement , l'intégration impossible?, Karthala, Paris.

Rodrigues A.S.L., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. et Yan X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 6983, 640-643.

Rosenzweig M.L., 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* 37, 2, 194-205.

Rumpala Y., 2003. Régulation publique et environnement. Questions écologiques, réponses économiques, L'Harmattan, Paris, France.

Sachs I., 1980. *Stratégies de l'écodéveloppement*, Éditions Ouvrières, Paris, France.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. et Wall D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 5459, 1770-1774.

Sanderson E.W., Malanding J., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V. et Woolmer G., 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52, 891-904.

Stanners D. et Bourdeau P., 1995. *Europe's environment: The Dobris Assessment*, European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

Theys J., 1996. L'expert contre le citoyen ? Le cas de l'environnement. *Centre de prospective de veille scientifique*.

Vadrot C.M. et Dejouet M., 1998. *La place de l'environnement dans les médias*, Victoires éditions, Paris, France.

Von Bertalanffy L., 1968. General System Theory: Foundations, Developments, Applications., Braziller, New York, NY, USA.

Waliczky Z., 2009. The 2010 target of halting biodiversity loss and beyond. The NGO perspective, *Biodiversity protection - Beyond 2010. Priorities and options for future EU Policy*. Athens, Chair, European Habitats Forum.

Wallas G., 1967. *The Great Society*, University of Nebraska Press.

Walpole M., Almond R.E.A., Besancon C., Butchart S.H.M., Campbell-Lendrum D., Carr G.M., Collen B., Collette L., Davidson N.C., Dulloo E., Fazel A.M., Galloway J.N., Gill M., Goverse T., Hockings M., Leaman D.J., Morgan D.H.W., Revenga C., Rickwood C.J., Schutyser F., Simons S., Stattersfield A.J., Tyrrell T.D., Vie J.C. et Zimsky M., 2009. Tracking Progress Toward the 2010 Biodiversity Target and Beyond. *Science* 325, 5947, 1503-1504.

PARTIE I

Quelle planification spatiale de la conservation intégrée ?

Introduction



CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE

Si le territoire est support, enjeu et produit des interactions entre les hommes et leur environnement (Ferrier, 1984; Di Méo, 1998), la planification spatiale vise à organiser ces interactions dans le temps et dans l'espace (Brunet, 1987). Planifier c'est comprendre le fonctionnement du territoire, c'est organiser la réalisation d'objectifs, c'est programmer des actions à mener dans un domaine précis avec des moyens et des connaissances limitées. La planification spatiale de la conservation consiste donc à identifier des espaces géographiques pour mettre en œuvre des actions de conservation de la biodiversité in situ (Margules et Pressey, 2000; Lagabrielle, 2007). Dans une société de l'information et de l'image, les outils de représentations cartographiques se sont considérablement développés, notamment au travers des Systèmes d'Information Géographique (SIG). Aujourd'hui les récentes avancées conceptuelles en matière de protection de la nature, mettant en avant le besoin d'intégrer les enjeux de conservation au développement humain, représentent de véritables défis en termes d'outils d'accompagnement et de planification spatiale. Bien que l'on passe de la protection d'espèces ou d'habitats à la gestion de l'ensemble du territoire, la planification spatiale reste nécessaire pour plusieurs raisons (Ando *et al.*, 1998; McDonald-Madden *et al.*, 2008; Moilanen *et al.*, 2009). D'abord parce qu'un enjeu de biodiversité considéré et identifiable spatialement n'est pas distribué de manière homogène. Tous les espaces n'ont donc pas la même « valeur » au regard de cet enjeu. Ensuite parce que les différents enjeux de biodiversité en appellent à différents modes de gestion et/ou de conservation et ne sont pas sont pas nécessairement distribués de manière corrélée. Il s'agit alors d'identifier comment sont distribués chacun des enjeux dans l'espace. Enfin et surtout, parce que la conservation de la biodiversité se fait dans des conditions de moyens financiers limités et selon un compromis avec les activités humaines en place et à venir. Il faut donc identifier les zones prioritaires pour la conservation.

Notre travail s'inscrit dans une approche globale des enjeux de biodiversité à un niveau régional. De ce point de vue, nous présentons ci-après les principaux enjeux relatifs à deux domaines de recherche en lien avec notre questionnement : l'un porte sur les stratégies de définition d'aires prioritaires pour la conservation tandis que l'autre traite plus spécifiquement de l'intégration d'enjeux de conservation dans la planification de l'aménagement du territoire.

Des aires protégées aux aires prioritaires pour la conservation

Historiquement, le choix des sites à protéger s'est fait de manière *ad hoc* sur la base de critères peu explicites et privilégiant des zones à faibles enjeux de développement socio-économique (Pressey, 1994). Dans les années 70, l'avènement des outils de géomatique a cependant permis de prendre du recul et d'évaluer la pertinence de ces choix stratégiques. Ainsi la méthode de « gap analysis » (Scott *et al.*, 1993), en croisant par superposition le réseau d'aires protégées avec la répartition des enjeux de biodiversité (présence d'espèce, d'habitat, richesse, etc.), a permis de mettre en évidence les lacunes et le manque de représentativité des dispositifs existants (*e.g.* Scott *et al.*, 2001; Rodrigues *et al.*, 2004; Gaston *et al.*, 2006; Maiorano *et al.*, 2006). Des outils ont alors été développés pour sélectionner des aires prioritaires pour la conservation en se basant sur des approches quantitatives de fait plus explicites, transposables et bénéficiant d'une légitimité scientifique accrue (Sarkar *et al.*, 2006). Le concept de « *Systematic Conservation Planning* », proposé dans les années 90 (Margules et Pressey, 2000), témoigne d'une volonté de systématiser les stratégies de conservation autour d'un cadre théorique pour sélectionner et gérer les aires prioritaires pour la conservation. Cette approche se fonde sur six étapes : la compilation des données disponibles dans la région considérée, la définition d'objectifs de conservation, l'évaluation de l'efficacité du réseau de sites alloués à la conservation, la sélection de nouveaux sites, le choix du type de gestion pour chaque site, la définition d'objectifs précis pour chaque site.

Depuis son avènement, la communauté scientifique s'est largement mobilisée sur cette thématique notamment autour de l'évaluation des réseaux d'aires protégées existants et de la sélection de nouvelles aires prioritaires pour la conservation. Retraçant les axes majeurs de réflexion, Wilson *et al.* (2010) définissent les principes clés en matière de planification de sites pour la conservation.

La représentativité

Le réseau de sites doit être représentatif des enjeux de biodiversité. Cependant, dans un contexte où les données ne sont pas toujours disponibles et où certains éléments de la diversité biologique ne sont pas matérialisables, l'enjeu repose sur la substituabilité des éléments considérés (Rodrigues et Brooks, 2007). Espèces emblématiques, classes d'occupation du sol, habitats, etc. sont alors les éléments chargés de représenter la biodiversité dans son ensemble.

La complémentarité

Tous les algorithmes et outils visant l'identification d'un réseau de sites pour la conservation se basent sur le principe de complémentarité (Pressey *et al.*, 1993). Cela signifie que les sites ainsi identifiés sont complémentaires les uns des autres pour atteindre des objectifs prédéfinis correspondant pour chaque attribut de biodiversité considéré à un niveau de représentation dans le réseau de sites. Ainsi les sites sélectionnés ne sont pas forcément les plus riches (Williams *et al.*, 1996) et la complémentarité d'un site varie en fonction des objectifs fixés ou des aires de conservation déjà en place (Wilson *et al.*, 2009).

La flexibilité et l'irremplaçabilité

Plusieurs solutions peuvent être envisagées pour répondre à des objectifs prédéfinis. L'importance d'une unité de planification compte-tenu de ces objectifs est donnée par la valeur d'irremplaçabilité. L'irremplaçabilité d'une unité de planification peut être définie comme la proportion des solutions possibles où celle-ci est sélectionnée (Margules et Pressey, 2000). Elle permet donc d'évaluer l'importance d'une unité donnée pour aboutir à un réseau complémentaire.

La persistance des éléments de biodiversité ciblés

Idéalement un réseau de sites devrait pouvoir assurer le maintien des éléments ciblés sur le long terme. A ce propos, les scientifiques soulignent principalement deux aspects : d'une part le choix des objectifs de représentation pour chaque élément considéré doit permettre de couvrir une surface ou une population de taille suffisante (*e.g.* Pressey *et al.*, 2003; Solomon *et al.*, 2003) d'autre part, certains enjeux nécessitent un réseau d'espaces qui soient suffisamment connectés (*e.g.* Van Teeffelen *et al.*, 2006). Ces deux paramètres sont cependant totalement dépendants des connaissances disponibles et, considérant par ailleurs la complexité technique inhérente à leur application, ils sont en réalité rarement pris en compte.

Le rapport coût/efficacité

Le choix d'aires prioritaires pour la conservation se fait toujours selon des contraintes de ressources limitées. Compte tenu du fait que les coûts inhérents à la conservation d'un site, qu'ils soient sociaux ou économiques, ne sont pas distribués de manière homogène (Ando *et al.*, 1998), le réseau de sites doit reposer sur le compromis le plus efficace entre représentativité des enjeux de biodiversité et coût de la conservation. Dans la littérature scientifique cependant, ils ne sont que rarement pris en compte ou sont considérés à postériori, après la procédure de sélection des sites.

Les menaces et la vulnérabilité

De la même manière, un plan de conservation ne peut faire l'économie d'une évaluation des menaces qui pèsent sur la biodiversité. La prise en compte des menaces peut se faire soit au niveau des unités de planification (*e.g.* Pressey et Taffs, 2001) soit directement au niveau des entités de biodiversité considérées (*e.g.* Gauthier *et al.*, 2010). Ainsi l'évaluation des menaces est utile pour fixer les objectifs de conservation, choisir le réseau d'aires protégées ou définir les modalités de gestion.

Au regard des nouveaux enjeux de conservation que nous avons décrits précédemment, les outils et méthodes développés ont évolué au cours du temps. Alors que la plupart des études laissaient croire en un paysage binaire composé de zones à protéger et de zones à développer, de récentes publications en matière d'évaluation d'aires protégées (*e.g.* Ochoa-Ochoa *et al.*, 2009) ou de sélection d'aires prioritaires pour la conservation (*e.g.* Watts *et al.*, 2009), ont mis en avant le besoin de considérer l'existence d'une grande diversité de zonages associée aux modalités de gestion nécessaires ou au compromis entre activités économiques et protection de la biodiversité. D'autre part, les scientifiques tentent de tenir compte d'autres enjeux de biodiversité comme les processus écologiques et évolutifs qui génèrent et permettent le maintien de la biodiversité (Possingham *et al.*, 2005; Rouget *et al.*, 2006; Pressey *et al.*, 2007) ou les services écosystémiques rendus aux sociétés humaines (Gross, 2006; Egoh *et al.*, 2007; Naidoo *et al.*, 2008). Il s'agit dès lors d'identifier à une échelle donnée les composantes spatiales de ces enjeux.

Mais la définition de méthodes systémiques pour choisir un réseau d'aires prioritaires pour la conservation pose avant tout la question de leur applicabilité et donc de leur transfert du champ scientifique au champ de l'action. Le remplacement de l'expert par des outils calibrés dans la recherche d'une plus grande transparence des choix prioritaires se heurte à la complexité tant sociale qu'écologique des systèmes étudiés. Dans un article intitulé "*The gaps between theory and practice in selecting nature reserves*", Prendergast *et al.* (1999) s'interrogent quant au peu de succès de ces outils et méthodes dans le champ de l'action. Ils constatent que bien souvent les acteurs de la conservation n'ont même pas conscience de leur existence, n'ont pas les moyens financiers pour les mettre en œuvre ou ne sont tout simplement pas réceptifs à des approches prescriptives venant du champ scientifique. Quoiqu'il en soit, on ne peut que souligner l'enjeu d'une communication accrue entre scientifiques et gestionnaires acteurs de la conservation pour faire en sorte que savoirs experts

et méthodes scientifiques ne s'opposent pas mais au contraire deviennent complémentaires et s'influencent mutuellement (Cowling *et al.*, 2003).

L'avènement de la planification écologique dans l'aménagement du territoire.

Au cours des années 80, un autre champ disciplinaire s'est développé autour de la planification écologique au sens large. L'enjeu n'est plus l'identification d'aires prioritaires mais l'inclusion explicite de principes écologiques dans la planification spatiale à l'échelle du paysage (Steiner, 2000; Ahern, 2002; Opdam *et al.*, 2006). Alors que l'avènement des outils et techniques présentés plus haut avait pour objectif de rendre plus transparente une stratégie déjà existante, basée sur des sites délimités, il s'agit bien ici d'accompagner une nouvelle approche de la conservation dont le postulat de base est le besoin d'écologiser les politiques d'aménagement du territoire. La planification écologique suppose donc d'intégrer les aspects biophysiques et socio-culturels pour mettre en valeur les opportunités et les contraintes dans le processus de décision (Steiner, 2000). Pour créer ce lien entre aménagement et conservation de la nature au sens large, l'écologie du paysage, discipline émergente à la croisée de la géographie et de l'écologie, est ainsi devenue incontournable (Opdam *et al.*, 2001). Pour qu'un paysage soit durable, il faut que l'agencement spatial des différents éléments qui le composent intègre les processus écologiques nécessaires au maintien de la biodiversité. L'enjeu est dès lors de dépasser la stricte représentation des patterns du paysage pour comprendre comment ils influencent son fonctionnement écologique (Haines-Young, 1999). Cela suppose aussi d'être capable de généraliser les méthodes et principes permettant d'étudier le fonctionnement d'une espèce pour gérer la biodiversité au sens large.

En Europe, c'est dans ce contexte que le concept de réseau écologique a reçu une attention politique et sociale sans précédent (Jongman *et al.*, 2004) pour constituer une stratégie de conservation de la nature à part entière (Jongman *et al.*, 1995; Bennett, 1998). En s'appuyant sur le modèle « tache, corridor, matrice » (Forman et Godron, 1986), il propose de représenter le paysage et son fonctionnement sous forme de zones cœurs de biodiversité, de leur zone tampon et de corridors (Jongman, 1995). Les outils de planification des réseaux écologiques se développent donc à la fois dans le champ scientifique où ils ont une dimension plus ou moins expérimentale et dans le champ de l'action où ils servent à fonder de nouvelles stratégies territoriales de conservation. La nature des interactions ou les modalités de transfert des outils entre science et action relèvent donc d'un processus bien plus complexe et

imbriqué. Les réseaux sont identifiés à des échelles locales, régionales ou continentales sur la base d'espèces cibles ou de données d'occupation du sol (Bennett et Wit, 2001; Jongman *et al.*, 2004) et s'accompagnent bien souvent de l'analyse des ruptures de continuité d'habitat et des pressions anthropiques qui fragmentent le territoire (*e.g.* Berthoud *et al.*, 2004).

Cependant, si le concept de réseau semble devenir le nouveau paradigme de la conservation de la nature en Europe notamment, nous verrons au chapitre 2 de la partie II qu'il n'est pas sans soulever des interrogations quant à sa mise en œuvre pratique et à ses fondements scientifiques. Boitani *et al.* (2007) dans un article intitulé « *Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation* » reconnaissent que les réseaux écologiques doivent être maintenus à l'agenda politique comme un cadre de travail conceptuel mais soulignent l'importante simplification de concepts écologiques complexes inhérente à leur mise en œuvre.

Nous distinguons donc ici deux approches de la planification de la conservation qui font appel à des connaissances, des techniques et des outils différents. La première, portée par des macro-écologues, naît du besoin de rendre plus intelligibles, plus transparentes les stratégies d'aires protégées. En restant principalement centrées sur l'identification de sites délimités et complémentaires au vue de la répartition d'enjeux clairement identifiés, les approches développées récemment opèrent un glissement de l'identification de réserves à l'identification d'aires prioritaires pour la conservation. Malgré tout, comme nous l'avons déjà mentionné, la complexité des techniques utilisées et le manque de communication entre science et acteurs de la conservation, limitent l'applicabilité de ces outils et leur transfert du champ scientifique au champ de l'action. La deuxième approche, portée par des géographes et des écologues du paysage, tente de répondre aux nouveaux défis environnementaux en intégrant les préoccupations environnementales dans la planification de l'aménagement du territoire. Il ne s'agit plus seulement d'identifier des sites représentatifs et complémentaires mais des réseaux qui rendent compte de l'agencement spatial des éléments du paysage et des hypothèses quant à leurs interactions. Ici les outils ne s'adaptent pas à un concept préexistant, ils émergent en même temps que celui-ci. Aussi, le succès social des stratégies de réseau écologique reflète celui des outils de cartographie nécessaires à leur mise en œuvre. Cependant, l'enjeu et les questionnements quant à la pertinence d'une telle approche portent principalement sur la capacité des méthodes et modèles utilisés à agréger des connaissances sur le fonctionnement de « l'ensemble de la biodiversité » à des échelles paysagères.

Ces deux champs de recherche illustrent tant la variété des outils et concepts disponibles que la complexité inhérente à la planification d'une conservation intégrée de la biodiversité. Les récentes avancées conceptuelles mettent en exergue le besoin d'une approche fonctionnelle de la conservation qui considère la biodiversité avant tout comme un processus. Cela signifie en premier lieu d'être capable d'intégrer les enjeux de conservation aux différentes politiques publiques et à tous les niveaux d'organisation du territoire. Mais comment les outils et méthodes peuvent-ils permettre de planifier cette intégration à un niveau régional ? Comment peut-on spatialement organiser le passage d'une planification de l'aménagement du territoire qui distingue des espaces de nature et des espaces d'activités humaines à une planification qui intègre au contraire développement humain et conservation de la biodiversité ?

Au travers de cette partie, nous tenterons d'apporter des éléments de réponse à cette problématique en axant notre travail autour de trois questions principalement: Quels patterns de biodiversité peut-on prendre en compte au niveau régional ? Comment peut-on évaluer les menaces sur la biodiversité ? Comment hiérarchiser les enjeux de conservation ?

LA ZONE D'ÉTUDE

La région méditerranéenne constitue l'un des points chauds de la biodiversité mondiale (Myers *et al.*, 2000) caractérisé par son fort taux d'endémisme (Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010). A titre d'exemple, on estime à 25 000 ou 30 000 le nombre d'espèces ou sous-espèces de plantes soit près de 10% des végétaux supérieurs du globe présents sur 1,6% seulement de la surface terrestre (Medail et Quezel, 1997). La région abrite par ailleurs 150 000 espèces d'insectes (Balletto et Casale, 1991), 230 espèces de poissons d'eau douce (Reyjol et al. 2006), 355 espèces de reptiles et 106 espèces d'amphibiens (Cheylan et Poitevin, 1994), 370 espèces d'oiseaux (Covas et Blondel, 1998) et 197 espèces de mammifères terrestres (Cheylan, 1991). Au-delà du contexte biogéographique et de l'histoire géologique de la région, les paysages et leur biodiversité exceptionnellement riche sont aussi clairement liés à l'activité humaine et à l'utilisation des terres depuis des milliers d'années (Heywood, 1995; Cowling *et al.*, 1996; Lobo *et al.*, 2001). Mais la rapidité et l'ampleur des changements en termes d'occupation et d'utilisation des terres à la fin du siècle dernier (Sala *et al.*, 2000) ont fait du bassin méditerranéen l'un des points chauds les plus altérés au monde (Myers *et al.*, 2000). Alors que la pression humaine augmente sur le littoral du fait du nombre croissant de résidents qui s'installent et du tourisme (Benoit et Comeau, 2005), à l'inverse les

dynamiques rurales, notamment sur la rive nord, favorisent l'abandon du pastoralisme dans l'arrière pays qui se reboise progressivement (Ales *et al.*, 1992; Garcia-Ruiz *et al.*, 1996; Debussche *et al.*, 1999; Scozzafava et De Sanctis, 2006).

La région Languedoc-Roussillon, principal site d'étude dans cette partie de la thèse, couvre une superficie d'environ 27 400 Km² au sud de la France et à l'ouest de la vallée du Rhône. Véritable carrefour biogéographique de composantes principalement méditerranéennes mais aussi atlantiques, continentales et alpines, le territoire abrite plus de 2/3 des espèces connues en France (Roussillon, 2007). Avec, à titre d'exemple, 131 des 429 espèces végétales protégées sur le plan national, il incombe à la région une très forte responsabilité en termes de protection du patrimoine naturel français. Le schéma régional pour la biodiversité mis en place en 2007 reflète la volonté du conseil régional de préserver cet environnement exceptionnel, qui au-delà d'un patrimoine biologique, représente aussi un atout considérable d'attractivité et de développement économique. Les principaux paysages rencontrés sont constitués des falaises, étangs paludéens et plages de sable sur la côte, des garrigues, vignes et autres cultures dans l'arrière pays et dans la plaine, des pelouses et prairies, des plateaux calcaires et des vallons et parois de granite du massif Central et des Pyrénées.

Il convient cependant de préciser que si notre travail s'inscrit largement dans le champ de l'étude et de la caractérisation des milieux méditerranéens, il a aussi vocation à être généralisé à d'autres entités biogéographiques. En ce sens, le territoire méditerranéen nous parait tout à fait opportun pour développer des outils et méthodes qui seront par la suite adaptés à d'autres régions où les milieux naturels peuvent parfois n'apparaître que résiduels. En effet, la diversité des paysages méditerranéens, le lien encore très prégnant entre activité humaine et maintien de la biodiversité (Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010) et les variations de pression humaine du littoral au Massif Central offrent un cadre de travail pertinent pour produire des méthodes et des réflexions qui seront *de facto* plus facilement extrapolables et qui interdisent une approche trop schématique, trop réductrice du fonctionnement des systèmes écologiques et sociaux et de leur interdépendance.

LE PLAN

Cette partie de la thèse s'organise autour de six chapitres. Le premier chapitre propose d'analyser comment les objectifs de conservation prédéfinis pour chaque espèce influence l'évaluation du réseau d'aires protégées existant et le choix d'aires prioritaires. Dans le

chapitre 2, nous évaluons la diversité des enjeux de conservation en zone méditerranéenne sur la base de la caractérisation des habitats utilisés par les différentes espèces puis questionnons l'adéquation des méthodes couramment utilisées pour hiérarchiser les aires prioritaires. Le chapitre 3 propose simplement de mettre en exergue la responsabilité du réseau Natura 2000 au regard des enjeux régionaux qu'il couvre et de discuter ainsi de l'enjeu de la complémentarité des politiques publiques. Par la suite, dans le chapitre 4, nous analysons les impacts présents et à venir de l'urbanisation à différentes échelles. Nous essayons ainsi d'évaluer comment varient les patterns de pression d'une date à l'autre et en fonction du type de menace et des groupes taxonomiques considérés. Dans le chapitre 5, nous proposons d'identifier des priorités pour la conservation qui tiennent compte à la fois de différents patterns de biodiversité et des menaces anthropiques. Enfin dans un dernier chapitre, nous explorons la possibilité de construire un indicateur de spécialisation des communautés de plantes basé sur des données d'atlas à l'échelle régionale.

LITTÉRATURE CITÉE

Ahern J., 2002. Greenways as strategic landscape planning: theory and application. Wageningen, The Netherlands, Dissertation,Wageningen University.

Ales R.F., Martin A., Ortega F. et Ales E.E., 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950–1984). *Landscape Ecology* 7, 3-18.

Ando A., Camm J., Polasky S. et Solow A., 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279, 5359, 2126-2128.

Balletto E. et Casale A., 1991. Mediterranean Insect conservation, in Collins N. M. et Thomas J. A. (Eds), *The conservation of insects and their habitats*, Academic Press, London, UK.

Bennett G., 1998. *Guidelines for the development of the Pan-European Ecological Network*, Council of Europe, Committee of Experts for the European Ecological Network.

Bennett G. et Wit P., 2001. The development and application of ecological networks. A review of proposals, plans and programmes, AIDEnvironnement - IUCN.

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

Berthoud G., Lebeau R.P. et Righetti A., 2004. *Réseau écologique national (REN). Rapport final*, Berne Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage

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

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L. et Rondinini C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21, 6, 1414-1422.

Brunet R., 1987. *La carte comme mode d'emploi*, Fayard/Reclus, Paris, France.

Cheylan G., 1991. Patterns of Pleistocene turnover, current distribution and speciation among Mediterranean mammals, in Groves R. H. et Di Castri F. (Eds), *Biogeography of Mediterranean invasions*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Covas R. et Blondel J., 1998. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis* 140, 3, 395-407.

Cowling R.M., Pressey R.L., Sims-Castley R., le Roux A., Baard E., Burgers C.J. et Palmer G., 2003. The expert or the algorithm? - comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation* 112, 1-2, 147-167.

Cowling R.M., Rundel P.W., Lamont B.B., Arroyo M.K. et Arianoutsou M., 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 362-366.

Debussche M., Lepart J. et Dervieux A., 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography* 8, 3-15.

Di Méo G., 1998. *Géographie sociale et territoires*, Nathan, Paris, France.

Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight A.T., Cowling R.M., van Jaarsveld A.S. et Welz A., 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63, 714-721.

Ferrier J.P., 1984. Antée 1. La géographie, ça sert d'abord à parler des territoires ou le métier des géographes, Edisud, Aix-en-Provence.

Forman R.T.T. et Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, John Wiley, New York, NY, USA.

Garcia-Ruiz J.M., Lasanta T., Ruiz-Flano P., Ortigosa L., White S., Gonzales C. et Marti C., 1996. Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* 11, 267-277.

Gaston K.J., Charman K., Jackson S.F., Armsworth P.R., Bonn A., Briers R.A., Callaghan C.S.Q., Catchpole R., Hopkins J., Kunin W.E., Latham J., Opdam P., Stoneman R., Stroud D.A. et Tratt R., 2006. The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. *Biological Conservation* 132, 1, 76-87.

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

Gross L., 2006. Assessing ecosystem services to identify conservation priorities. *PLoS Biol* 4, 11, e392.

Haines-Young R., 1999. Landscape pattern: Context and process, in Wiens J. A. et Moss M. R. (Eds), *Issues in Landscape Ecology*, International Association for Landscape Ecology, Guelph, Ontario, Canada.

Heywood V.H., 1995. The mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecologia Méditerranea* 21, 11-18.

Jongman R., Pungetti G., Jongman R. et Pungetti G., 2004. Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]. *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]*. i-xxi, 1-345.

Jongman R.H.G., 1995. Nature Conservation Planning in Europe - Developing Ecological Networks. *Landscape and Urban Planning* 32, 3, 169-183.

Jongman R.H.G., Lipsky Z. et Aarsen L.F.M.v.d., 1995. Ecological networks in Europe. Strategies, criteria and perspectives. Scenario studies for the rural environment: selected

and edited proceedings of the symposium Scenario Studies for the Rural Environment, Wageningen, the Netherlands, 12-15 September 1994., 513-524.

Lagabrielle E., 2007. Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion. Pages, Université de la Réunion.

Lobo J.M., Lumaret J.-P. et Jay-Robert P., 2001. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblages in the Regional Natural Park of the Camargue (France). *Diversity and Distribution* 7, 257-270.

Cheylan M., et Poitevin F., 1994. Conservazione di rettili e anfibi, in Monbaillu X. et Torre A. (Eds), *La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo*, Edizione del Sole, Alghero.

Maiorano L., Falcucci A. et Boitani L., 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation* 133, 4, 455-473.

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

McDonald-Madden E., Bode M., Game E.T., Grantham H. et Possingham H.P., 2008. The need for speed: informed land acquisitions for conservation in a dynamic property market. *Ecology Letters* 11, 11, 1169-1177.

Medail F. et Quezel P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84, 1, 112-127.

Moilanen A., Wilson K. et Possingham H., 2009. *Spatial Conservation Prioritization. Quantitative Methods and Computational Tools*, Oxford University Press, Oxford, UK.

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

Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T.R. et Ricketts T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 28, 9495-9500.

Ochoa-Ochoa L., Urbina-Cardona J.N., Vazquez L.B., Flores-Villela O. et Bezaury-Creel J., 2009. The Effects of Governmental Protected Areas and Social Initiatives for Land Protection on the Conservation of Mexican Amphibians. *Plos One* 4, 9.

Opdam P., Foppen R. et Vos C., 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16, 8, 767-779.

Opdam P., Steingröver E. et Rooij S.v., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 3-4, 322-332.

Possingham H.P., Franklin J., Wilson K. et Regan T.J., 2005. The roles of spatial heterogeneity and ecological processes in conservation planning. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*, 389-406.

Prendergast J.R., Quinn R.M. et Lawton J.H., 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13, 3, 484-492.

Pressey R.L., 1994. Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conservation Biology* 8, 3, 662-668.

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M. et Wilson K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 11, 583-592.

Pressey R.L., Cowling R.M. et Rouget M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 99-127.

Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vanewright R.I. et Williams P.H., 1993. Beyond Opportunism - Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 4, 124-128.

Pressey R.L. et Taffs K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100, 3, 355-376.

Rodrigues A.S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. et Yan X., 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 12, 1092-1100.

Rodrigues A.S.L. et Brooks T.M., 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38, 713-737.

Rouget M., Cowling R.M., Lombard A.T., Knight A.T. et Graham I.H.K., 2006. Designing large-scale conservation corridors for pattern and process. *Conservation Biology* 20, 2, 549-561.

Stratégie régionale pour la biodiversité, 2007.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. et Wall D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 5459, 1770-1774.

Sarkar S., Pressey R.L., Faith D.P., Margules C.R., Fuller T., Stoms D.M., Moffett A., Wilson K.A., Williams K.J., Williams P.H. et Andelman S., 2006. Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 123-159.

Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R.F., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'Erchia F., Edwards T.C., Uliman J. et Wright R.G., 1993. Gap analysis: a geographical approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123, 1-41.

Scott J.M., Davis F.W., McGhie R.G., Wright R.G., Groves C. et Estes J., 2001. Nature reserves, do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11, 999-1007.

Scozzafava S. et De Sanctis A., 2006. Exploring the effects of land abandonment on habitat suitability for three passerine species in a highland area of Central Italy. *Landscape and Urban Planning* 75, 23-33.

Solomon M., Van Jaarsveld A.S., Biggs H.C. et Knight M.H., 2003. Conservation targets for viable species assemblages? *Biodiversity and Conservation* 12, 12, 2435-2441.

Steiner F., 2000. The living landscape: An Ecological Approach to Landscape Planning, McGraw Hill, New York, USA.

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

Van Teeffelen A.J.A., Cabeza M. et Moilanen A., 2006. Connectivity, probabilities and persistence: Comparing reserve selection strategies. *Biodiversity and Conservation* 15, 3, 899-919.

Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.S., Klein C.J., Wilson K., Steinback C., Lourival R., Kircher L. et Possingham H.P., 2009. Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software* 24, 12, 1513-1521.

Williams P., Gibbons D., Margules C., Rebelo A., Humphries C. et Pressey R., 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10, 1, 155-174.

Wilson K.A., Carwardine J. et Possingham H.P., 2009. Setting Conservation Priorities. *Year in Ecology and Conservation Biology 2009* 1162, 237-264.

Wilson K.A., Meijaard E., Drummond S.P., Grantham H., Boitani L., Catullo G., Christie L., Dennis R., Dutton I., Falcucci A., Maiorano L., Possingham H., Rondinini C., Turner W.R., Venter O. et Watts M., 2010. Conserving biodiversity in production landscapes. *Ecological Applications* In press.

Chapitre 1

Les objectifs de conservation dans la planification d'un réseau d'aires prioritaires

Ruppert Vimal[1], Ana S.L. Rodrigues[1], Raphaël Mathevet[1], John D. Thompson[1]

Article accepté avec révision mineure (Biodiversity and Conservation)

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

Résumé

La définition d'objectifs de conservation est une étape cruciale dans la planification systémique de la conservation. Des objectifs très divers ont été utilisés pour la mise en place d'aires protégées, qu'il s'agisse d'un pourcentage global du territoire à protéger, d'objectifs identiques pour chacun des enjeux considérés ou au contraire d'objectifs différenciés. Cependant, la plupart des études font des choix en termes d'objectifs sans forcément les justifier. Ici, nous utilisons un inventaire de plantes et de vertébrés terrestres du sud de la France pour montrer comment varie l'évaluation du réseau d'aires protégées existant et le choix d'aires prioritaires en fonction des objectifs de conservation prédéfinis pour chaque espèce. Le choix des objectifs de conservation a un impact majeur sur les résultats de l'analyse. L'utilisation d'un objectif de représentation uniforme (50% de la distribution de chaque espèce) met l'accent sur les espèces communes alors que des objectifs différenciés (en fonction du niveau de priorité des espèces considérées) permettent de concentrer l'effort de conservation sur les espèces à forts enjeux patrimoniaux. La définition et la justification des objectifs de conservation doit ainsi faire l'objet d'une attention particulière dans le processus de planification.

Mots clés: planification systémique de la conservation, objectifs de conservation, aires protégées, « gap analysis », priorités de conservation.

Abstract

A crucial stage in systematic conservation planning is the definition of explicit conservation targets to be achieved by a network of protected areas. A wide variety of targets have been employed, including overall percentage area, uniform representation of each biodiversity features, and variable targets which involve conserving a higher proportion of the distribution of species or habitats of high conservation interest. Despite the diversity of options, most studies adopt a particular set of targets without further explanation, and few have investigated the effect of target selection on their results. Here, using a data set on the distribution of plants and terrestrial vertebrates in southern France, we investigate how variation in targets can affect both stages of a gap analysis: the assessment of the completeness of an existing reserve network, and the prioritization of areas for its expansion. Target selection had a major impact on the gap analysis results, with uniform targets (50% of each species' range) emphasizing the representation of common species, and contrasting targets (weighted according to species' conservation interest) concentrating attention on high conservation interest species and the areas where they occur. Systematic conservation planning exercises should thus pay close attention to the definition and justification of the representation targets employed.

Keywords: systematic conservation planning, conservation targets, protected areas, gap analysis, conservation priorities.

Titre original: The sensitivity of gap analysis to conservation targets

INTRODUCTION

Protected areas now occupy just over 12 per cent of the global land area (Chape *et al.*, 2005; Jenkins and Joppa, 2009) and are arguably the most important tool for the preservation of biodiversity. Over the last three decades, the development of the field of systematic conservation planning provides a basis for the selection of priority areas for conservation and the creation of complementary networks of protected areas (Pressey *et al.*, 1993; Margules and Pressey, 2000). Conservation planning does not start from zero; most regions have already designated protected areas and subsequent conservation investment should build from them. Conservation planning thus often takes the form of a gap analysis (Scott *et al.*, 1993), consisting of two phases. First, there is an assessment of the existing protected area network, whereby conservation 'gaps' are identified. Second, a strategic plan for expanding the existing network is developed, in order to fill in the gaps by the selection of high priority areas for conservation (Brooks *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004).

A fundamental element in this process is the definition of explicit goals and conservation targets (Margules and Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2003). Conservation targets can be quantified as the required amounts of the distribution of a species, a habitat type or other biodiversity feature of conservation interest should be included in a conservation strategy or a regional plan (Pressey *et al.*, 2003). They are necessary both to assess the existing protected area coverage (as gaps can only be identified once it is clear what level of representation is required) and to identify priorities for the expansion of the network (which must be strategically defined to best complement the existing network in achieving pre-defined targets).

A widely-used type of conservation target calls for the protection of a given percentage of a geographic area (Noss, 1996). Early examples of this include the 1984 call at the World Parks Congress in Bali, for governments to protect 10 percent of their land area (McNeely and Miller, 1984) and the 12 percent target proposed by the United Nations World Commission on Environment and Development (Development, 1987). Such percentage of area targets have provided a representation benchmark in some of the early gap analyses (Stoms *et al.*, 1998; Scott *et al.*, 2001). However, general area targets have been criticised because they are based more on the social, economic and political constrains in which conservation decisions are taken (Soule and Sanjayan, 1998; Pressey *et al.*, 2003) than on ecological and scientific

assessments of conservation needs, which vary across regions and biomes (Rodrigues and Gaston, 2001).

In systematic conservation planning, the overall goal is to ensure the long-term persistence of a set of biodiversity features of interest (Margules and Pressey, 2000) and conservation targets are typically associated with individual biodiversity features. The most commonly-used target is a simple representation of each feature (*e.g.* Rodrigues *et al.*, 2004; Araujo *et al.*, 2007), although this is admittedly insufficient as it does not guarantee long-term persistence (Araujo and Williams, 2000; Rodrigues *et al.*, 2000). More ambitious targets include multiple representations per feature (*e.g.* Bonn and Gaston, 2005) or the protection of a minimum percentage of each feature's range (*e.g.* Nicholls and Margules, 1993; Wright *et al.*, 1994; Sierra *et al.*, 2002). The conservation value of such uniform targets has been questioned because biodiversity features vary in their conservation needs and thus their priority (Soule and Sanjayan, 1998; Pressey *et al.*, 2003). Also, even though uniform targets appear to make no distinction between features, they can introduce some biases. For example, a target which requires representing each species in five sites is biased towards rare species, as these are required to be represented everywhere, while very common species are only represented in a small fraction of their range. Conversely, a target of representing, say, 10% of each species' range, favours widespread species, as in absolute terms 10% of a large range is a much larger area than 10% of a small range.

Recent studies have thus adopted more sophisticated methods based on different targets for particular conservation features (*e.g.* Brooks *et al.*, 2004; Desmet and Cowling, 2004; 2004; Maiorano *et al.*, 2006; Vellak *et al.*, 2009). For example, Rodrigues *et al.* (2004) set individual targets as a function of the total area occupied by each species such that very rare species were given a 100% representation target and common species 10%. However such targets do not integrate levels of threat or habitat vulnerability and are faced with the difficulty of establishing priorities for locally rare species which are abundant elsewhere (Rodrigues and Gaston, 2002).

Despite the wide flexibility in the available options, systematic conservation planning analyses often adopt a particular set of targets without discussing or justifying their selection, or investigating the extent to which the results are robust to variation in the targets (*e.g.* Powell *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2001; Rodrigues *et al.*, 2004 ; Araujo *et al.*, 2007). Only a few studies have investigated the potential effects of target choice but only on the selection of priorities for new area not for the assessment of existing reserve network. Pressey and Logan

(1998), Justus *et al.* (2008) and Rondinini *et al.* (2005), investigated the effect of varying the representation targets for individual features (*e.g.* 1%, 5% or 10% of each feature's range) on the total area selected; Stewart et *al.* (2007) examined how increasing individual representation targets (from 5 to 50%) over time affects long-term efficiency; Warman *et al.* (2004), Carvalho *et al.* (2010) and Drummond *et al.* (2009) compared minimum set results and irreplaceability values with different set of representation targets (fixed target range an minimum viable population target for example) but results were confounded by the fact that more demanding targets affect the overall area obtained. Furthermore for Drumond et *al.* (2009) and Carvalho *et al.* (2010) the different targets were a peripheral aspect of their study and there is no in-depth analyses of how the results change and why when using different targets.

In this study, we assess how the results of systematic conservation planning are influenced by defining contrasting types of targets for the representation of species within a network of protected areas. As a case study, we use an extensive dataset on the distribution of plants and terrestrial vertebrates in the Languedoc-Roussillon region of southern France. First, we investigate the effects of target definition on the evaluation of current protected area effectiveness, and second we compare the selection of priority areas for expanding the existing reserve network.

DATA AND METHODS

Study area

The Languedoc Roussillon region is an area of 27 376 Km² situated in southern France, covering most of the Mediterranean region west of the Rhône valley. The main landscape types which occur in this region are coastal landscapes with lagoons, marshes and dunes, extensive garrigues and vast areas of vines in the lowland plains, mosaic landscapes of cultivated areas and garrigues, upland limestone plateau areas, and hilly or mountainous landscapes on granite and schist in the southern tip of the Massif Central and the south-eastern limits of the Pyrenees. For our spatial analyses, the study area was divided into 8 492 regular hexagonal cells, hereafter termed planning units, each measuring 3.46 km².

Protected area data

We compiled a geographical database of protected areas within the Languedoc Roussillon region (DREAL, 2009), including 74 French statutory protected areas (one National Park, several nature reserves and prefectoral site decrees), 138 European conservation sites within the Natura 2000 network, and 4138 sites owned by the national coastal protection agency or by local governments. We considered a planning unit as protected if more than 10% of its area was covered by at least one protected area. Under this definition, 28.4% of the study region is covered by protected areas (Fig.2).

Species data

We used species point occurrence data for all reptile (n = 26), amphibian (n = 18) and vascular plant species (n = 3 062) present in the region. Reptile and amphibian data were compiled by staff of the *Ecole Pratique des Hautes Etudes*, while plant data were compiled by the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles*. These data represent the product of hundreds of naturalist inventories since 1985. Collection effort has not been uniform throughout the study region, creating biases in patterns of species' distribution. Such biases can affect the results of conservation planning (Grand *et al.*, 2007). However, our purpose is to test the effects of considering different conservation targets on the results of conservation planning, rather than to provide specific guidance to conservation planning in this region, and so such biases are unlikely to affect our results.

Species priorities

In the context of the national inventory of high priority sites for conservation (*Zones Naturelles d'Intéret Ecologique Faunistique et Floristique, INPN 2006)*, all species were weighted and sorted according to their conservation interest. The main criteria used for this purpose were regional rarity, in terms of the number of distinct localities where the species is present in the region, and regional responsibility, which is inversely proportional to the number of other regions in France where the species occurs. Additional criteria including international, national, or regional protection status or habitat sensitivity were also integrated to produce the list of priority species for site designation. This allows for conservation targets to be based on species distribution and local abundance.

The inventory provides seven classes for plant species and two classes (common species or conservation interest species) for reptiles and amphibians. We used this classification to distinguish four levels of conservation priority, in decreasing order of importance:

Level 1: plant species in class 1 (n=46) and reptiles (n=9) and amphibians (n=7) of conservation interest.

Level 2: plant species in classes 2 and 3 (n=216).

Level 3: plant species in classes 4, 5, and 6 (n=662).

Level 4: plant species in class 7 (n=2138) and common reptiles (n=17) and amphibians (n=11).

Conservation targets

In our study, a scenario consists of a set of pre-defined representation targets for each species. We considered two scenarios. In scenario A, all species were required to be represented in at least 50% of their range. In scenario B, differential targets were defined based on species' level of conservation priority (*i.e.* their range and local abundance). These priorities were rated at 80% coverage for species in level 1 (n=62), 60% coverage for species in level 2 (n=216), 15% coverage for species in level 3 (n=662), and 5% coverage for species in level 4 (n=2 166). In both scenarios it is assumed that conservation planning starts from the existing network of protected areas, and additional sites are selected until the respective targets are met. Scenarios were created in such a way as to provide a roughly similar protected areas' extension area, from the existing 28.4% to approximately 40%. In order to obtain the same area in scenarios A and B, iterations were performed with different species targets until the same values as above were obtained. Scenarios A and B allow for a direct contrast between the effects of two types of species representation targets. Controlling for the total area across scenarios allows us to highlight differences in the results that are due to differences in the targets, rather than the result of variation in the overall area obtained.

Performance of the existing reserve system

We investigated the extent to which different targets affect results on the performance of existing protected areas in the study region. To visually show how the effectiveness can be affected by the choice of representation targets, we first plotted the frequency distribution of species according to their degree of representation, *i.e.*, percentage of their range within the existing protected areas, for each of the four species levels. A chi-square test was used to compare the frequency distribution among levels. We then investigated the extent to which species were adequately covered by the protected area system for each of the representation targets defined in scenarios A and B. Species were considered as 'gap' species if the respective representation target was not reached and as 'covered' species otherwise

(Rodrigues *et al.*, 2004). As a measure of the overall effectiveness of the reserve system under the two scenarios, we calculated the percentage of all species that were covered.

Priorities for expanding the existing reserve system

We investigated the effect of variation in representation targets on the selection of priorities for the expansion of the existing reserve system by analyzing how the spatial expansion of protected areas varies under the representation targets defined in scenarios A and B, and by contrasting these with a control selection that is based solely on an equivalent area (such that it also results in a total protected area of 40%) and does not integrate any species data. Analyses were performed using an adaptive annealing schedule in the Marxan software (Ball and Possingham, 2000; Possingham *et al.*, 2000). The control selection was implemented by using a dummy conservation feature representing the total area of the study region, setting targets for every real feature to zero, and a target for the dummy feature as the number of planning units necessary to obtain an overall area (including existing protected areas) of about 40% of the study region.

A boundary length modifier was set for each scenario to produce a final protected area network with approximately the same perimeter/area ratio as that in the present network. Consequently, in both scenarios as well as in the control selection, the proposed new planning units were preferentially adjacent to currently protected areas. This procedure was adopted because in a real-life conservation planning exercise it is likely that new conservation areas would be defined preferentially by the expansion of existing ones, and because from the perspective of the long-term ecological sustainability of the reserve network it is desirable that whenever possible protected areas are well connected (Stewart and Possingham, 2005; Van Teeffelen *et al.*, 2006). A consequence of this method is that it is likely to increase the similarity between the solutions found in each scenario, as they will all be biased towards sites adjacent to existing protected areas. However the control selection provides a null model of what would be expected simply from an equivalent expansion of the protected areas network under this "connectivity constraint". We obtained 100 solutions for each of the two scenario and control selection.

In order to investigate the spatial distribution of proposed expansion areas under the two scenarios and the control selection, we computed the irreplaceability of each site across the 100 solutions obtained. The irreplaceability of a planning unit reflects how important its inclusion in a network of protected areas is to meet the predefined representation targets (Pressey, 1994). In this study we obtained a continuous measure of irreplaceability based on

the fraction of all the feasible solutions that include the spatial unit under question. Irreplaceability was mapped for each of the two scenarios as well as for the control selection, and results compared visually. In addition, we compared the extent to which highly irreplaceable sites (>= 90% irreplaceability) in one scenarios matched those in the other and in the control selection. For each pairwise comparison of irreplaceability we calculated two values. Firstly, we used Jaccard‘s similarity coefficient to measure the extent of overlap among highly irreplaceable planning units. This is calculated as $a/(a+b+c)$, where a represents the number of highly irreplaceable units that are shared between the two cases being compared, and b and c represent the number of sites that are highly irreplaceable in one of the cases and not in the other. Secondly, we quantified overlap as the proportion of highly irreplaceable sites for a given case that are also highly irreplaceable in another.

Finally, we investigated explanations for dissimilarities found between scenarios A and B by analyzing how spatial distribution of irreplaceability values is influenced by underlying biodiversity patterns. To do so, we selected the highly irreplaceable planning units exclusive to each scenario and compared their mean values of total richness for species priority levels 1 and 2 and then for species priority levels 3 and 4. The significance of these differences was tested with a Student's t-test.

All analyses and data manipulation were performed with Quantum Gis 1.0.2, ArcGis 9.3, Postgre SQL 8.4, Postgis 1.4 and R 2.9.1 software.

RESULTS AND DISCUSSION

Performance of the existing reserve system

The selection of different species representation targets led to very different conclusions on the effectiveness of existing protected areas (Fig. 1, Table 1). A uniform representation target of 50% of each species (scenario A) resulted in the alarming conclusion that 58.3% of all species are gaps, compared to a reassuring evaluation of 7.5% of gap species when considering differential targets (scenario B). The overall assessment of the protected area effectiveness is therefore extremely sensitive to differences in the definition of targets, even when controlling for the overall area selected.

Table 1 - The percentage and absolute numbers (in parentheses) of species identified as gaps (those that do not meet representation targets) in each of the priority levels 1 to 4, according to scenario A or B.

	Scenario A	**Scenario B**
All species	58.3% (1812)	7.5% (234)
Level 1	27.4% (17)	54.8% (34)
Level 2	32.9% (71)	40.7% (88)
Level 3	38.1% (252)	13.9% (92)
Level 4	68.0% (1472)	0.9% (20)

The identity of gap species was also highly affected by the representation target (Table 1). In our example, there were marked differences in the degree of protected area coverage amongst the four species priority levels ($X^2 = 594.7$, $p < 0.0001$). The proportion of species for which the conservation target was attained (in terms of coverage by existing protected areas) decreased with the level of conservation interest (from level 1 to 4; Fig. 1). Under scenario A, the majority of gap species (both in terms of percentage and absolute numbers) were lower priority species (levels 3 and 4). This is because uniform percentages of area targets emphasize the conservation of widespread species which are mostly low conservation interest species. For example, given that the current protected area network only covers 28.4% of the total surface area of the study region, any species that occurs across the entire region will necessarily be a gap species under scenario A, as only 28.4% of its range will be covered, compared to a target of 50%. In our study, most of the species from level 4 have 15 to 50% of their range covered, and hence they are all gaps under scenario A (Fig. 1a). In contrast, scenario B focuses on species with higher conservation value, which are mostly rare. Accordingly, as can be seen in Table 1 and Fig. 1, within each priority level, the fraction of species identified as gaps increases progressively from level 4 (where only 0.9% of the species are considered gaps) to level 1 (54.8% of species as gaps).

Our results thus demonstrate how the choice of targets affects both the number and the nature of the biodiversity features identified as being in need of additional conservation investment.

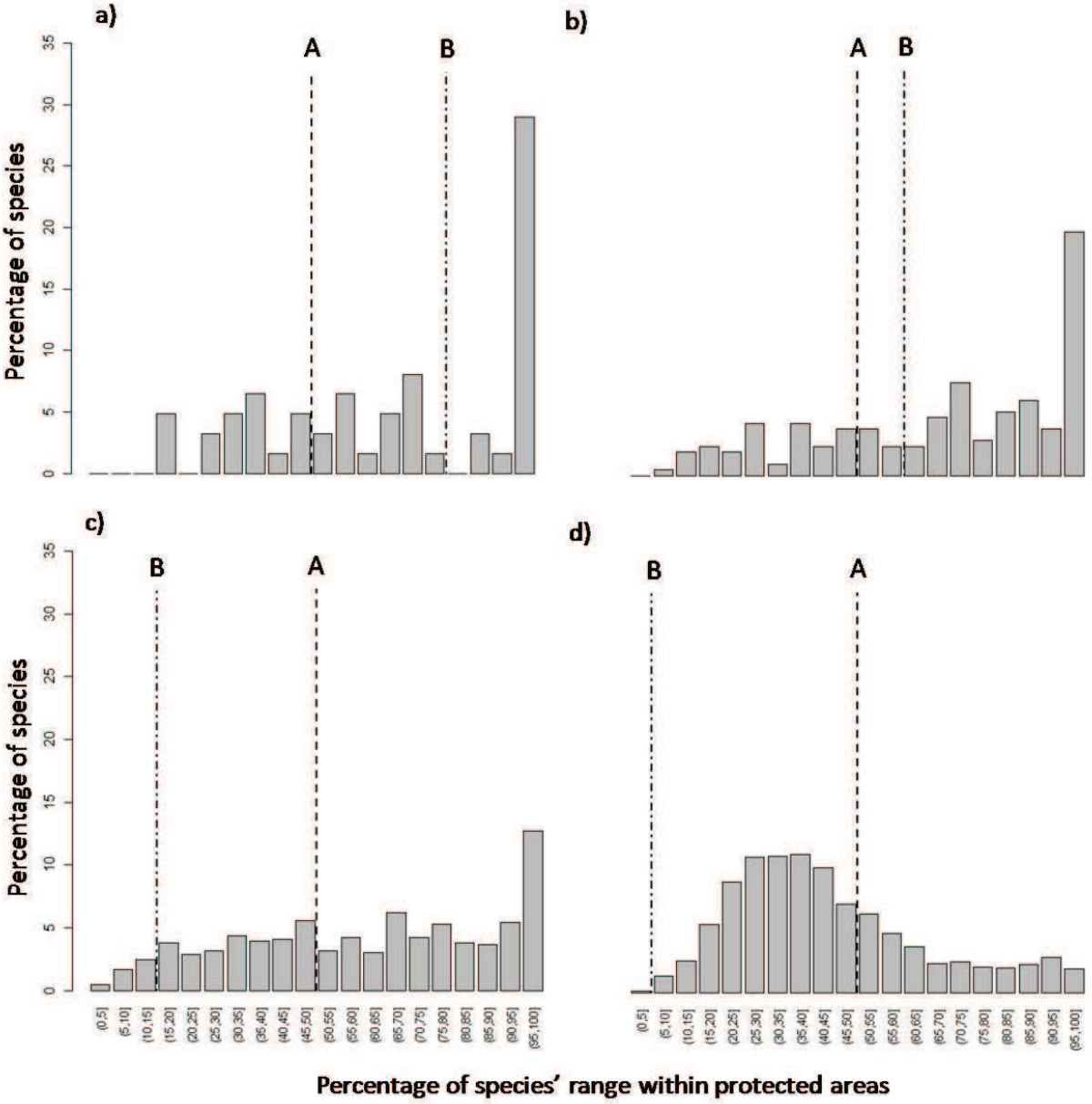

Figure 1 - Frequency distribution of species according to their degree of representation within the existing protected area system in the Languedoc Roussillon region of southern France, for each of the four species priority levels: a) level 1 (higher priority); b) level 2; c) level 3; d) level 4 (lower priority). The vertical lines correspond to the species representation targets in either scenario A or B; in each case, species to the left of the line are gaps, and species to the right are covered.

Priorities for expanding the existing reserve system

We found both similarities and differences in the spatial configuration of the highly irreplaceable areas for the expansion of the protected area network under the two scenarios considered. The similarities correspond to regions where there is spatial overlap between highly irreplaceable areas selected under both scenarios (Fig. 2, Table 2).

Table 2 - Spatial overlap for high irreplaceability sites in scenarios A and B and the control selection.

	% of total study region as highly irreplaceable	% overlap		
		Scenario A	**Scenario B**	**Control**
Scenario A	**3.0**	X	62	20
Scenario B	**4.3**	44	X	13
Control	**0.6**	98	90	X

A possible interpretation is that these regions are the highest priorities for the expansion of the protected area network, as they are robust to the set of targets considered. However, in our case study a large part of these similarities is explained by the use of a compactness constraint that favored the selection of spatially aggregated sites around existing protected areas. The effect of this constraint is clearly noticeable in the spatial arrangement of highly irreplaceable sites in the control scenario (Fig. 2). And indeed, the great majority of planning units selected in the control scenario are also highly irreplaceable in scenarios A and B (Table 2). We can thus assume that the irreplaceability of these planning units in scenarios A and B is more due to their spatial location (adjacent to existing protected areas) than to their species composition (for example, zone “w” in Fig. 2). However, this alone does not explain the high level of coincidence between highly irreplaceable sites in scenarios A and B. About half of highly irreplaceable planning units are selected by both scenarios (Table 2), including regions that are not highlighted in the control selection (e.g. zone “x” in Fig. 2). In these cases, it is likely that species composition is such that these sites are particularly suitable for the expansion of the protected area networks under both types of representation targets. Extremely rare species can explain some situations, as for a species with only one occurrence in the study area, the site where they occur will be highly irreplaceable under a representation target of 5%, 50% or 80%.

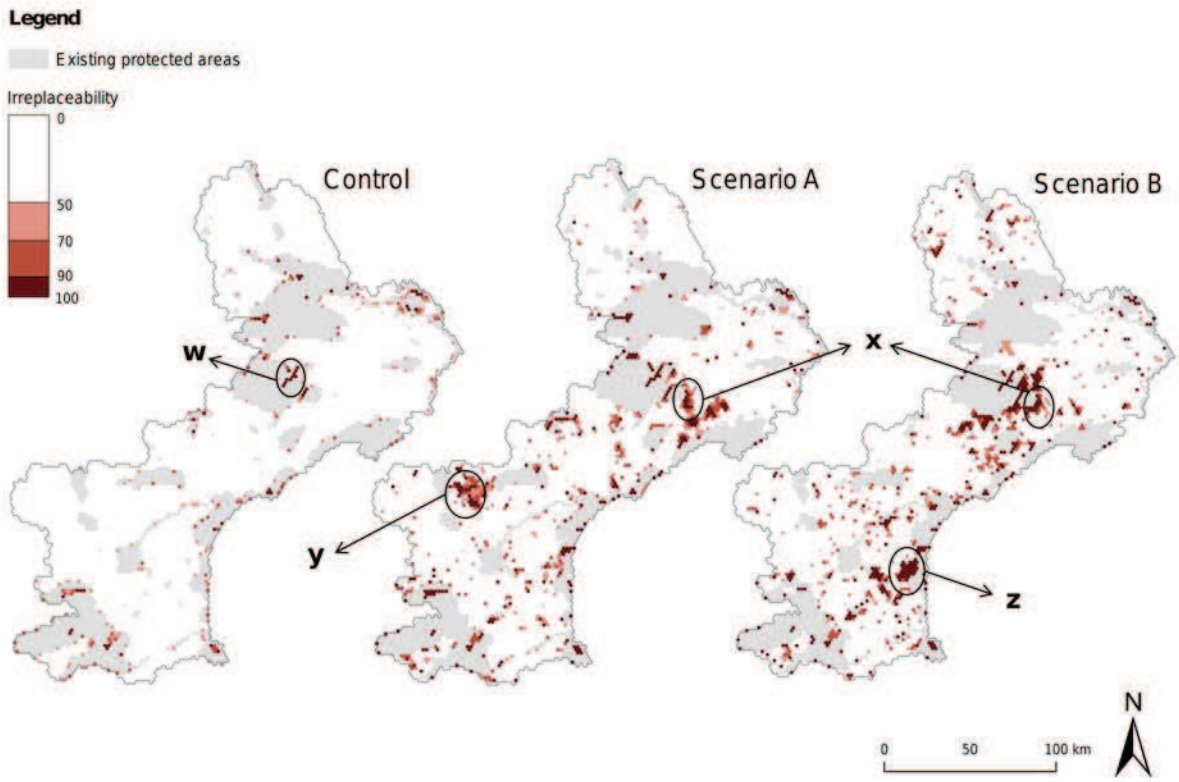

Figure 2 - Representation of irreplaceability values for each scenario: control, scenario A, scenario B. w- Highly irreplaceable region common to all scenarios including control; x- Highly irreplaceable region common to scenario A and B but not to control; y- Highly irreplaceable regions in scenario A but not in scenario B; z- Highly irreplaceable region in scenario B but not in scenario A.

We also found important differences in the spatial distribution of highly irreplaceable sites (Fig. 2), illustrating how the choice of different representation targets affects the spatial location of priority areas for expanding the existing protected area network. In our example, about half of the planning units that are highly irreplaceable in one scenario are not so in the other (Table 2; sites "y" and "z" in Fig. 2) and accordingly the Jaccard coefficient for the two scenarios is weak (J=0.34). These differences are likely a direct result of the different emphasis that each scenario puts on the representation of different sets of species. As discussed above, under scenario A (with a uniform representation target of 50%) the great part of gap species are low conservation interest ones, while under scenario B (differentiated targets) the gaps are mainly high conservation interest species. Drummond *et al.* (2009) also showed that an optimal solution differed in size and spatial configuration when using conservation goals favoring threatened or non threatened mammals.

Another interesting issue here is that there is typically more spatial flexibility in the choice of sites when aiming at meeting a representation target of 50% for mostly widespread

species, than for targets of 80% for mostly restricted-range species. This probably explains the higher similarity between the control selection and scenario A (J=0.20) than with scenario B (J= 0.13), as the more flexible set of solutions in the former is likely to result in a stronger sensitivity to the connectivity constraint. This could also explain why under scenario A the fraction of the total area highlighted as highly irreplaceable is smaller than in scenario B (Table 2). Differences in species composition within highly irreplaceable units in each scenario shed further light on the reasons for dissimilarities in the spatial patterns observed: highly irreplaceable planning units exclusive to scenario A have higher species richness for common species (levels 3 and 4; t=9, $p < 0.0001$) but lower species richness for priority species (levels 1 and 2) (t= -11.2, $p < 0.0001$) than highly irreplaceable sites exclusive to scenario B.

Overall, then, the definition of particular representation targets is likely to have a substantial impact on the areas identified as priorities for the expansion of an existing protected area network. Our study thus complements other work in different regional settings that illustrate an effect of target variation, on site selection. For example, Warman *et al.* (2004) detected a strong effect of conservation target on the irreplaceability value of individual sites and on the total area selected. Indeed, targets determine which biodiversity features become the focus of conservation priorities, and these features vary in their spatial distribution.

CONCLUSION

The move away from generalized surface area objectives for biodiversity conservation towards the elaboration of a set of explicitly defined conservation targets has become a major element in systematic conservation planning (Soule and Sanjayan, 1998; Pressey *et al.*, 2003; Solomon *et al.*, 2003; Segan *et al.*, 2010). Adapting this research to provide realistic targets in a regional context remains an important challenge in many areas (Carwardine *et al.*, 2009), and several model examples from different regions of the world illustrate the way forward here (*e.g.* Pressey et al. 2003).

Our study highlights the drawbacks associated with the use of conservation targets based on a uniform percentage of a feature's range. The later should be used only with caution and when biodiversity data are unavailable (Svancara *et al.*, 2005; Rondinini and Chiozza, 2010). Indeed, although such targets appear to be unbiased by treating all species equally, they put strong emphasis on the conservation of widespread features. Given that these are often species

or habitats of low conservation priority, use of this type of target may cause the misplacement of conservation investment. Instead, priorities associated with different biodiversity features should be assessed and used to define differential targets, the choice of which will depend both on the type of biodiversity goal and the data availability (Rondinini and Chiozza, 2010). Ideally, conservation planners should define representation targets to ensure long-term persistence of features, such as the minimum viable area or population size (Solomon *et al.*, 2003; Wiersma and Nudds, 2006). This requires detailed ecological knowledge (e.g. on demography, abundance, etc) and emphasizes the need for better knowledge of biodiversity dynamics. In practice, such data are often not available, or exist only for a small fraction of all species. However, given that targets can be defined individually, managers can integrate the available information on the best-known species and use coarser methods to differentiate amongst species. Here we have shown how a simple set of differential targets can be created, building on previous work on selecting priority species. An important point here is that the biodiversity most in need of protection from contemporary land-use change may often be poorly protected (Pressey *et al.*, 2002). Hence, setting conservation targets should integrate a criterion that assesses vulnerability and allows for prioritization of highly vulnerable species or habitats (*e.g.* Gauthier *et al.*, 2010).

Overall, our study has demonstrated that the definition of conservation targets is a crucial step in systematic conservation planning. Indeed, we found that it significantly affects the results and conclusions both in the assessment of the completeness of an existing reserve network and in creating a strategy for its expansion. We therefore recommend that future systematic conservation planning exercises pay particular attention to the definition and justification of the representation targets employed, to ensure that the results obtained are both appropriate and robust.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank James Molina and Frederic Andrieu at the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles;* Philippe Geniez and Marc Cheylan at the CEFE for providing us with data necessary to make this study. We are grateful to staff at the *Conservatoire des Espaces Naturels* and to all the naturalists who collected data on which this analysis was based. We thank Hugh Possingham and Marxan users for their help with creating the control scenario. This work was funded by the *Agence Nationale de la Recherche*

(contract 05-BDIV-014, ABIME), the EU (contract 226852, SCALES) and the Languedoc-Roussillon Regional Council.

LITERATURE CITED

Araujo M.B., Lobo J.M. and Moreno J.C., 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21, 6, 1423-1432.

Araujo M.B. and Williams P.H., 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96, 3, 331-345.

Ball I.R. and Possingham H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.

Bonn A. and Gaston K.J., 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14, 5, 1083-1100.

Brooks T.M., Bakarr M.I., Boucher T., Da Fonseca G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., Olivier S., Parrish J., Pressey R.L., Rodrigues A.S.L., Sechrest W., Stattersfield A., Strahm W. and Stuart S.N., 2004. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *Bioscience* 54, 12, 1081-1091.

Carvalho S.B., Brito J.C., Pressey R.L., Crespo E. and Possingham H.P. Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biological Conservation* 143, 2, 426-438.

Carwardine J., Klein C.J., Wilson K.A., Pressey R.L. and Possingham H.P., 2009. Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters* 2, 1, 3-10.

Chape S., Harrison J., Spalding M. and Lysenko I., 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360, 1454, 443-455.

Desmet P. and Cowling R., 2004. Using the species-area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecology and Society* 9, 2.

DREAL Languedoc-Roussillon, 2009. L'inventaire Znieff en Languedoc Roussillon.

Drummond S.P., Wilson K.A., Meijaard E., Watts M., Dennis R., Christy L. and Possingham H.P., 2009. Influence of a Threatened-Species Focus on Conservation Planning. *Conservation Biology* 24, 2, 441-449.

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.

Grand J., Cummings M.P., Rebelo T.G., Ricketts T.H. and Neel M.C., 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology Letters* 10, 5, 364-374.

Jenkins C.N. and Joppa L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142, 10, 2166-2174.

Justus J., Fuller T. and Sarkar S., 2008. Influence of representation targets on the total area of conservation-area networks. *Conservation Biology* 22, 3, 673-682.

Maiorano L., Falcucci A. and Boitani L., 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation* 133, 4, 455-473.

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

McNeely J.A. and Miller K.R., 1984. National Parks, Conservation, and Development: The Role of protected Areas in Sustaining Society, Smithsonian Institution Press, Washington, USA.

Nicholls A.O. and Margules C.R., 1993. An Upgraded Reserve Selection Algorithm. *Biological Conservation* 64, 2, 165-169.

Noss R., 1996. Protected Areas - how much is enough?, *National Parks and Protected Areas: their role in Environmental Protection*, Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts, USA.

Possingham H.P., Ball I.R. and Andelman S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks, in Ferson S. and Burgman M. (Eds), *Quantitative methods for conservation biology*, Springer-Verlag, New York, NY.

Powell G.V.N., Barborak J. and Rodriguez M., 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93, 1, 35-41.

Pressey R.L., 1994. Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conservation Biology* 8, 3, 662-668.

Pressey R.L., Cowling R.M. and Rouget M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 99-127.

Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vanewright R.I. and Williams P.H., 1993. Beyond Opportunism - Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 4, 124-128.

Pressey R.L. and Logan V.S., 1998. Size of selection units for future reserves and its influence on actual vs targeted representation of features: a case study in western New South Wales. *Biological Conservation* 85, 3, 305-319.

Pressey R.L., Whish G.L., Barrett T.W. and Watts M.E., 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation* 106, 1, 57-69.

Rodrigues A.S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. and Yan X., 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 12, 1092-1100.

Rodrigues A.S.L., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. and Yan X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 6983, 640-643.

Rodrigues A.S.L. and Gaston K.J., 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4, 6, 602-609.

Rodrigues A.S.L. and Gaston K.J., 2002. Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology* 16, 3, 674-682.

Rodrigues A.S.L., Gaston K.J. and Gregory R.D., 2000. Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267, 1446, 897-902.

Rondinini C. and Chiozza F., 2010. Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning. *Biological Conservation* 143, 7, 1646-1653.

Rondinini C., Stuart S. and Boitani L., 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conservation Biology* 19, 5, 1488-1497.

Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R.F., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'Erchia F., Edwards T.C., Uliman J. and Wright R.G., 1993. Gap analysis: a geographical approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123, 1-41.

Scott J.M., Davis F.W., McGhie R.G., Wright R.G., Groves C. and Estes J., 2001. Nature reserves, do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11, 999-1007.

Segan D.B., Carwardine J., Klein C., Grantham H. and Pressey R.L., 2010. Can we determine conservation priorities without clear objectives? *Biological Conservation* 143, 1, 2-4.

Sierra R., Campos F. and Chamberlin J., 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* 59, 2, 95-110.

Solomon M., Van Jaarsveld A.S., Biggs H.C. and Knight M.H., 2003. Conservation targets for viable species assemblages? *Biodiversity and Conservation* 12, 12, 2435-2441.

Soule M.E. and Sanjayan M.A., 1998. Ecology - Conservation targets: Do they help? *Science* 279, 5359, 2060-2061.

Stewart R.R., Ball I.R. and Possingham H.P., 2007. The effect of incremental reserve design and changing reservation goals on the long-term effliciency of reserve systems. *Conservation Biology* 21, 2, 346-354.

Stewart R.R. and Possingham H.P., 2005. Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling & Assessment* 10, 3, 203-213.

Stoms D.M., Davis F.W., Driese K.L., Cassidy K.M. and Murray M.P., 1998. Gap analysis of the vegetation of the Intermountain Semi-Desert ecoregion. *Great Basin Naturalist* 58, 3, 199-216.

Svancara L.K., Brannon R., Scott J.M., Groves C.R., Noss R.F. and Pressey R.L., 2005. Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs. *Bioscience* 55, 11, 989-995.

United Nations World Commission on Environment and Development, 1987. Our Common Future, Oxford University Press.

Van Teeffelen A.J.A., Cabeza M. and Moilanen A., 2006. Connectivity, probabilities and persistence: Comparing reserve selection strategies. *Biodiversity and Conservation* 15, 3, 899-919.

Vellak A., Tuvi E.L., Reier U., Kalamees R., Roosaluste E., Zobel M. and Partel M., 2009. Past and Present Effectiveness of Protected Areas for Conservation of Naturally and Anthropogenically Rare Plant Species. *Conservation Biology* 23, 3, 750-757.

Warman L.D., Sinclair A.R.E., Scudder G.G.E., Klinkenberg B. and Pressey R.L., 2004. Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: Case study from Southern British Columbia. *Conservation Biology* 18, 3, 655-666.

Wiersma Y.F. and Nudds T.D., 2006. Conservation targets for viable species assemblages in Canada: Are percentage targets appropriate? *Biodiversity and Conservation* 15, 14, 4555-4567.

Wright R.G., Maccracken J.G. and Hall J., 1994. An Ecological Evaluation of Proposed New Conservation Areas in Idaho - Evaluating Proposed Idaho National-Parks. *Conservation Biology* 8, 1, 207-216.

Chapitre 2

La planification de la conservation dans des paysages anthropisés: que faut-il protéger, où et comment?

Ruppert Vimal[1], Jocelyn Fonderflick[1], John D. Thompson[1], Pascal Pluvinet[1], Max Debussche[1], Marc Cheylan[1], Philippe Géniez[1], Raphael Mathevet[1], Antonin Acquarone[1], Jacques Lepart[1]

Article en cours de préparation

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

Résumé

La planification de la conservation nécessite d'identifier des aires prioritaires à conserver mais aussi de définir les stratégies adaptées pour chacune d'entre elles. Dans cet article, nous identifions l'habitat global de chacune des espèces remarquables présentes dans des sites d'intérêt écologique d'une région Méditerranéenne française afin de quantifier la distribution spatiale des enjeux sur l'ensemble de la région. Nous montrons par la suite comment la prise en compte de cette diversité d'enjeux dans la procédure de sélection d'aires prioritaires peut permettre de maximiser le retour sur investissement en termes d'objectifs de conservation atteints. Dans le cas de notre zone d'étude, une grande diversité d'habitats à enjeux est associée à chacun des sites d'intérêt écologique. 70% des sites contiennent plus d'un habitat et 15% en contiennent plus de trois. Les espèces associées à des milieux ouverts se répartissent dans 71 % des sites. Nous montrons que pour un investissement similaire, la prise en compte de cette diversité d'enjeux dans la procédure de sélection d'aires prioritaires permet de répartir l'effort de manière plus équilibré au regard notamment de l'importance de chacune des espèces et aboutit ainsi à une réseau de sites qui répond mieux aux objectifs prédéfinis. Ainsi la prise en compte de la diversité des enjeux de conservation dans le processus de planification peut non seulement permettre de quantifier la nature des efforts de gestion à mettre en oeuvre, mais aussi de maximiser le retour sur investissement. Dans cette région caractérisée par sa mosaïque paysagère, conserver la biodiversité suppose de dépasser le cadre des aires réglementaires pour gérer l'ensemble du territoire de manière durable.

Mots clés: biodiversité, planification régionale de la conservation, priorités pour la conservation, région Méditerranéenne, mosaïque de paysage

Abstract

Conservation planning requires both the identification of priority areas for conservation action and the definition of effective strategy to protect such sites. In this study, we used a regional inventory of sites of high ecological interest in the Mediterranean region of southern France to quantify the spatial distribution of the broad habitat of the present priority species. We then examined how the return on investment of priority selection in terms of the proportion of achieved targets varies whether the broad habitat of species is considered in the site selection procedure. In the study area, high priority sites are associated with a high diversity of broad habitat requirements. 70% of sites where they occur have more than one and up to six different habitats in which the species occur, with more than 15% of sites containing more than three different species' habitats. The great majority (71%) of inventoried sites contain open habitats which depend on continued human presence and activities. For an equivalent conservation investment, the number of achieved targets is higher and the investment for each species is more appropriate to their conservation interest when the different broad habitat types are considered separately. Conservation planning should integrate the multiple conservation issues at stake both to improve the return on investment and provide more effective management. A diversity of conservation action which goes beyond regulatory protective measures to integrate proactive management will be necessary for effective and sustainable biodiversity conservation in this mosaic human-dominated landscape.

Keywords: biodiversity, regional conservation planning, conservation priorities, Mediterranean region, landscape mosaic

---

Titre original: Conservation planning in human dominated landscapes: what, where and how to protect?

INTRODUCTION

Biodiversity conservation is undertaken in the face of social and economic constraints which require priority setting for the biodiversity features to protect and the selection of key areas for their conservation (Margules and Pressey, 2000). The burgeoning field of conservation priority setting has in this respect developed a wide ranging corpus of methods for identifying species of conservation importance (Partel *et al.*, 2005; Schmeller *et al.*, 2008; Gauthier *et al.*) and spatially explicit priority areas to complement currently existing protected areas (Pressey, 1994; Noss *et al.*, 2002). In addition, systematic conservation planning involves linking such priority selection methods to the definition of an effective strategy of conservation action (Margules and Pressey, 2000).

Many parts of the World have a long history of human presence which involves extensive low intensity land-use. Conservation strategy in terms of policy, priority and action must adapt to these human activities (Pullin *et al.*, 2009). The key issue here is that conservation occurs in a matrix of alternative land-uses with highly variable social and economic value whose contribution to conservation can greatly differ (Wilson *et al.*, 2010). In addition, in such "production" landscapes a range of differential threats may impinge on the conservation features of interest and thus greatly affect priority setting and conservation action (Pressey and Taffs, 2001; Rouget *et al.*, 2003).

The Mediterranean Basin provides a particularly illustrative example of this situation. Around the Mediterranean Basin, the contemporary landscape and its biodiversity have been greatly shaped by historical human land-use patterns that have developed over several millennia (Heywood, 1995; Cowling *et al.*, 1996; Lobo *et al.*, 2001). In this region, high levels of biodiversity occur in areas with a long history of traditional agriculture and pasture, forest and coppice activities, hunting and fishing and water resource management in wetlands (Blondel *et al.*, 2010). For conservation planning to be effective in this and other such regions, human presence and activities must be considered as an integral part of the system. Here, recent developments in priority setting for multiple actions to achieve conservation objectives which go beyond the consideration of a region as a binary landscape of conservation areas and production areas towards prioritizing investments in multiple conservation strategies across a variety of land uses are particularly interesting (Watts *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2010).

In this paper, our objective is to show how priority setting for the conservation of the broad habitat of species of high regional conservation interest requires conservation strategy for different goals within and across sites where they occur. To do so we used a regional inventory of sites of high ecological interest containing high priority plant and vertebrate species in the Mediterranean region of southern France. First, we identified for each species its broad habitat of occurrence. Second, we quantified for each site which habitats of the different species are present to identify the contribution of individual sites to different conservation issues. Third we assessed how the return on investment of priority selection varies when considering separately the different broad habitat of species in the site selection procedure.

METHODS

Study area

The Languedoc Roussillon region is an area of 27 376 Km² situated in southern France, covering most of the Mediterranean region west of the Rhône valley (Fig. 1). 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 and schist in the southern tip of the Massif Central and the south-eastern Pyrenees.

In the last 50 years profound modifications to the landscape of the region have occurred. First, extensive and rapid urbanization has occurred around towns and villages and seaside resorts have been developed on the coastal areas. Second, human population decline in rural areas has been accompanied by the abandonment of vineyards and grazing activity in many areas, changes which have set the scene for rapid natural reforestation of fields (IFEN, 2003).

Regional inventory

As part of the national inventory of zones of high ecological value in each region of France (*Zones Naturelles d'Intéret Ecologique Faunistique et Floristique* or *ZNIEFF)* a list of determinant species of conservation interest has been elaborated (INPN, 2006) and high diversity sites based on the presence of these species designated. Before publication this inventory is validated in each administrative region by a regional scientific council (*Conseil*

Scientifique Régional du Patrimoine Naturel). We used the inventory of these sites in the Languedoc-Roussillon region as a basis for our study.

To identify the list of determinant species, regional specialists weighted and noted each species of a given taxonomic group following a national system to define their conservation interest (DREAL, 2009). Two main criteria were used for this purpose. First, regional rarity was quantified as the number of distinct localities where a species has been recorded within the region (the fewer the localities the higher the score). Second, regional responsibility was quantified in relation to the number of other regions in France where the species occurs (the fewer the number of other regions where a species is present the higher the score). Additional criteria such as international and national protection status were also considered and a note of between 0 (low levels of regional rarity and responsibility) and 8 (high levels of rarity and responsibility) was attributed by the regional operator in charge of the inventory for each species in each taxonomic group. Species with a note between 2 and 8 for plants and between 3 and 8 for animals were selected as determinant species for the delimitation of high diversity sites.

For the purpose of this study we used taxonomic groups for which we had a reasonable knowledge of the regional distribution and abundance, namely 629 vascular plant species, and 112 vertebrates species (fishes, n = 14; reptiles, n = 8; amphibians, n = 6; birds, n = 61; mammals, n = 23). For more clarity in the results, hereafter “herptiles” refer to both amphibians and reptiles. We integrated 139 insect species (59 Coleopteridae, 19 Odonata, 30 Orthopteridea, and 31 Lepidoptera Rhopalocera) only in non spatial part of our analysis (Table 2), because marked spatial biases in sampling precluded their full inclusion in this study. Following the inventory of these species, 793 high diversity sites (16.8% of the surface of the study region) were designated by the regional inventory (Fig. 1). Only species which reproduce in a 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. Thus, here our purpose focuses only on a set of sites defined for their composition according to predefined species conservation interest. In a real world however, it is clear that other biodiversity surrogates would need to be accounting for.

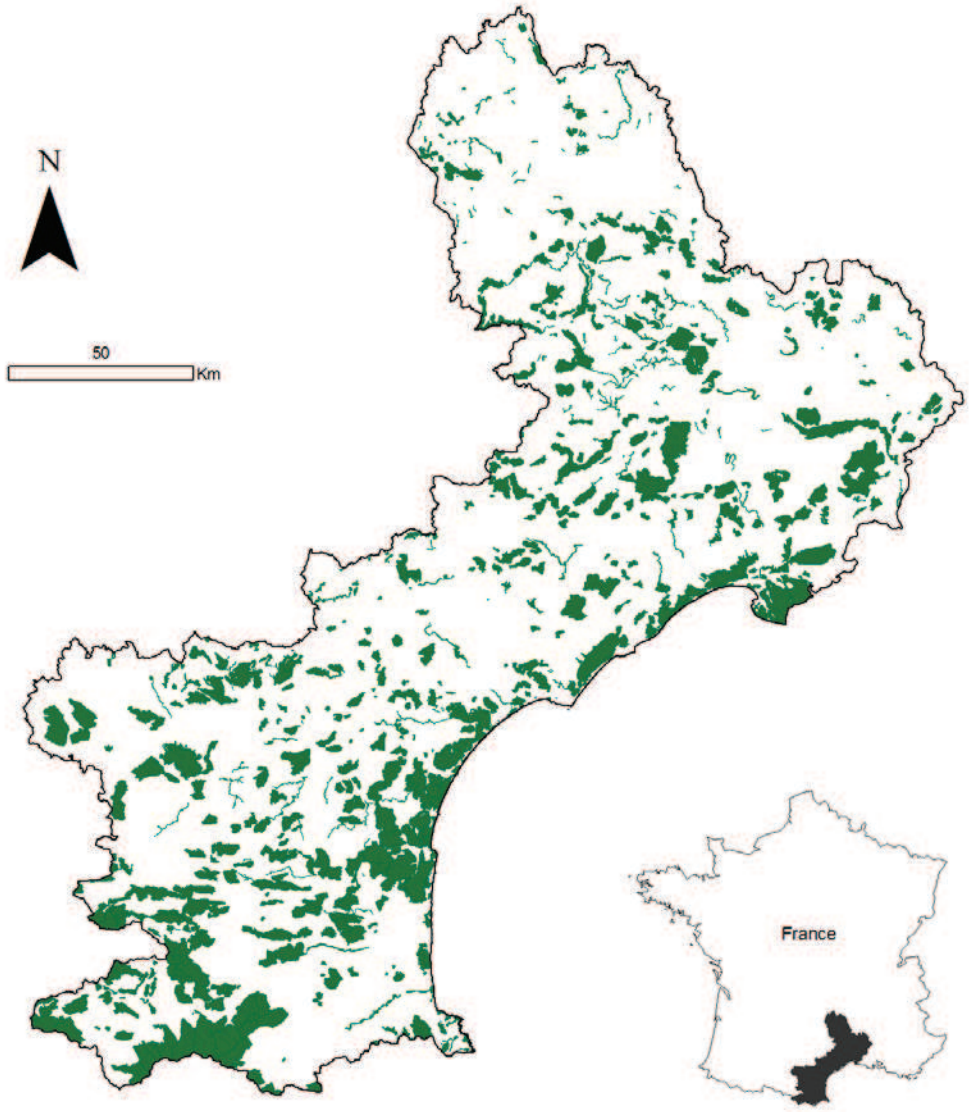

Figure 1 - The study region and the localities of the 793 sites identified as part of the national inventory of sites of high ecological interest.

Species broad habitat identification

For each species we determined its habitat with reference to the broad habitat in which it is considered to occur in the study area. For most animal species, the breeding habitat is similar to the foraging habitat (except for raptors and bats); hence, we used the former in our study. For plants, species are mostly associated with one particular broad habitat type; hence, only one habitat per species - the most frequent - was identified. In contrast, more than one broad habitat designation could be made for animal species (e.g. the greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum* can occur in villages and caves, golden eagle *Aquila chrysaetos*

can nest in either forest or rocky habitats in the study region). Seven broad habitat types were designated in this way.

(a) Coastal habitat: all salty environment *i.e.* dunes, maritime cliffs, brackish wetlands, lagoons, beaches and salty meadows.

(b) Forest habitat: all the forest types in the region (deciduous, evergreen, conifers, and mixed forest).

(c) Open habitat: includes open scrubland, maquis, garrigues, dry grassland, and wet meadows. Many of these are associated with traditional agricultural activities, mostly extensive pastoralism.

(d) Wetland habitat: peat bogs, springs, rivers, lakes, ponds, reed beds, temporary marshes and alluvial forests.

(e) Agricultural habitat: cultivated fields, vineyards, fallow lands, olive groves and orchards.

(f) Rocky habitat: cliffs, scree slopes, caves, snow or glaciers and rocks.

(g) Urban habitat: villages, towns and mountain and seaside resorts.

The classification and choice of these broad habitat types is based on their general ecological characteristics, human presence and overall conservation management for each of them. For these reasons, coastal habitats were kept distinct due to their specific human land use and vulnerability.

Species broad habitats present in each site

We first analyzed the number and proportion of species associated with each broad habitat type. Then we determined the species habitats present in each of the 793 sites. A habitat was considered as present in a given site if at least one species associated with the habitat was inventoried in the site. We did not directly use the Corine Land Cover database to identify which habitats are present in each site because our method allows a more precise definition of habitat requirements in a given site. For instance, some Corine Land Cover habitats may occur in a site without actually representing any conservation interest in terms of species present and some species occur in very small patches of habitat which the Corine Land Cover resolution would not identify as being present in a site.

In this part of the analysis we did not account for species which can potentially occur in more than one habitat *i.e.* 11 birds, 9 mammals, 4 herptiles. Consequently, the habitats present remained undetermined for 13 sites. We did not present the results for urban habitats since only two species were concerned (lesser kestrel *Falco naumanni* and lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros;* the other urban species as bats are also associated with other habitats and therefore not considered). For each habitat, we calculated the number of sites where they occur, the mean surface area of sites in which they occur, the mean number of associated species (across sites), and the mean number of sites in which species occur. We also calculated the mean number of habitats per site where a focal habitat occurs and the total mean number of species per site where the habitat occurs (*i*.e. including those in the other habitats in the sites where the focal habitat occurs). To quantify the degree of association of habitats in sites a correspondence analysis was carried out to produce a classification tree ("ward" method).

Priority for conservation actions

One aim of this study is to illustrate the difficulty of performing a typical gap analysis to identify gaps and define priorities for conservation in human dominated regions where different conservation management strategies are required even at an individual site level for a range of habitats and species. Following (Murdoch *et al.*, 2007), we thus calculated and compared the return on investment of two situations : (i) when priorities are defined for all species without considering their broad habitat, (ii) when the same conservation effort is made separately for species in each broad habitat.

We used the scoring procedure in the regional inventory to define four categories of species of conservation interest and differential target representation for each of them. We defined a conservation target as the minimum coverage of a species range to be included in priority areas. The four categories and associated targets are as follow:

Category A: species with a note = 7 or 8 (46 plants, 6 mammals, 10 birds, 4 herptiles and 2 fish species). A target of 90 % was adopted.

Category B: species with a note = 5 or 6 (78 plants, 10 mammals, 15 birds, 3 herptiles and 6 fish species). A target of 50 % was adopted.

Category C: species with a note = 3 or 4 (132 plants, 7 mammals, 36 birds, 7 herptiles and 6 fish species). A target of 20 % was adopted.

Category D: 373 plant species with a note = 2. A target of 5 % was adopted.

First, we defined priority sites for conservation without considering the broad habitat of each species. Analyses were performed using an adaptive annealing schedule in the "Marxan" software (Ball and Possingham, 2000; Possingham *et al.*, 2000). The cost of each site was equal to 1. We did not use the boundary length parameter. We computed the irreplaceability value of each site across the 100 solutions obtained. The irreplaceability of a planning unit reflects its relative importance in a network of protected areas with a predefined representation target (Pressey, 1994). Here, irreplaceability value for a given site is equal to the number of times in which the site is selected among the 100 potential solutions. Highest priority sites thus have an irreplaceability value equal to 100. We assume that each broad habitat type requires a particular management practice whose cost is equal to 1 and that in all the priority sites selected, conservation managers implement conservation actions for each broad habitat identified as present based on inventoried species presence in the site. Hence, the total cost associated with the management of a particular broad habitat in the selection of priority sites is equal to the number of sites where at least one species of this habitat type is present. For each broad habitat, these sites are referred to as "*W"* sites

Second, we ran Marxan separately for the species of each broad habitat. For each habitat, we obtained the minimum set of sites (referred to as "*X*") necessary to achieve a predefined target. In this procedure the irreplaceable sites are referred to as "*Y*".

Third, we ran Marxan separately for the species of each habitat using a cost threshold value ("COSTTHRESH" in Marxan) equal to the cost value calculated during the first step for each broad habitat. We set a decreasing species penalty factor ("SPF" in Marxan) from category A to category D species. Thus, with limited resources, the optimization procedure favors priority the species with the highest conservation interest. For each broad habitat we obtained a set of sites which we refer to as "*Z*." Note that for species of rocky habitats, forest and coastal habitats, the cost value (number of *W* sites) was greater than the minimum set (number of *X* sites) necessary to achieve the fixed target. Thus, for these habitats, we did not realize this third step and considered that *Z* sites are equivalent to the *X* sites.

We then compared the return on investment between the *W* and *Z* sites for each broad habitat and each species category as the number of species for which the predefined target is achieved and the average amount of the species distribution included. We also calculated the proportion of *X* sites which are similar to *W* sites and the proportion of *Y* sites which are similar to *W* sites.

RESULTS

Species and habitats

The conservation interest of the different broad habitat classes in the study region is associated with marked differences across taxonomic groups (Table 1). Whereas two-thirds of plant species occur in open and rocky habitats, wetlands are the most important habitat of herptiles (> 50%) and insects are more broadly distributed across open, wetland and forest habitats. Birds show a generally more uniform distribution across the broad habitat classes. Taxonomic groups are all fairly well represented in the coastal habitat (12 - 21% of species), except for mammals (only one species – the european free-tailed bat *Tadarida teniotis*). Forest and rocky habitats are both characterized by strong variation in the presence of different taxonomic groups with a marked affinity of mammals to these contrasting situations (Table 1). Although of relatively high conservation interest for mammals (especially bats), forest habitats contain only a small number of priority plant species. Agricultural land use is almost exclusively a habitat for birds and insects (Table 1). Few species are associated with an urban environment, primarily bats which can occur in roofs. Due to the high number of plant species in this study and the fact that these species occur to a large majority in open habitats, a total of 40% of species occur in open habitats (Table 1).

Table 1 - The percentage and numbers (in parentheses) of species in different taxonomic groups associated with the habitats present in the 793 sites of high ecological interest in the study region. Column percentages can sum to more than 100 because some species occur in more than one broad habitat class.

	Plant	Herptile	Bird	Mammal	Fish	Insect	Overall
Number of species	629	14	61	23	14	139	880
Mean number of species / site	7.4	1.4	3.3	2.2	1.5	-	-
Open	44 (275)	43 (6)	21 (13)	13 (3)	0 (0)	41 (57)	40 (354)
Coastal	15 (91)	21 (3)	21 (13)	4 (1)	0 (0)	12 (16)	14 (124)
Wetland	14 (85)	57 (8)	30 (18)	22 (5)	100 (14)	33 (46)	20 (176)
Forest	6 (42)	14 (2)	10 (6)	39 (9)	0 (0)	33 (46)	12 (105)
Rocky	20 (128)	7 (1)	16 (10)	43 (10)	0 (0)	5 (7)	18 (156)
Agricultural	1 (8)	0 (0)	18 (11)	0 (0)	0 (0)	16 (22)	5 (41)
Urban	0 (0)	7 (1)	3 (2)	26 (6)	0 (0)	4 (5)	2 (14)

552 (70%) sites contained more than one broad habitat and 138 sites (15%) contain at least 4 broad habitats (Fig. 2a). The habitats that tend to be associated with one another are open habitats with wetlands, forest or rocky habitats, forest with rocky habitats, and coastal habitats with agricultural habitats (Fig. 2b).

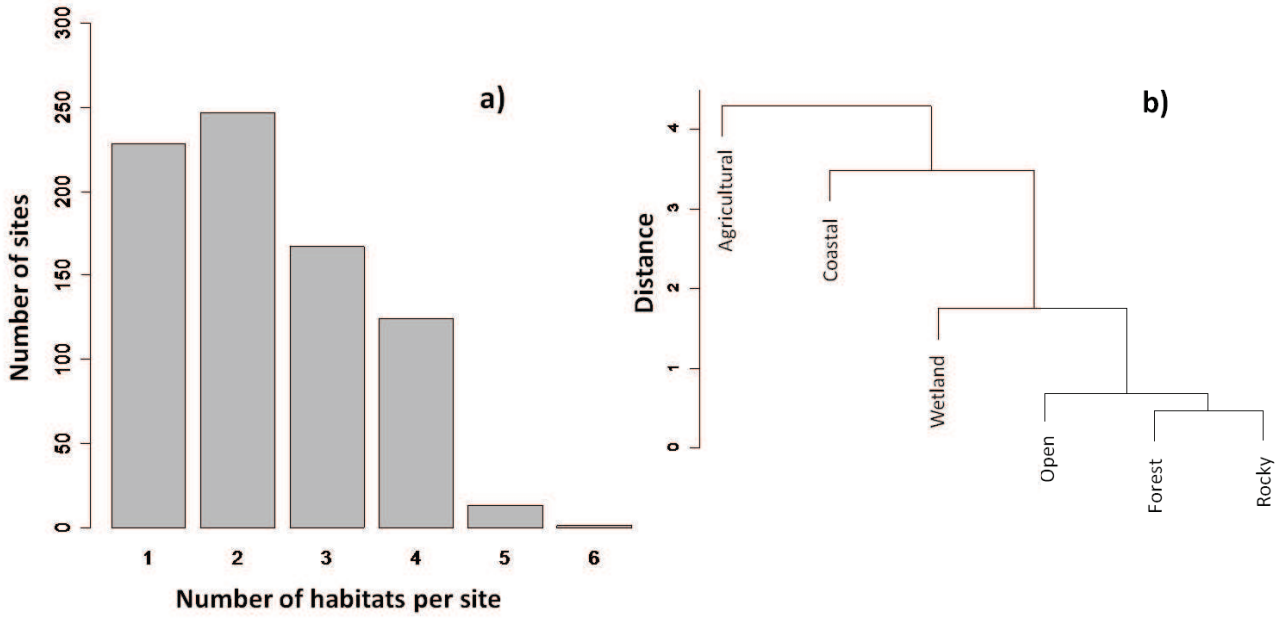

Figure 2 - Global habitat combinations with a) the frequency distribution of the number of habitats per site in each priority level b) the hierarchical classification of habitat types which shows the groups of most associated habitats in the 793 sites of conservation interest.

There is significant difference among habitats in terms of the mean number of species per habitat ($F = 29.1$, $p < 0.001$), the mean surface area of each habitat ($F = 5.5$, $p < 0.001$), and the mean number of habitats per site where a given habitat type occurs ($F = 15.9$, $p < 0.001$), but not for mean number of sites per species ($F = 1.1$, $p = 0.37$). 565 sites (71% of all sites) contain at least one open habitat species (Table 2). These sites are widely distributed across the region (Fig. 3) and their surface area is in the lower range of that observed in the different habitat types (Table 2).

The surface area of the 143 sites with coastal habitats and the 439 sites of wetland habitats is the smallest in the range for the presence of different habitat types. The mean number of coastal habitats species in a given site is relatively high (3.9 species). The number of sites with wetland habitats is relatively high (Table 2), no doubt because wetlands represents an inclusive term for a variety of habitats (rivers, marshes and temporary pools) which are widespread across the study region. Despite the low number of species associated

with the forest habitat (n = 51), the surface area of sites where forest habitat occurs is higher than that of other habitat types (Table 2). Sites with a forest habitat have the largest total mean number of species per site (13.1) and mean number of habitats per site (3.3) but a relatively low density of forest species (2.1 forest species per site). The localization of sites with forest habitat reflects the diversity of forest types occurring in this region: from the eastern and southern limits of the Pyrenees to the forests of the southern rim of the Massif Central and a smaller number of sites in more lowland areas of the Mediterranean climate region (Fig. 3). Due to their small number, few species associated with agricultural land are present in each site, but the total number of species per site where agricultural habitats occur is similar to that for sites based on other focal habitats (Table 3). The sites concerned are localized in the south western plain of the region, fairly close to the coast (Fig. 3).

Table 2 - The presence of each habitat in the 793 sites of ecological interest inventoried in the study region. The mean number of species refers to the mean number of species of the habitat in question per site and the mean number of habitats is the mean for sites where a given habitat class occurs.

Habitat	Number of species	Number of sites	Mean site surface area (ha)	Mean number of sites per species	Habitat mean number of species	Total mean number of species	Mean number of habitats per site
Open	284	565	686	7.8	3.9	9.6	2.7
Coastal	102	143	613	9.6	3.9	11.1	2.7
Wetland	124	439	622	9.6	2.7	9.8	2.7
Forest	51	235	970	9.9	2.1	13.1	3.3
Rocky	142	335	804	9.6	4.1	11.6	3.0
Agricultural	12	73	973	6.4	1.1	10.5	3.2
Undetermined	/	13	155	/	/	/	/
Total	741	793	591	8.9	3.4	7.9	/

Conservation priorities

The Z and W sites show marked difference in terms of the number of targets they achieved and of mean proportion of species distribution they covered for each habitat and species category (Table 3). The number of targets achieved in *Z* sites is maximal for all the species categories in coastal, forest and rocky habitats, for the category A and B for open habitat and for the category A for wetland habitat. The number of targets achieved in *W* sites is maximal only for the category D for coastal habitat.

Table 3 - Comparison of the return on investment when priorities are defined for all species without considering their broad habitat (*W* sites) and when the same conservation effort is realized separately for each broad habitat (*Z* sites).

Habitat	Species category	Number of targeted species	Number of target held in sites W	Mean proportion of each species distribution covered in sites W	Number of target held in sites Z	Mean proportion of each species distribution covered in sites Z
Open	D	160	146	48,3	125	33,8
	C	67	56	52,1	47	39,8
	B	30	18	54,4	30	65,2
	A	27	23	90,8	27	98,7
Coastal	D	24	24	49,5	24	57,0
	C	27	25	47,2	27	58,0
	B	22	16	62,0	22	70,8
	A	12	10	93,1	12	98,8
Wetland	D	58	51	44,3	44	33,0
	C	35	29	45,9	25	37,0
	B	22	12	52,8	17	52,3
	A	9	7	91,4	9	97,0
Forest	D	29	24	36,2	29	33,1
	C	16	15	50,9	16	36,6
	B	2	1	71,5	2	53,6
	A	4	4	100,1	4	100,0
Rocky	D	88	85	56,1	88	52,6
	C	27	26	61,7	27	58,5
	B	18	15	61,1	18	68,6
	A	9	6	85,4	9	97,2
Agricultural	D	3	2	36,1	1	8,3
	C	3	2	36,1	1	11,1
	B	3	1	24,1	1	20,4
	A	3	1	52,5	0	54,8
Overall	D	362	332	48,5	311	39,5
	C	175	153	51,1	143	44,2
	B	97	63	56,4	90	62,5
	A	64	51	89,3	61	96.3

For wetland and open habitats the number of achieved targets is higher in *Z* sites than in sites *W* for the species category A and B while it is the contrary for species categories C and D. Overall, the mean proportion of covered species distribution is significantly higher (student t tests not showed here) in sites *Z* for species category A and lower for categories C an D (the analysis habitat by habitat showed no significant difference except for categories C and D for open habitat and for category D for wetland habitat where the mean proportion of achieved targets per species is higher in *W* sites). The variance of the mean proportion of species distribution covered is significantly lower (F test not showed here) in *Z* sites for category A and B (it is also significantly lower for category A for each habitat except for forest and agricultural habitats, and for category B for open habitat). This shows that the conservation effort is better balanced through the set of species in sites *Z*.

The fact that the return on investments is higher in *W* sites than in *Z* sites for species associated with agricultural habitat can be explained by the presence of a single species of category A which is widely distributed.

Table 4 - Comparison of sites common to methods to define priorities without considering species broad habitat (*W* sites) and when t each broad habitat is considered independently (*Z* sites) for each habitat type.

	Open	Coastal	Wetland	Forest	Rocky	Agricultural	Overall
Number of sites W	169	55	129	83	116	24	201
Number of sites X	194	53	150	36	100	51	439
% of sites Z which are similar to the sites W	52	75,4	54,2	72,2	51	33,3	46,9
Number of sites Y/total number of sites where the habitat is present	16,3	25,17	12,5	8,9	13,4	8,2	26,6
% of sites Y which are similar to the sites W	92,4	97,2	92,7	95,2	88,9	100	91,5

The spatial distribution of the *W* and *Z* sites shows marked difference (Fig. 4). The similarity between sites *W* and *Z* is maximal for coastal and forest habitats (Table 4). Only 33,3% of the agricultural *Z* sites are similar to the *W* sites. The total number of sites necessary

to achieve all the predefined targets is about 439 when the different broad habitats are considered separately while it is about 365 when all the species are considered together. The total number of different *Z* sites is about 382 which is higher than the number of different sites W (201). The proportion of irreplaceable *Y* sites when considering separately each habitat is about 26.6% which is quite similar to the proportion of irreplaceable sites identified when considering all the habitats at the same time (25.3%). The proportion of *Y* sites is the lowest for forest and agricultural habitats. Overall 91.5% of the *Y* sites are similar to the sites *W*. All the agricultural *Y* sites are common to the list of *W* sites. At the contrary, 96 % of the *W* sites are also *Y* sites.

DISCUSSION

In this study, we show how characterization of the broad habitat requirements of species of regional conservation priority and their integration into a site selection procedure has two important ramifications for regional conservation planning. First, most sites of regional conservation interest contain more than one habitat and could thus require multiple conservation objectives. Second, in terms of a priority site selection procedure, consideration of the broad habitat requirements of the species could produce a more efficient return on investment and thus may be a more effective conservation strategy. In line with current thinking on the need to integrate a variety of land uses into spatial conservation planning (Klein *et al.*, 2009; Watts *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2010), the nature and the diversity of situations we describe have important implications for conservation management in heterogeneous landscapes where human activities are omnipresent.

Conservation in human dominated landscape mosaics

The monitoring of biodiversity at the level of habitats is becoming widespread in Europe (Lengyel *et al.*, 2008) and the characterization of a reference habitat for priority species draws attention to the importance of focusing on the habitat for the maintenance of biodiversity. Our aim has not been to provide a precise definition of necessary management actions but to quantitatively illustrate the diversity of conservation issues at stake based on the broad habitat where species occur and the co-occurrence of different habitats in individual sites. Here the broad habitat classes we used refer to general categories of habitat types and associated land use. Beyond the fact that this approach may enhance communication in planning and management (Hobbs and McIntyre, 2005), it is principally a mean to show that in human

dominated landscape, biodiversity conservation is directly linking to human activities and must consider the diversity of ecological systems and functions in association with very different socio-economic and cultural benefits, e.g. tourism, agricultural production and private land-use (Newburn *et al.*, 2005; Jackson and Gaston, 2008). A primary result of this study is the clear identification of the presence of several species habitats per site of high ecological interest; a total of 552 (70% of all sites) sites had species associated with more than one habitat type and more than 15% of sites had at least four habitat types. This localized habitat diversity testifies to the mosaic structure of the landscape in the region which is a fundamental element of biodiversity variation in space in the Mediterranean region (Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010). Conservation planning should therefore be developed not only to define appropriate management for each kind of habitat, but also to focus on the importance of the mosaic spatial structure of habitats in the landscape.

In our study region, most priority species (40%) occur in open habitat (primarily because of the large number of plant species) and consequently most of the sites (2/3) of ecological interest contain this kind of habitat. In the Mediterranean region, open habitat is considered as semi-natural and is in most areas intimately associated with traditional, low intensity human activity (mostly grazing). Sites contained in the regional inventory of high ecological interest that have a species associated with this habitat are widely distributed across the region (Fig. 3). This is illustrative of priority species in traditionally used agricultural areas such as meadows, dry grassland and garrigues, most of which are highly vulnerable to urbanization, infrastructures and tourism near the coast, agricultural intensification and abandonment of traditional activities in the back country.

In our study region we can distinguish three kinds of more or less intermingled situations with differing conservation issues. First, is the situation where biodiversity conservation is clearly confronted with strong socio-economic interests which vary in space and time. This is the case for different types of wetlands or coastal habitats and open garrigues habitats close to the coast and major towns in the lowlands which are threatened by water pollution, urbanization, and infrastructures. Although strict regulatory measures of reserves may be necessary here, they are not necessarily effective if their action is too spatially constrained. For example, the diffusion of nutrients (which can reduce water resources) can occur at a scale which goes well beyond individual reserves to affect the complex of lagoons in coastal areas. The purchase of large areas of coastal sites by the national coastal conservation agency is of primary importance here. Second, a situation where localized conservation plans may be

efficient to limit potential human negative impact is the case of the co-occurrence of forest and rocky habitats in upland areas which together assure the maintenance of many species of particular taxonomic groups. However, such threats are often naturally limited by topographic conditions which preclude their exploitation or frequentation. Third, is the case where biodiversity conservation cannot be based on strict protection measures of small areas but requires proactive management by woodcutting, grazing and burning of the mosaic landscape of open habitats, encroaching scrub and forest. This is particularly important for open (semi-natural habitats associated with traditional agriculture) and more intensive agricultural habitats. This situation illustrates that for a large number of sites, indeed the majority in our study region, it may not be necessary to designate a strict protection status but rather to set up efficient management strategies for the habitat they contain. The conservations plans in different Z.S.C. sites of the Natura 2000 network provide pertinent examples of the different management strategies required for these areas. A major issue here will be the maintenance of viable extensive pastoralism and other agricultural activities whose lack of viability in the last few decades has lead to their decline (Pullin *et al.*, 2009). The cost associated with the preservation of such habitats and species could thus be internalized and supported partly by the agricultural activities.

Priority sites for a differential conservation strategy

In our study region regions, prioritization of sites for conservation produces a set of conservation areas, which individually implicate different conservation objectives. An important issue this raises is that the cost of conservation management can be more or less high depending on the number of conservation objectives (*i.e.* species and their broad habitat types) which are present.

In our study we have shown that approximately all the irreplaceable sites selected when considering the habitats separately in the selection procedure are included in the selection of irreplaceable sites selected when considering all the habitats together. However, without consideration of species broad habitat requirements separately, a site manager may implement conservation action for all the biodiversity stakes present in its site or at least for the stakes he thinks himself important. In all the cases, this results in a poor return on investment at a regional scale. In our simplistic scenario where conservation actions would be implemented for the different species habitats present in all the sites selected as priority areas, we showed that for an equivalent conservation investment, a largely better return on investment could be

obtained. Overall, the number of achieved targets held can be higher if habitat types are considered separately and this may allow for a focus on species of high interest, and the investment for each species would be more appropriate to their conservation interest.

Here our aim was just to illustrate the problem of typical gap analysis in such regions and not to provide a framework for real implementation. One could say that the way we used to calculate the cost of conservation is highly simplistic. Indeed our analyses does not consider that the cost associated to the conservation of one site is not only due the management implemented and thus that in a real world, a better trade off could be obtained between high number of sites with low number of stakes and low number of sites with high number of stakes.

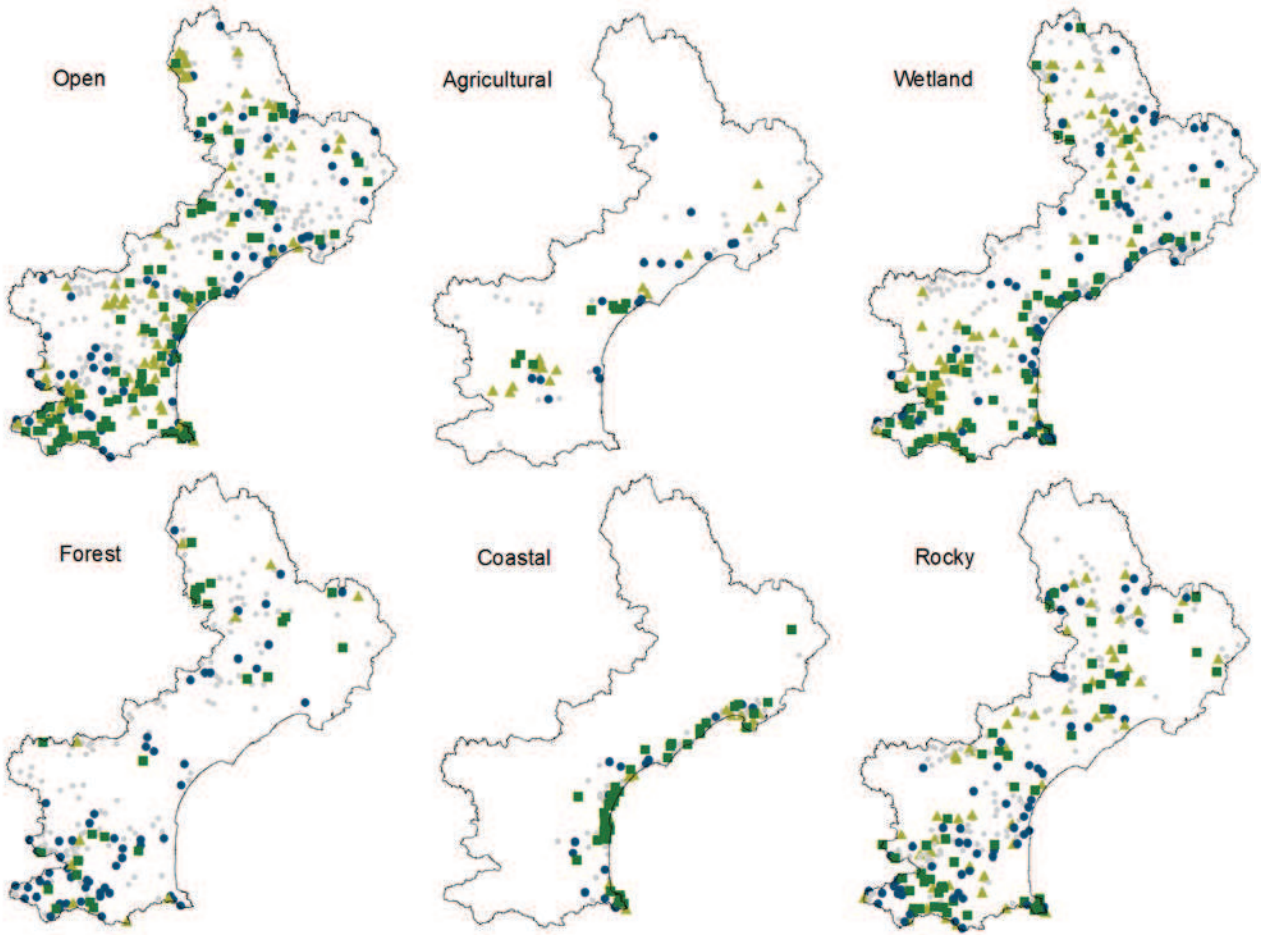

Figure 3 - Variation in the distribution of the sites for the different types of habitat: Grey point - unselected sites; Blue point - sites W; Yellow triangle - sites Z; Green square - sites common to W and Z.

CONCLUSION

The approach we adopt here integrates the potential variety of habitat types within a given site in order to correctly identify the differential contribution of individual sites to conservation objectives. We argue that the effective and sustainable management of what is ultimately an unprotected matrix should become a key element of conservation objectives in such regions where the mosaic structure of the landscape has evolved in close interaction with traditional human activities. A diversity of conservation actions, which go beyond regulatory protective measures to integrate proactive management, will be necessary for effective and sustainable biodiversity conservation in the mosaic human-dominated landscape of our study region. Priority site selection for conservation should integrate the multiple conservation issues at stake, even within individual sites both to quantify the nature of the conservation effort at regional scale and to improve the return on investment.

AKNOWLEDGEMENTS

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) and the Laguedoc-Roussillon regional Council. We are grateful to staff at the *Conservatoire des Espaces Naturels* and the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles* for their advice and access to data. We are particularly grateful to R. Prodon, P. Isenmann, F. Poitevin, J. Molina, F. Andrieu, P.J. Robert, H. Brustel, T. Lafranchis, X. Ruffray, S. Jaulin and S. Puissant for their help in the identification of the habitat of the species considered in this study.

LITERATURE CITED

Ball I.R. and Possingham H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.

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.

Cowling R.M., Rundel P.W., Lamont B.B., Arroyo M.K. and Arianoutsou M., 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. Trends in Ecology and Evolution 11, 362-366.

DREAL Languedoc-Roussillon, 2009. L'inventaire Znieff en Languedoc Roussillon.

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.

Heywood V.H., 1995. The mediterranean flora in the context of world biodiversity. Ecologia Méditerranea 21, 11-18.

Hobbs R.J. and McIntyre S., 2005. Categorizing Australian landscapes as an aid to assessing the generality of landscape management guidelines. Global Ecology and Biogeography 14, 1, 1-15.

IFEN, 2003. L'environnement en Languedoc Roussillon, IFEN, Orléans, France.

INPN, 2006. L'inventaire Znieff. Paris.

Jackson S.F. and Gaston K.J., 2008. Incorporating private lands in conservation planning: protected areas in Britain. Ecological Applications 18, 1050-1060.

Klein C., Steinback C., Watts M., Scholz A. and Possingham H., 2009. Spatial marine zoning for fisheries and conservation. Frontiers in Ecology and the Environment doi:10.1890/090047.

Lengyel S., Kobler A., Kutnar L., Framstad E., Henry P.Y., Babij V., Gruber B., Schmeller D. and Henle K., 2008. A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. Biodiversity and Conservation 17, 14, 3341-3356.

Lobo J.M., Lumaret J.-P. and Jay-Robert P., 2001. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblages in the Regional Natural Park of the Camargue (France). Diversity and Distribution 7, 257-270.

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

Murdoch W., Polasky S., Wilson K.A., Possingham H.P., Kareiva P. and Shaw R., 2007. Maximizing return on investment in conservation. Biological Conservation 139, 375-388.

Newburn D., Reed S., Berck P. and Merenlender A.M., 2005. Economics and land-use change in prioritizing private land conservation. Conservation Biology 19, 1411-1420.

Noss R.F., Carroll C., Vance-Borland K. and Wuerthner G., 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. Conservation Biology 16, 4, 895-908.

Partel M., Kalamees R., Reier U., Tuvi E.L., Roosaluste E., Vellak A. and Zobel M., 2005. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. Biological Conservation 123, 3, 271-278.

Possingham H.P., Ball I.R. and Andelman S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks, in Ferson S. and Burgman M. (Eds), Quantitative methods for conservation biology, Springer-Verlag, New York, NY.

Pressey R.L., 1994. Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. Conservation Biology 8, 3, 662-668.

Pressey R.L. and Taffs K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. Biological Conservation 100, 3, 355-376.

Pullin A.S., Baldi A., Can O.E., Dieterich M., Kati V., Livoreil B., Lovei G., Mihok B., Nevin O., Selva N. and Sousa-Pinto I., 2009. Conservation Focus on Europe: Major Conservation Policy Issues That Need to Be Informed by Conservation Science. Conservation Biology 23, 4, 818-824.

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.

Schmeller D., Bauch B., Gruber B., Juskaitis R., Budrys E., Babij V., Lanno K., Sammul M., Varga Z. and Henle K., 2008. Determination of conservation priorities in regions with multiple political jurisdictions. Biodiversity and Conservation 17, 14, 3623-3630.

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

Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.S., Klein C.J., Wilson K., Steinback C., Lourival R., Kircher L. and Possingham H.P., 2009. Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. Environmental Modelling & Software 24, 12, 1513-1521.

Wilson K.A., Meijaard E., Drummond S.P., Grantham H., Boitani L., Catullo G., Christie L., Dennis R., Dutton I., Falcucci A., Maiorano L., Possingham H., Rondinini C., Turner W.R., Venter O. and Watts M., 2010. Conserving biodiversity in production landscapes. Ecological Applications In press.

Chapitre 3

Le réseau Natura 2000: quelle responsabilité pour quelle intégration?

Ruppert Vimal[1], Raphaël Mathevet[1], John D. Thompson[1]

Article en cours de préparation

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

Résumé

Le réseau Natura 2000 est l'effort de conservation de la biodiversité le plus important à l'échelle du territoire Européen. La désignation des sites et les mesures de gestion qui y sont associées se basent exclusivement sur des listes d'espèces et d'habitats dits « d'intérêt communautaire ». Il est donc urgent d'évaluer les potentialités de complémentarités entre le réseau Natura 2000 et les politiques de conservation définies sur la base d'autres enjeux, plus locaux. Dans cet article, nous analysons la responsabilité du réseau Natura 2000 au regard d'enjeux de conservation identifiés au niveau de la région Languedoc-Rousillon dans le sud de la France. Alors que le réseau réglementaire semble très lacunaire avec, à titre d'exemple, la moitié de la flore totalement absente (299 espèces), le réseau Natura 2000, représentant 30% du territoire régional, couvre une bonne part des enjeux (« seules » 32 espèces sont totalement absentes du réseau composé des sites réglementaires et Natura 2000). Sur la base de ce constat, nous proposons d'identifier les aires prioritaires pour la conservation en privilégiant avant tout les espaces déjà couverts par le réseau Natura 2000. Territoire d'animation et de médiation entre les acteurs, le réseau Natura 2000 pose en effet les bases indispensables à la recherche de la complementarité des politiques publiques et d'une réelle intégration.

Mots clés: Natura 2000, complémentarité, responsabilité, Sites d'Intérêt Communautaire

Abstract

The Natura 2000 network represents the most important effort undertaken to preserve biodiversity on the European scale. The sites designation process which comprises management measures is exclusively based on a list of species and habitats of "community interest". There is thus an urgent need to assess the potential complementarities between Natura 2000 and other nature conservation policy instruments which address more local issues. In this study, we analyse the importance of Natura 2000 regarding conservation issues pointed out at the regional level in the southern France's Languedoc-Roussillon region. A conservation gap exists if we only consider protected areas under regulatory approach, with, for instance, half of the flora being absent from the sites (299 species). The Natura 2000 network, which accounts for 30 % of the region's surface area, meets quite well the conservation issues, with only 32 plant species absent from both Natura 2000 and regulatory sites. With this in mind, we propose to identify priority conservation areas by favoring already designated Natura 2000 sites. As a territory of animation and stakeholder mediation, the Natura 2000 network can indeed lay the foundation for the quest for complementarity of public policies and real integration.

Keywords: Natura 2000, complementarty, responsability, Sites of Comunity Interest

De nombreuses études ont montré que les stratégies d'aires protégées sont insuffisantes pour répondre aux enjeux de biodiversité (Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004). Les scientifiques soulignent par ailleurs que bien souvent le choix des sites à conserver s'est fait de manière *ad hoc* sur la base de critères peu explicites et privilégiant des zones à faibles enjeux de développement socio-économique (Pressey, 1994; Scott *et al.*, 2001). Créé en 1992, le réseau Natura 2000 (N2000) a pour objectif de préserver la biodiversité dans les territoires ruraux et représente ainsi une opportunité pour concilier conservation de la biodiversité et maintien des activités humaines (Miller et Kettunen, 2005; Marty et Lepart, 2009). Les sites « d'intérêt communautaire » appartenant au réseau N2000 sont désignés sur la base de listes d'espèces et d'habitats issus de deux directives communément appelées directive « oiseaux » et directive « habitats » (http://ec.europa.eu/environment/nature/ natura2000/). Couvrant plus de 10% du territoire, il est de loin le projet Européen le plus ambitieux en matière de conservation de la nature (Maiorano *et al.*, 2007 ; Watzold *et al.*, 2010). Mais si le réseau est basé sur une méthodologie clairement définie visant la protection d'enjeux prioritaires au niveau européen, il s'agit maintenant d'analyser sa complémentarité avec les dispositifs déjà existants pour prendre en compte des enjeux de conservation identifiés à d'autres niveaux d'organisation. Ici nous proposons d'évaluer comment le réseau N2000 peut être complémentaire du réseau d'aires protégées français en terme de représentativité des enjeux de biodiversité définis au niveau de la région Languedoc Roussillon.

Pour cela, nous utilisons l'inventaire des Zones d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) qui se base sur la présence d'espèces dites déterminantes (INPN, 2006) hiérarchisées, dans le cadre de la région considérée, en fonction de leur rareté et de la responsabilité de la région au vu de leur effectif. Nous traitons ici des espèces appartenant aux groupes taxonomiques pour lesquels la connaissance est la plus complète à savoir les plantes (phanérogames), les mammifères, les oiseaux, les reptiles, les amphibiens et les poissons. Les espèces N2000[1], qui font toutes parties de l'inventaire ZNIEFF, n'ont évidemment pas été prises en compte. Le réseau de sites réglementaires considérés dans le cadre de cette étude est constitué des réserves naturelles régionales et nationales, des réserves biologiques, du cœur du Parc national des Cévennes, des arrêtés de protection de biotope et des terrains acquis par le conservatoire du littoral. Seules les zones N2000[2] qui ne se superposent pas à ces zonages

[1] Pour les groupes taxonomiques considérés, on compte 87 espèces d'après l'INPN.

[2] Le réseau Natura 2000 est composé des Zones Spéciales de Conservation (ZSC) identifiées sur la base des listes de la directive « habitat » et des Zones de Protection Spéciale (ZPS), identifiées sur la base des lites de la

sont considérées en tant que telles. Dans un premier temps, nous évaluons la responsabilité des sites N2000 au vu du nombre d'espèces de plantes et de vertébrés qui y sont présentes[1]. Par la suite, nous analysons quantitativement comment le réseau N2000 complète le réseau d'aires protégées pour chacun des groupes taxonomiques. Pour cela, au regard de la hiérarchisation réalisée dans le cadre de l'inventaire ZNIEFF, nous avons regroupé les espèces en quatre classes et considéré que le réseau global doit atteindre pour chacune d'entre elles, un objectif croissant en terme de représentativité de leur distribution[2]. Enfin, nous identifions, à l'intérieur du réseau N2000, les ZNIEFF prioritaires pour atteindre les objectifs considérés.

Alors que le réseau de sites réglementaires couvre 4.4% du territoire, le réseau N2000 s'étend sur 28.8% de surfaces supplémentaires (notons que 98% de la surface des sites réglementaires est inclus dans le réseau N2000). Ainsi seule 14.7% de la surface des ZNIEFF est inclue dans les sites réglementaires alors que ce chiffre s'élève à 79.6% en considérant le réseau N2000.

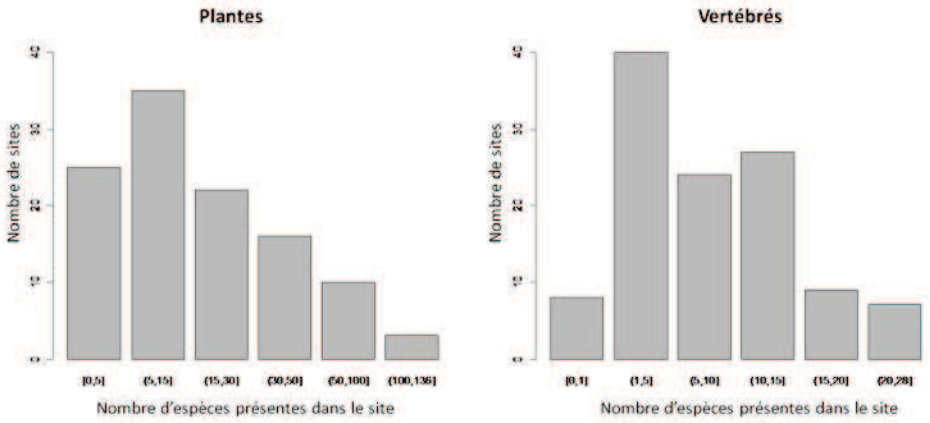

Figure 1 - Nombre d'espèces de plantes et de vertébrés présentes dans les sites N2000

---

directive « oiseaux ».

[1] Une ZNIEFF (et les espèces qui y sont associées) est considérée présente dans un site si plus de 20% de sa surface y est représenté.

[2] Objectifs fixés en termes de pourcentage de la distribution de l'espèce (nombre de ZNIEFF où elle est présente) qui doit être inclus soit dans un site réglementaire soit un site N2000 :

90% 45 plantes, 5 mammifères, 9 oiseaux, 3 reptiles/amphibiens, 2 poissons

60% 73 plantes, 7 mammifères, 11 oiseaux, 2 reptiles/amphibiens, 6 poissons

30% 132 plantes, 2 mammifères, 30 oiseaux, 5 reptiles/amphibiens, 6 poissons

10% 362 plantes

La Figure 1 montre la très forte responsabilité des sites N2000 en matière d'enjeux régionaux. En effet, certains sites peuvent abriter jusqu'à plus de 30 espèces de plantes (un des sites contient même 128 espèces !) et plus de 10 vertébrés inventoriés dans le cadre du dispositif ZNIEFF. Le tableau 2 montre que les sites réglementaires ne couvrent qu'un échantillon partiel des enjeux. En effet, aucune espèce de poisson, de reptile/amphibien et de mammifère n'est suffisamment prise en compte au regard des objectifs que nous avons fixé ici. De manière globale, 41 des espèces les plus prioritaires au vue de la hiérarchisation réalisée dans le cadre de l'inventaire ZNIEFF sont totalement absentes du réseau de sites. On note par ailleurs que 11 espèces de poissons sur 14 et près de la moitié des plantes sont totalement absentes du réseau de sites. Si l'on considère le réseau N2000 cependant, seulement une espèce d'amphibien ou reptile, une espèce de mammifère et 32 espèces plantes ne sont pas du tout représentées. Notons cependant que l'espèce d'amphibien ou reptile et l'espèce de mammifère sont parmi les espèces les plus prioritaires.

Tableau 1 - Analyse des lacunes du réseau de sites réglementaires et évaluation de la complémentarité du réseau N2000

		Protection réglementaire		Protection réglementaire + N2000	
Taxons	**Nombre d'espèces**	**total-gap species**	**partial-gap species**	**total-gap species**	**partial-gap species**
Plantes	612 (45)	299 (31)	102 (10)	32 (3)	29 (15)
Mammifères	14 (5)	3 (2)	11 (3)	1 (1)	3 (2)
Oiseaux	50 (9)	10 (4)	34 (5)	0 (0)	3 (3)
Reptiles/Amphibiens	10 (3)	4 (2)	6 (1)	1 (1)	2 (2)
Poissons	14 (2)	11 (2)	3 (0)	0 (0)	1 (0)

Les espèces « total-gap » sont des espèces qui ne sont jamais présentes dans le réseau considéré. Les espèces « partial-gap » sont des espèces qui ne sont pas suffisamment représentées dans le réseau considéré au regard des objectifs fixés. Le chiffre entre parenthèse correspond aux espèces pour qui sont les plus importantes pour la région et pour lesquelles nous avons fixé un objectif de représentation de leur distribution à 90%.

Le réseau N2000 permet donc de couvrir une proportion importante d'enjeux régionaux. Cependant étant donnée la surface qu'il couvre et du fait des moyens limités attribués à la conservation de la biodiversité (Ando *et al.*, 1998), l'enjeu est d'identifier quelles sont les ZNIEFF à l'intérieur de ce réseau, qui nécessiteraient en priorité une attention particulière au-delà des enjeux européens. En effet, si de nombreuses espèces sont présentes dans chaque

site, ceux-ci n'ont pas tous la même importance au regard des objectifs que nous avons fixés. A l'aide d'un algorithme (« Marxan », Ball et Possingham, 2000; Possingham *et al.*, 2000) qui permet de choisir la combinaison de sites la plus optimale, nous avons identifié, au sein du réseau N2000 exclusivement[1], les ZNIEFF qui sont irremplaçables (elles sont sélectionnées quelque soit la combinaison) pour atteindre les objectifs fixés. Il est important de noter que ces sites ne sont pas forcément les plus riches mais plutôt les plus complémentaires du réseau réglementaire (Williams *et al.*, 1996). Certains sites très riches peuvent en effet contenir des espèces qui sont toutes suffisamment représentées dans le réseau de sites protégés alors que d'autres peuvent contenir très peu d'espèces mais rares et totalement absentes des sites protégés. Ainsi nous pouvons identifier comme irremplaçables 60% de ZNIEFF présentes dans les zones N2000.

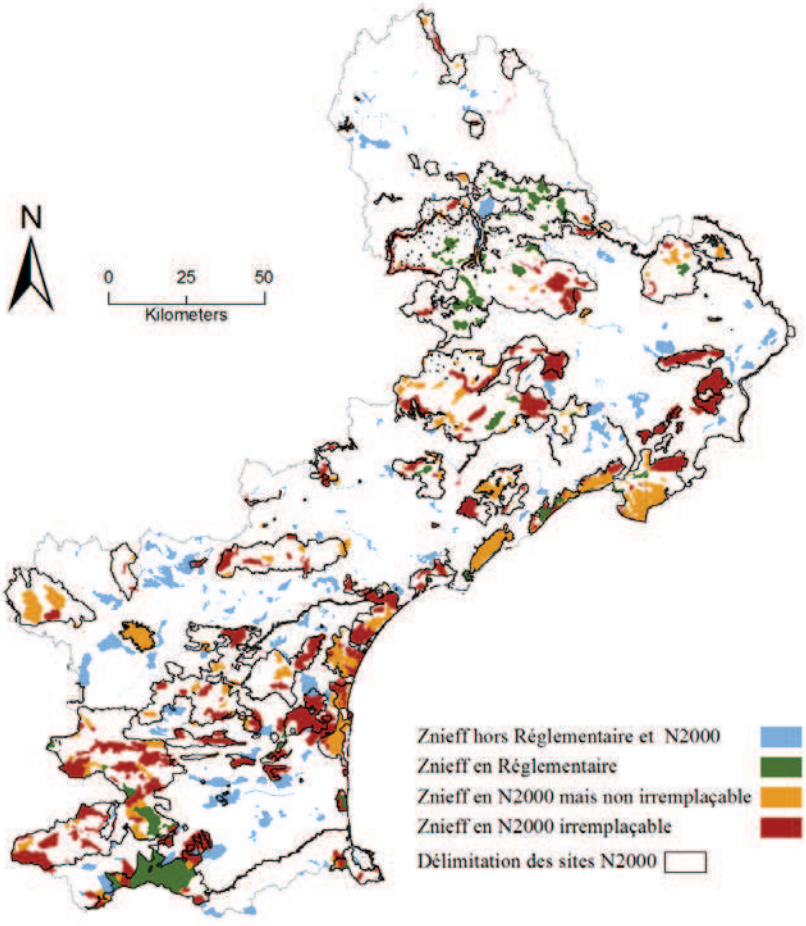

Figure 2. Identification de ZNIEFF prioritaires au sein du réseau N2000 pour compléter le réseau de sites réglementaires

[1] Techniquement cela se traduit par le fait que nous contraignons l'analyse au réseau Natura 2000 de sorte qu'une ZNIEFF en dehors du réseau ne peut être sélectionnée.

Ici notre démarche ne consiste donc pas à évaluer si le réseau N2000 a été délimité de manière optimale au vue des enjeux régionaux (voir pour cela Dimitrakopoulos *et al.*, 2004; Araujo *et al.*, 2007 ; Maiorano *et al.*, 2007). Nous voulons plutôt illustrer son importance au regard notamment de la surface qu'il couvre et ainsi identifier des zones à enjeux en priorité au sein de ce réseau. En réalité, il est probable que des solutions plus optimales en terme de surface puissent être identifiées en considérant aussi les ZNIEFF en dehors du réseau mais la méthode utilisée ici se base sur l'idée qu'il vaut mieux hiérarchiser les actions de conservation à l'intérieur du réseau déjà constitué. Bien évidemment une telle analyse nécessite par la suite d'être discutée à dire d'experts. Il va de soi d'ailleurs que la protection d'autres ZNIEFF est nécessaire au regard des objectifs considérés puisque certaines espèces sont insuffisamment présentes voire absentes du réseau.

Ainsi nous mettons en exergue l'enjeu de la complémentarité des politiques publiques et le besoin de faire en sorte que le réseau N2000 prenne en compte d'autres enjeux que les seuls espèces et habitats reconnus d'intérêt communautaire. Au-delà de la présence d'une espèce dans un site, on peut distinguer deux cas de figure qui soulèvent des enjeux différents. Le premier concerne les situations où l'espèce ZNIEFF nécessite des mesures de gestion similaires à celles qui sont mises en œuvre pour les enjeux qui ont justifié la délimitation du site N2000. Les travaux en cours de Vincent Bretagnolle (CNRS de Chizé) montrent par exemple que des mesures agri-environnementales mises en place pour l'outarde canepetière peuvent avoir des effets positifs sur d'autres espèces (communication personnelle). De ce point de vue, il serait par ailleurs utile d'évaluer combien d'espèces ZNIEFF sont affiliés aux habitats d'intérêt communautaire. Le second cas de figure concerne les situations où les mesures proposées pour un site ne permettent pas de prendre en compte les espèces ZNIEFF. A ce propos, il convient de préciser ici qu'en milieu méditerranéen, il est probable que ce cas soit plus fréquent qu'ailleurs. En effet l'hétérogénéité des paysages et la mosaïque qui les caractérisent entraine une forte diversité d'habitats et d'enjeux de conservation que ce soit à l'échelle d'un site N2000 ou d'une ZNIEFF (voir chapitre 2).

Aujourd'hui, le dispositif N2000 tel qu'il est conçu en France, ne garantit pas la prise en considération de ces enjeux ni même leur évaluation. C'est alors localement que se dessine cette intégration au regard des moyens financiers, du temps mais aussi des compétences des opérateurs chargés de la gestion de chacun des sites. Pourtant le réseau N2000 constitue en quelque sorte un capital social (Pretty, 2003) qui a nécessité un travail considérable

d'animation, de médiation, auprès des acteurs du territoire (Alphandery et Fortier, 2001 ; Hiedanpaa, 2002) et qui offre largement la possibilité, au delà des enjeux ciblés d'élargir, le débat à des normes bien plus globales de durabilité.

LITTERATURE CITEE

Alphandery P. et Fortier A., 2001. Can a territorial policy be based on science alone? The system for creating the Natura 2000 network in France. *Sociologia Ruralis* 41, 3, 311-+.

Ando A., Camm J., Polasky S. et Solow A., 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279, 5359, 2126-2128.

Araujo M.B., Lobo J.M. et Moreno J.C., 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21, 6, 1423-1432.

Ball I.R. et Possingham H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.

Brooks T.M., Bakarr M.I., Boucher T., Da Fonseca G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., Olivier S., Parrish J., Pressey R.L., Rodrigues A.S.L., Sechrest W., Stattersfield A., Strahm W. et Stuart S.N., 2004. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *Bioscience* 54, 12, 1081-1091.

Dimitrakopoulos P.G., Memtsas D. et Troumbis A.Y., 2004. Questioning the effectiveness of the Natura 2000 Special Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecology and Biogeography* 13, 3, 199-207.

Hiedanpaa J., 2002. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland. *Landscape and Urban Planning* 61, 2-4, 113-123.

INPN, 2006. L'inventaire Znieff. Paris.

Maiorano L., Falcucci A., Garton E.O. et Boitani L., 2007. Contribution of the natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conservation Biology* 21, 6, 1433-1444.

Marty M. et Lepart J., 2009. Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour* 84, 3, URL : http://geocarrefour.revues.org/.

Miller C. et Kettunen M., 2005. *Financing Natura 2000: guidance handbook*, European Commission-General Directorate for the Environment, Bruxelles.

Possingham H.P., Ball I.R. et Andelman S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks, in Ferson S. et Burgman M. (Eds), *Quantitative methods for conservation biology*, Springer-Verlag, New York, NY.

Pressey R.L., 1994. Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conservation Biology* 8, 3, 662-668.

Pretty J., 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302, 5652, 1912-1914.

Rodrigues A.S.L., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. et Yan X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 6983, 640-643.

Scott J.M., Davis F.W., McGhie R.G., Wright R.G., Groves C. et Estes J., 2001. Nature reserves, do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11, 999-1007.

Watzold F., Mewes M., van Apeldoorn R., Varjopuro R., Chmielewski T.J., Veeneklaas F. et Kosola M.L., 2010. Cost-effectiveness of managing Natura 2000 sites: an exploratory study for Finland, Germany, the Netherlands and Poland. *Biodiversity and Conservation* 19, 7, 2053-2069.

Williams P., Gibbons D., Margules C., Rebelo A., Humphries C. et Pressey R., 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10, 1, 155-174.

Chapitre 4

Impact présent et à venir de l'urbanisation sur la biodiversité dans la region Méditerranéenne Française

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

Article soumis (Landscape and Urban planning)

[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*

Résumé

L'urbanisation est actuellement une menace majeure pour la biodiversité non seulement du fait de la destruction directe et de la fragmentation des habitats naturels et semi naturels mais aussi du fait des impacts indirects au delà des zones urbaines. Il est donc urgent d'évaluer les impacts potentiels présents et à venir de l'urbanisation sur la biodiversité. Dans cette étude, nous évaluons, pour l'ensemble de la région méditerranéenne française, l'impact potentiel présent et à venir de l'urbanisation pour des sites d'intérêt écologique et les espèces de cinq groupes taxonomiques qui y sont associées. Pour cela, nous utilisons un modèle de changement d'utilisation des terres (LUC model) afin de prédire l'urbanisation dans les vingt prochaines années. Sur la base d'une grille de 100 mètres par 100 mètres, nous développons une approche multi niveaux qui se base sur trois différents types d'impact: la consommation directe d'un site, l'impact indirect des zones urbaines dans un rayon de 2 km, puis dans un rayon de 50 km autour du site. Notre modèle prédit que 464 sites (35% du nombre total de sites) seront impactés directement par l'urbanisation (au moins un hectare construit entre 2008 et 2030). 43 sites (3.3% du nombre total de sites) peuvent perdre 10% ou plus de leur surface. Nous avons montré que l'impact des zones urbaines diffère pour les trois indicateurs en termes de surface et de localisation des sites impactés, de groupes taxonomiques concernés, de nombre d'espèces et de variation de ces patterns entre les deux dates. Les mammifères sont les espèces les moins menacées par la pression urbaine. De manière générale, la plupart des sites sous pression sont situés sur la côte.

Mots clés: Biodiversité, prospective, urbanisation, changement d'utilisation des terres, région Méditerranéenne.

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. 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 2008 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 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

---

Titre original: Current and future impact of urbanization on biodiversity in the French 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

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.

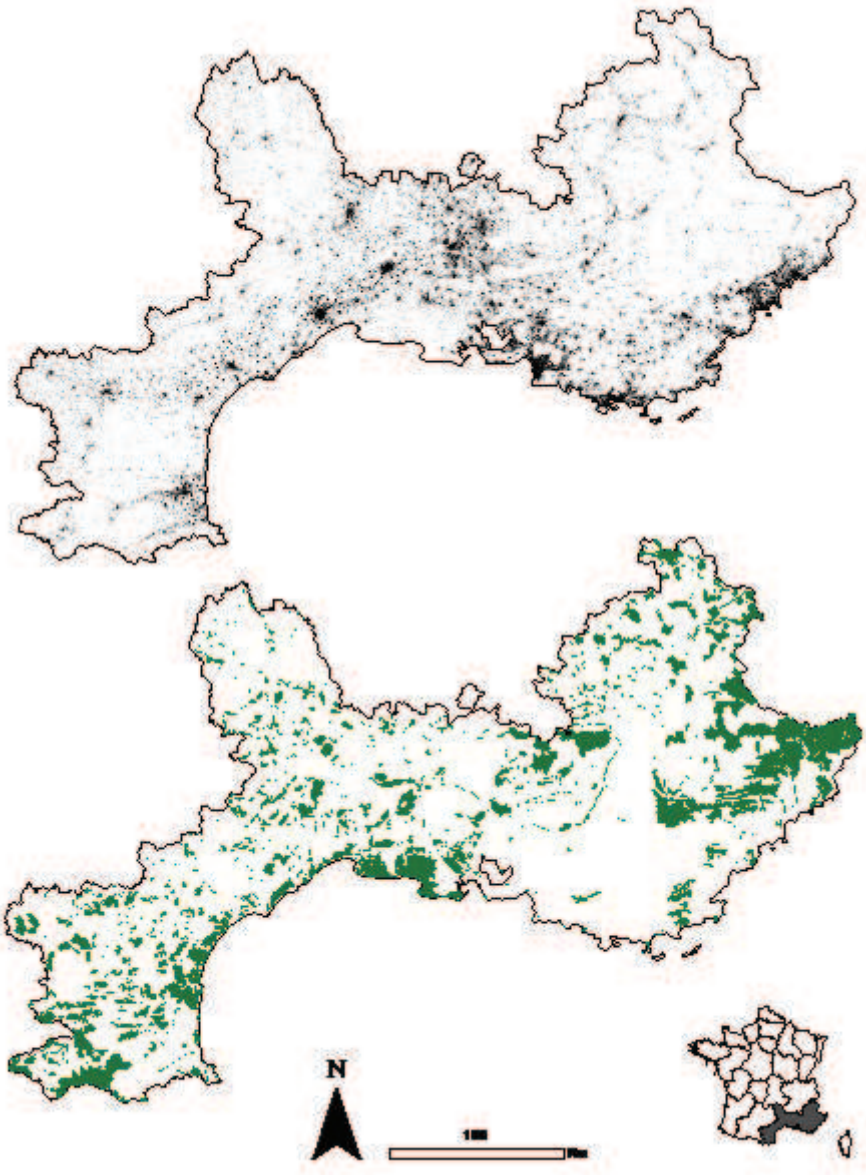

Figure 1 - The Mediterranean region of southern France with (a) the current distribution of urbanized areas and (b) the sites of high biodiversity interest (ZNIEFF inventory).

Data

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.

Urbanisation 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 "From probability to house building"), 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[1].

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

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 Fig. 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. 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.

[1] 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 and classified in 4 levels using quartiles. $\sum_j e^{-distance_{ij}/10)^2} \ \forall j \ with \ distance_{ij} < 50km$

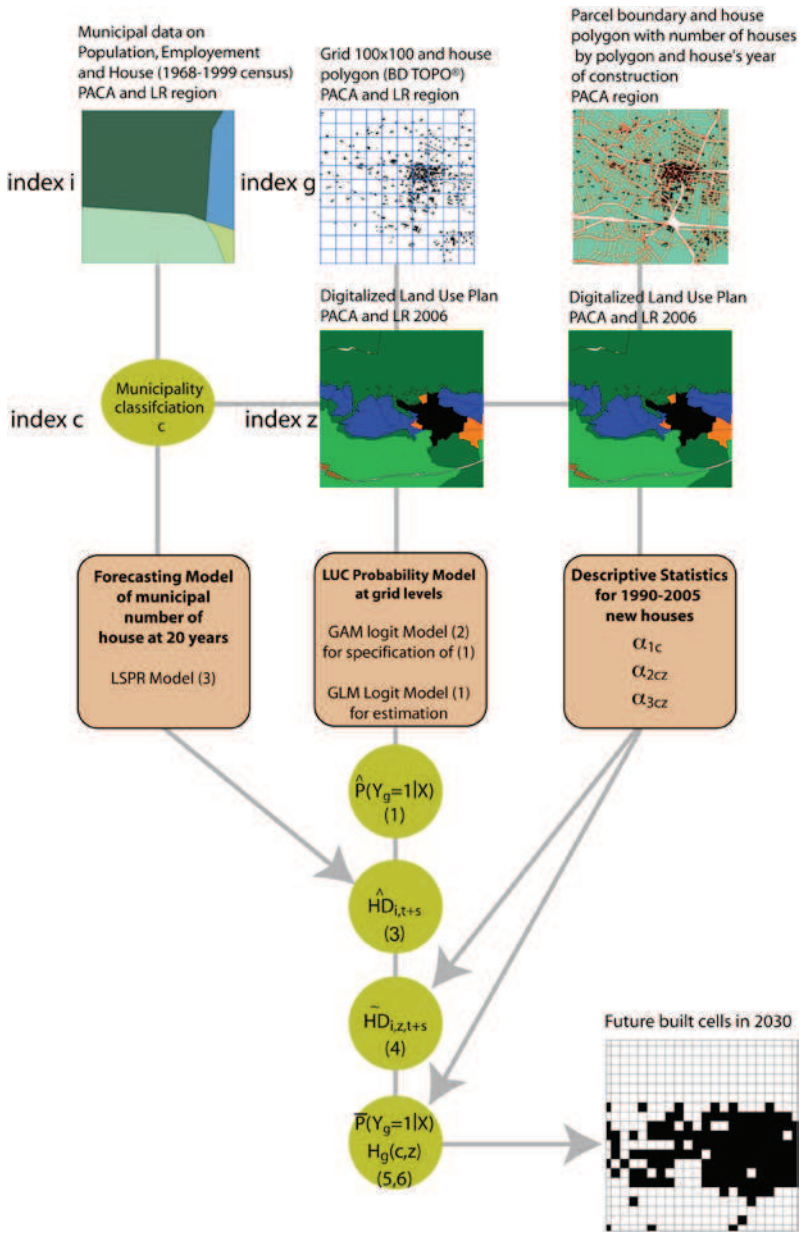

Figure 2 - Overview of the urban simulation model.

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.

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 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[1]. 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:

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

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 $\hat{P}(Y_g = 1|X, z)$.

[1] 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 :

$$P(Y_g = 1|X1, X2, x, y, z) = \beta X1_g + \sum_m s_m(X2_g) + s(x_g, y_g) + \epsilon_g \quad (2)$$

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.

Table 1 - Covariates of model (1)

Discrete covariates		freq.	
clc90	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 10%	0.6631	
	10% to 30 %	0.3071	
	more than 30%	0.0297	
zone	Classes of smoothed surrounding population (50 km, $sspop50$)[1]		
	Urban core area ($sspop50 > 10000$)	0.0773	
	First commuter belt 1 ($sspop50 \in [5000 - 10000]$)	0.0934	
	Second commuter belt ($sspop50 \in [1200 - 5000]$)	0.2406	
	Rural Area ($sspop50 < 1200$)	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]	
duc1	Shortest distance to urban core of a town (<1000)	446.9	[0-1000]
duc2	Shortest distance to urban core of a town (≥1000)	2748	[1000-7348]
dsr1	Shortest distance to all road (<1000)	315.30	[0-1000]
dsr2	Shortest distance to all road (≥1000)	1851	[1000-11390]
dmr1	Shortest distance to main road (<12500)	3976	[0-12500]
dmr2	Shortest distance to main road (≥12500)	17370	[12500-35300]
pr1	Ratio of road surface (<0.1)	0.006085	[0-0.1]
pr2	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]

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 HD_i . 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 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 $CHD_{i,t-1,k}$:

$$HD_{t,i} = \beta_0 + \beta_1\, County + \sum_{k=1}^{7}\sum_{s=1}^{4} \alpha_{k,s} CHD_{i,t-1,k} \times [HD_{i,t-s} + spop_{t,i} + slab_{t,i}] + \epsilon_i \quad (2)$$

Equation (3) is estimated with a weighted least square in which the weights are equal to the inverse of the lagged endogenous $1/HD_{t-1,i}$ 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:

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

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

Data analysis

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[1] 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.

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 (number of sites) is under pressure. Fish species are not considered for the P1 indicator

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

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 β_{WV_p} , the distance to small road β_{dsr}, the dummy "dominant land cover equal meadow in 1990" $\beta_{CLC90=23}$). 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 ($\beta_{CLC90=23}$) 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 (β_{WV_p}) 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.

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").

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

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		

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.

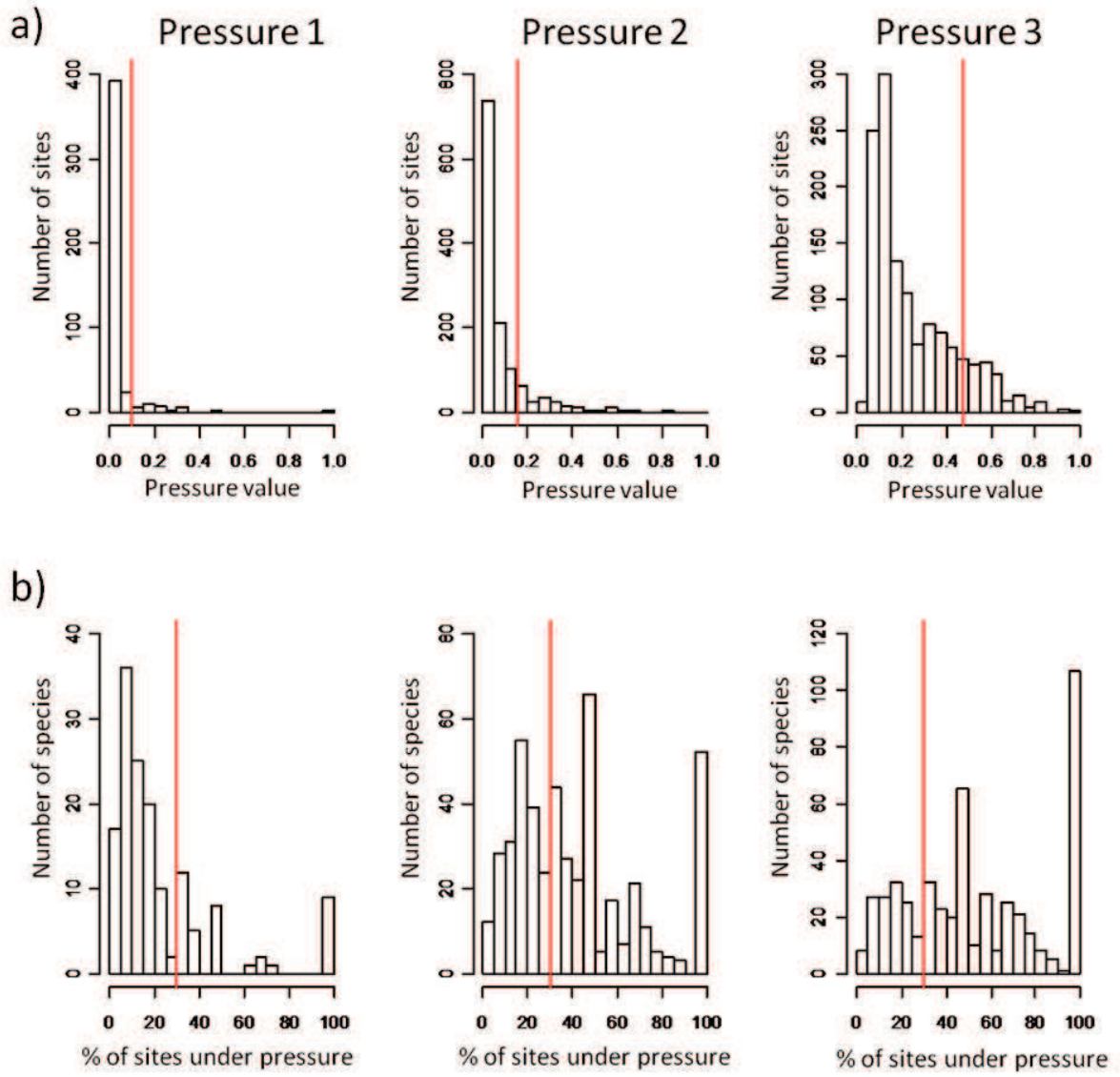

Figure 3 - Frequency distribution in 2030 of a) the pressure value on sites (when it is >0), b) the proportion of threatened sites per species (when it is >0) for each of the three pressure indicators. Vertical red lines represent the threshold values.

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.

Table 4 - 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, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

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 4). 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.

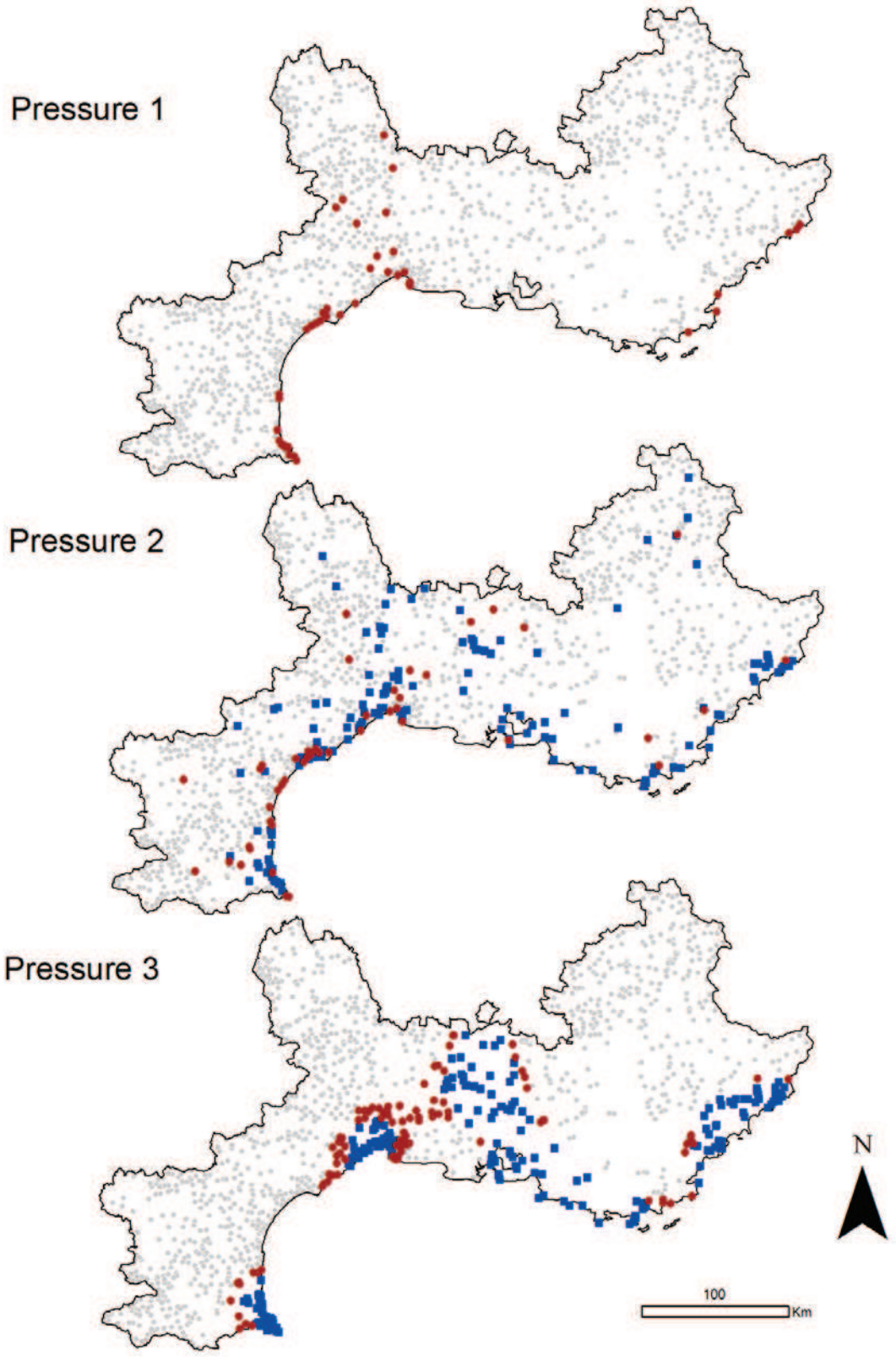

Figure 4 - Spatial distribution of threatened sites in relation to three pressure indicators. Blue squares refer to threatened sites in 2008; red points refer to the sites under pressure by 2030; grey points refer to the sites without pressure.

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) 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.

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.

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.

Chapitre 5

Evaluer la vulnérabilité de différents patterns de biodiversité pour planifier la conservation

Ruppert Vimal[1], Pascal Pluvinet[1], Céline Sacca[2], Pierre-Olivier Mazagol[2], Bernard Etlicher[2], John D. Thompson[1]

Article en cours de préparation

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

[2] *Centre de Recherche sur l'Environnement et l'Aménagement, UMR 5600, CNRS, 6 Rue Basse des Rives, 42023 Saint-Etienne cedex 2*

Résumé

Dans cette étude, nous développons une évaluation multicritère de la vulnérabilité de différents patterns de biodiversité caractérisés par trois indicateurs : des sites d'intérêt pour la conservation au regard de la présence d'espèces remarquables, des zones plus larges d'intégrité écologique, et une diversité paysagère évaluée à l'échelle d'une grille de cellules sur l'ensemble de la région. Pour chacun de ces trois indicateurs, nous évaluons une menace locale (2km) associée à l'agriculture, l'urbanisation et les routes et une menace plus diffuse basée sur la densité humaine dans un environnement donné (50km). Nous avons ainsi identifié une minorité de sites ou de cellules (4% de sites d'intérêt écologique, moins de 6% de sites d'intégrité écologique, et 0.4% de cellules) qui combinent à la fois une forte biodiversité et une menace importante. Ces zones sont principalement situées sur la côte. Le croisement des menaces avec différents indicateurs de biodiversité nous permet ici de proposer une évaluation complète des priorités pour la conservation à l'échelle régionale.

Mots clés: priorités de conservation, Méditerranée, planification systémique de la conservation, vulnérabilité

Abstract

In this study, we developed a multi-criteria assessment of the vulnerability of different biodiversity patterns based on different descriptors: sites of high conservation interest by virtue of the presence of rare or remarkable species, more extensive areas of high ecological integrity and landscape diversity in grid cells across the whole region. For each of these three spatial descriptors of biodiversity, we assessed the direct threats (2km) linked to agriculture, urbanization and road infrastructure and a more diffuse estimate of vulnerability based on human population density in a wider area (50km). We identified a minority of cells or sites (less than 6% of Ecological Integrity sites, 4% of Conservation Interest sites and only 0.4% of Landscape Diversity cells) which combined high biodiversity and threat values that make them part of the high priority class. They are mainly located in the coastal part of the region. Crossing assessment of threats and biodiversity value allows us to make a fairly comprehensive evaluation of regional scale conservation priorities.

Keywords: conservation priorities, Mediterranean, systematic conservation planning, vulnerability

Titre original: Assessing vulnerability of different biodiversity patterns : toward a comprehensive regional conservation planning

INTRODUCTION

The loss of natural areas as a result of land use change has become a major threat to biodiversity (Wilcove *et al.*, 1998; Sala *et al.*, 2000). Around the World, agricultural intensification, urbanization, industrial land development and the construction of transport networks have given rise to an unprecedented fragmentation of natural environments over the last fifty years (Stanners and Bourdeau, 1995) and an ever increasing human footprint on natural ecosystems (Sanderson *et al.*, 2002). Thus there has been growing recognition of the need to provide an explicit spatial framework to assess the vulnerability of species, habitats and connectivity to such processes of landscape transformation (Pressey and Taffs, 2001; Noss *et al.*, 2002; Rouget *et al.*, 2003; Wilson *et al.*, 2005; Schipper *et al.*, 2008; Spring *et al.*, 2010). When combined with methods developed for systematic conservation planning based on the complementarity of sites (Pressey, 1994; Margules and Pressey, 2000), the assessment of vulnerability and its spatial variability allows for the establishment of conservation priorities based not only this conservation value but also their probability of being lost (Pressey and Taffs, 2001; Rodrigues *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2006).

It is important here to recognize that vulnerability is an inclusive term which integrates three main dimensions: exposure to threats, the intensity or sensitivity to threats and the resilience or adaptability of ecological systems or human activities to the threats (Wilson *et al.*, 2005). Vulnerability has often been integrated into spatial conservation planning by assessing threats to particular habitat types (Rouget *et al.*, 2003), rare or endangered species (Abbitt *et al.*, 2000) or, more recently, habitat connectivity (Spring *et al.*, 2010).

However, a comprehensive assessment of vulnerability is a difficult task as a complex array of factors is involved. This requires that an assessment of multiple threat criteria be made (Noss *et al.*, 2002). It is also necessary to carefully assess the vulnerability of different biodiversity descriptors in order to assess the exposure and intensity of threats in relation to precise conservation goals. These should include to at least a certain degree the ecological and evolutionary processes required for biodiversity to persist in space and time (Smith *et al.*, 1993; Balmford *et al.*, 1998; Poiani *et al.*, 2000; Pressey *et al.*, 2003; Rouget *et al.*, 2003).

In this study, we define conservation priorities for part of the Mediterranean region of southern France, integrating a range of threat processes on different biodiversity patterns. To do so, we (1) quantify local scale threats linked to agriculture, urbanization and road infrastructure and a more diffuse estimate of threat based on human population density in a

wider area and (2) assess how these threats are distributed in relation to different biodiversity descriptors that encompass small sites of high conservation interest that contain rare or remarkable species, extensive areas of high ecological integrity and an estimate of fine-scale landscape diversity. This combination of diverse threats and multiple criteria for biodiversity allows us to make a further set towards a more comprehensive assessment of vulnerability in regional conservation planning.

METHODS

The study region

This study was carried out in the Languedoc Roussillon region (27 376 Km²) in southern France, which encompasses most of the Mediterranean region west of the Rhône valley (Fig.1). 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 and schist in the southern tip of the Massif Central and the south-eastern Pyrenees. In the last 50 years profound modifications to the landscape of the region have occurred. First, extensive and rapid urbanization has occurred around towns and villages across the lowland plains and in conjunction with massive proliferation of coastal tourist resorts. Second, human population decline in rural areas has been accompanied by the abandonment of vineyards and grazing activity in many areas, changes which have set the scene for rapid natural reforestation of fields (IFEN, 2003).

Biodiversity descriptors

To assess spatial variation in vulnerability to different threats we developed three biodiversity descriptors which encompass three different spatial scales from site based to landscape based assessments: (i) a species index based on the occurrence of species of high regional conservation interest (CI) in a given site; (ii) an ecological integrity (EI) index at the site level to integrate the need to consider ecological functionality in larger areas than those covered by the CI sites (iii) a landscape diversity (LD) index based on matrix cell composition across the study region. For each of these three descriptors, we established a priority ranking (of sites or grid cells) according to their biodiversity value.

Our purpose in this study is to illustrate a method to develop and combine multiple criteria with which to assess threat and biodiversity combinations. To do so we establish different classes for each threat criteria and biodiversity values which reflect the distribution of values for each threat and biodiversity descriptor. The threshold values we use to create classes are arbitrary values and we are fully aware that in a real world planning situation these threshold values will need to be fixed in relation to conservation planning objectives and constraints. In order to maintain clarity for the purpose of this study, we only defined three classes in each threat and biodiversity descriptor.

Landscape diversity (LD) cells

The objective here is to use available data to provide a biodiversity indicator for the whole territory based on grid cells. To do so we used previous work carried out in the context of an ecological network study (directed by IPAMAC[1], an association of regional parks) for a large area covering most of the Massif Central in central and southern France and which includes our study region.

A landscape diversity index based on a grid scale of 100 x 100 meters was developed using five parameters. (i) Land-use heterogeneity in each grid cell was calculated with a Shannon diversity index (Shannon, 1948) using pixel neighborhood analysis of Corine Landcover, with 12x12 moving window. To do this we used the “GRASS r.le” module. (ii) The density of watercourses which promote regional biodiversity due to the interface of terrestrial and aquatic environments (Naiman et al. 1993) was quantified based on the Carthage database and using a “line density” tool included in the "spatial analyst" extension for “Esri ArcGIS 9.3”. (iii) The BRGM geological map (1:1 000 000) of France was used to establish a typology with six categories of subsoil based on substrate nature, geochemistry and interest for floristic diversity. (iv) Anthropogenic impact was quantified as the difference between the observed vegetation and its climax with a range values from 0 (for urbanisation) to 5 (for climax vegetation). The expected climax vegetation was obtained from vegetation maps of France (1:200 000; Ozenda, 1985). (v) The rarity of a given environment was estimated by the ratio between its surfaces in a grid cell to that in the total study area.

Each criterion was normalized in a range from 0 to 255. A Multi-Criteria Evaluation (MCE) module in Idrisi, with a Weighted Linear Combination (WLC) function was used to

[1] The Massif Central’s ecological network project url: www.trame-ecologique-massif-central.com

produce the landscape diversity index. We ranked grid cells into one of three classes. Class b3 contains the 20% of sites with the highest values, class b2 contains 40% of the sites with intermediate values and class b1 contains the 40% of sites with the lowest values.

Conservation interest (CI) sites

As part of the national inventory of zones of high ecological value in each region of France (*Zones Naturelles d'Intéret Ecologique Faunistique et Floristique* or *ZNIEFF)*, a list of species of conservation interest has been elaborated (INPN, 2006) and sites containing these species designated. Before publication, this inventory is validated in each administrative region by a regional scientific council (*Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel*). We used the inventory of these sites (ZNIEFF type 1) in the Languedoc-Roussillon region as a basis for our study.

To identify the list of determinant species, regional specialists weighted and noted each species of a given taxonomic group following a general methodology to define their conservation interest (DREAL, 2009). Two main criteria were used for this purpose: regional rarity quantified as the number of distinct localities where a species has been recorded within the region and the regional responsibility inversely proportional to the number of other regions in France where the species occurs. Additional criteria such as international and national protection status were also considered. A score of between 0 and 8 was attributed by the regional operator in charge of the inventory for each species in each taxonomic group. Species with a score between 2 and 8 for plants and between 3 and 8 for animals were selected as determinant species for the delimitation of high diversity sites. For the purpose of this study we used taxonomic groups for which we had a sufficient knowledge of the regional distribution and abundance, namely 629 vascular plant species, and 112 vertebrates species (fishes, n=14; reptiles, n=8; amphibians, n=6; birds, n=61; mammals, n=23). Based on the distribution of these species, 793 high diversity sites (16.8% of the surface of the study region) were designated in the regional inventory. Only species which reproduce in a site were considered to be present.

To establish a classification of all the sites according to their conservation interest, we assessed the irreplaceability value of each site. We used the scores attributed in the regional inventory to define four species categories of conservation interest, each with specific conservation targets. We defined a conservation target as the minimum coverage of a species

range to be included in priority areas. We adopted a target of 80% for species with a score = 7 or 8 (46 plants, 6 mammals, 10 birds, 4 herptiles and 2 fish species), 40% for species with a score = 5 or 6 (78 plants, 10 mammals, 15 birds, 3 herptiles and 6 fish species), 10% for species with a score = 3 or 4 (132 plants, 7 mammals, 36 birds, 7 herptiles and 6 fish species), 5% for the 373 plant species with a score = 2.

Analyses were performed using an adaptive annealing schedule in the "Marxan" software (Ball and Possingham, 2000; Possingham *et al.*, 2000). Neither boundary parameter nor surface area costs were used. Irreplaceability for a given site is equal to the number times in which a site is selected among the 1000 solutions obtained. We defined three classes of sites of decreasing conservation interest according to their irreplaceability value. Since many sites had either a high irreplaceability value or a very low value, the intermediate class had wider amplitude than the two extreme classes. Class b3 includes those sites with an irreplaceability value between 900 and a maximum of 1000. Class b2 includes those sites with an irreplaceability value between 200 and 900. Class b1 includes those sites with an irreplaceability value < 200. Since many sites had either a high value or a very low irreplaceability value we established three classes in which the intermediate class had wider amplitude than the two extreme classes. Here the different classes thus reflect important differences in conservation priority.

Ecological integrity (EI) sites

As part of the above inventory, sites of ecological integrity which go beyond sites boundariess of the CI sites were also designated by regional ecological experts. The delimitation of these sites (ZNIEFF type 2) is based on the identification of contiguous interrelated natural habitats which form a cohesive unit in terms of ecological structure and function. These sites often surround CI sites and have low levels of human impacts. To prioritize sites, we calculated their biodiversity value as the combination of two variables: the mean value of landscape diversity for the grid cells which are included in the site (see above) and the proportion of the site which is covered by CI sites. These two variables were normalized and the mean value for each EI site calculated. We then ranked all sites into one of three classes. Class b3 contains the 20% of sites with the highest values, class b2 contains 40% of the sites with intermediate values and class b1 contains the 40% of sites with the lowest values.

Threat indicators

We assessed four types of threat on two spatial scales. First, at a local scale we quantified three types of threat which occur inside or in the close neighbourhood of sites (< 2 km) and which are due to roads, agriculture and urbanisation. Each of the four threat categories and the resulting combined threat values were aggregated in a 100*100 metre grid cell (for a total of 2 780 078 cells).

For roads, we used the 2008 "road" layer of BD TOPO®/RGE GIS database (IGN *Insititut Géographique National*) which contains 5 types of roads. We attributed a coefficient to each kind of road which reflects their relative impacts (in terms of numbers of vehicules and land fragmentation); highways = 1, primary (mostly national) roads = 0.6, secondary roads = 0.35, small country roads = 0.15 and small roads within towns and villages= 0.05. For each cell, we indicated *p* as the highest coefficient value among all road types which intersects it. For agriculture, we used the 2006 Corine Land Cover database which contains four types of agricultural practices. We again attributed a coefficient to each kind of agricultural land use which reflects their relative impacts (likelihood of turnover each year and levels of chemical intrants); arable land = 1, mixed agriculture = 0.65, permanent cultures=0.4 and grasslands = 0.15. For each cell, we indicated *p* as the highest coefficient value among all the agricultural types which intersects it. For urbanisation, we used the 2008 "built-up" layer of BD TOPO®/RGE GIS database (IGN *Insititut Géographique National)*. For each cell, we indicated *p* as the proportion of undifferentiated buildings. For each threat and each grid cell, all the *p* values of the cells present in a 2 km buffer zone were weighted by their distance to a given cell (weighting values were estimated using a Gaussian kernel smoother with a bandwidth of 0.8 km). The threat value for a cell is equal to the sum of these weighted values.

Second, on a larger scale (50 km) we assessed a fourth type of threat which is associated with overall human population density in the environment around a given site. We used census data of the human population (INSEE) in each of the 1546 municipal districts in the region. For each municipal district, all the population values of the districts present in a 50 km buffer from the centroïd were weighted by their distance to the municipality in question (weights were estimated using a Gaussian kernel smoother with a bandwidth of 25km). The threat indicator for this municipal district is equal to the sum of these weighted values. The threat value for each cell is thus the value for the district in which it occurs.

All the threat values were normalized from 0 to 1. For each grid cell, we calculated two combined values: (i) C1 is the mean value of the four threat values using weighting coefficients with human population density = 2, agriculture = 3, built-up areas = 6 and road presence = 6, and (ii) C2 is the mean value of the three local threat values using the same weighting coefficients.

An important methodological point in this study is the use of a smoothed function. Although several studies have already investigated the indirect impact of human presence on biodiversity surrogates using buffer zones (*e.g.* Harcourt *et al.*, 2001; Vazquez and Gaston, 2006; Luck, 2007), our method allows us to integrate a threat which intuitively decreases in relation to distance from a given site (see also Jarvis, 2001). The distances of 2km and 50km are arbitrary and we assume that the relative threat does not vary among sites when the distance is increased.

Confronting biodiversity descriptors and threats

For the LD cells, the threat value was automatically calculated above for each of the 100 x 100 meter grid cells. For the CI and EI sites, for each threat we calculated the mean threat value per site as the combination of two parameters: the mean threat value of all the cells present in a site (T1) and the mean threat value of all the cells bordering a site to a distance of 2 km (T2). The threat value of a given site is equal to the mean value of the two parameters using weighting coefficients which give more importance to threats within a site (a coefficient of 3 for T1) than to threats around the site (a coefficient of 1 for T2). For the human population density threat, only the T1 value was used. For the combined threat, C1 (all four threats combined) was used to calculate T1 and C2 (the combination of the three local threats) to calculate T2. The latter represents threats around the borders of a site which may impact on the site and also contribute to its isolation in the landscape. A single large site can have a relatively low mean threat value for T1 due to the absence of threats inside the site but a high mean threat value for T2 due to the presence of threats in the area surrounding the site.

For each biodiversity descriptor, we then ranked the threat values of each site in three main classes. Class p3 contains the 20% of sites with the highest values, class p2 contains the 40% of the sites with intermediate values and class p1 contains the 40% of sites with the lowest values. For each biodiversity descriptor, we carried out a priority ranking of all the sites or cells according to a classification based on three classes (Table 1): low priority class C represents sites or cells which occur in either or both the p1 or b1 categories, high priority

class A represents sites or cells which occur in both b3 and p3 categories and intermediate priority class B sites or cells represents all the other combinations.

Table 1 - The comparison of biodiversity and threat classes to produce three levels of conservation priority for a given biodiversity descriptor.

		Threat classes		
		p1	**p2**	**p3**
Biodiversity classes	**b1**	C	C	C
	b2	C	B	B
	b3	C	B	A

All the analyses in this study were performed in R software. The data manipulation and the maps were realized using Postgre SQL, Postgis and ArcGis.

RESULTS

Threat values

The different threats vary in their spatial distribution (Fig. 1a) and their normalized values show differences in frequency distributions (Fig. 1b). In general, threat values (at the grid cell level) are maximized and spatially concentrated in the lowland plain of the region where human populations are increasing dramatically at the current time. Some parts of the region (the south western part of the Pyrenees and the southern border of the Massif Central) are less threatened by the human activities we used to assess threat levels (Fig. 1a). The frequency distribution of threat values associated with urbanization are highly skewed, the large majority of sites have low values and only a few grid cells have high values. The frequency distributions of the other threat values, particularly those associated with human population density, are more wide ranging (Fig. 1b).

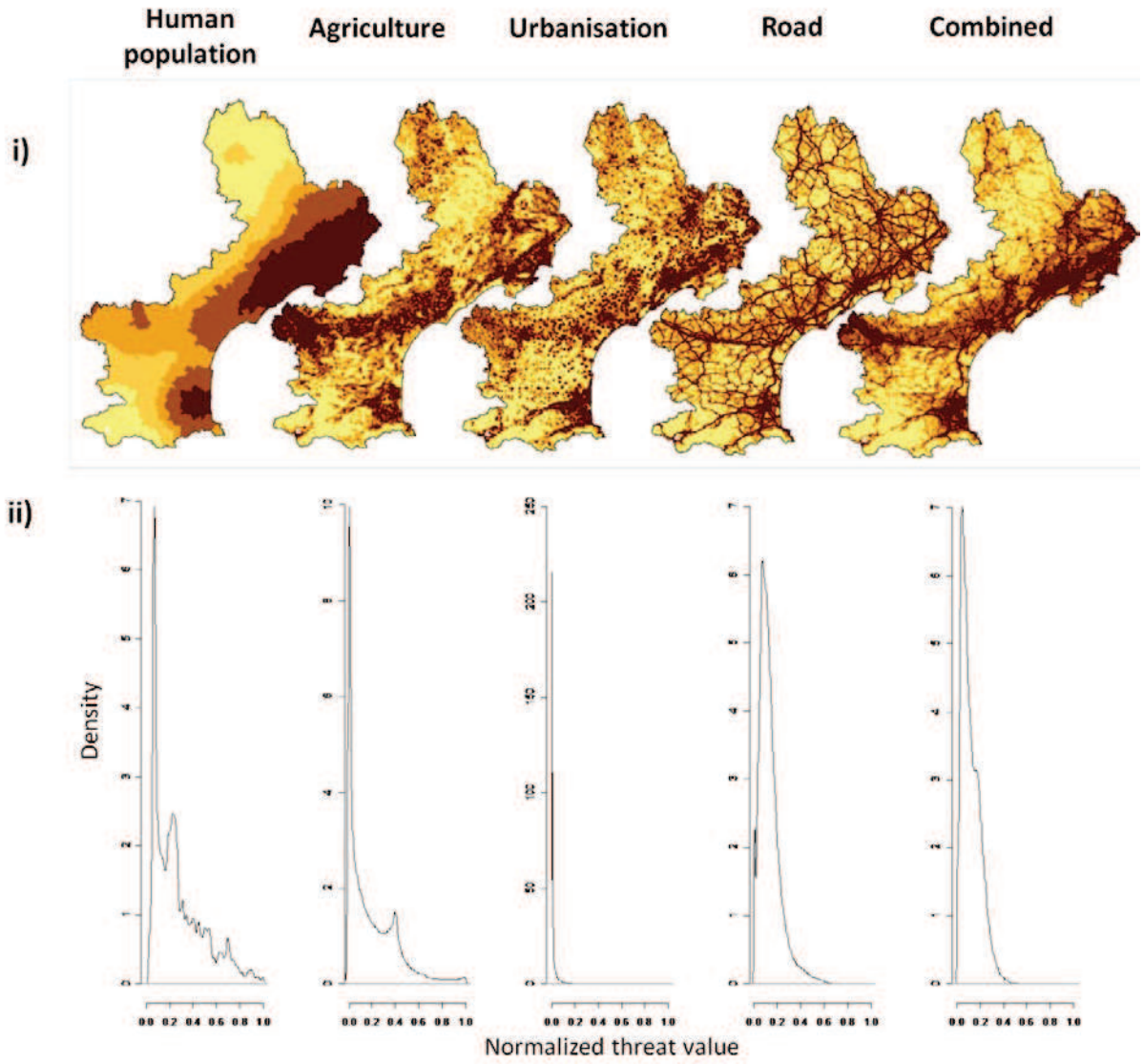

Figure 1 - The spatial distribution of threat classes in the study region in five percentile classes ranging from light grey (lowest 20% of values) to black (highest 20% of values) is shown in (i) and the frequency distribution of normalized threat values according to kernel density estimates is shown in (ii)

Overall, as witnessed by the quantile values, for each of the three types of local threat (agriculture, urbanisation, and roads) and the combined values, threat values tend to be weaker for the CI and EI sites than for LD grid cells (Table 2). The fact that CI and EI sites do not have the same values as LD grid cells reflect their spatial occurrence in certain parts of the region where threat values are lower than average for the region. CI sites tend to have higher q90 values than EI sites for agriculture and urbanization but not for roads (Table 2), for which threat values on CI and EI sites are very similar. The q25 value is systematically lower in the CI sites than in the EI sites, whereas the q75 and q90 values are higher in the CI sites. Hence CI sites are exposed to a wider range of threat classes than EI sites. In relation to threats

associated with human population density, CI sites and LD cells have higher q50, q75 and q90 values than EI sites.

Table 2 - Distribution in four percentiles of normalized threat values at the grid scale for the three biodiversity descriptors. The 25% of lowest values are inferior to the value in the q25 column; the 25% of intermediate values in the lowest 50% or in the lowest 75% of values are inferior to the values in the q50 and q75 columns respectively. The highest 10% of values are above the value given in the q90 column.

		q25	q50	q75	q90
Human population density	LD cells	0,0903	0,2177	0,3978	0,6184
	CI sites	0,0887	0,2293	0,4024	0,6437
	EI sites	0,0775	0,1661	0,2706	0,4909
Agriculture	LD cells	0,0153	0,1189	0,3187	0,4520
	CI sites	0,0004	0,0393	0,1827	0,4031
	EI sites	0,0015	0,0387	0,1449	0,3069
Urbanisation	LD cells	0,0011	0,0043	0,0137	0,0472
	CI sites	0,0002	0,0016	0,0062	0,0193
	EI sites	0,0005	0,0019	0,0057	0,0139
Road	LD cells	0,0686	0,1110	0,1696	0,2491
	CI sites	0,0379	0,0774	0,1279	0,1890
	EI sites	0,0520	0,0850	0,1301	0,1844
Combined (C1)	LD cells	0,0542	0,0993	0,1719	0,2325
	CI sites	0,0385	0,0736	0,1287	0,1977
	EI sites	0,0411	0,0681	0,1091	0,1589

We detected significant variation in the surface area of EI sites in relation to their threat class for the three direct threats and the combined value of the four threats (Table 3). For urbanization and roads, the surface area of the EI sites in the most threatened class was significantly lower than that of EI sites in the lowest and intermediate threat classes, while for agriculture and the combined threat values the surface area of EI sites in the most threatened class was only significantly smaller than sites in the least threatened class (Table 3). There was no significant variation in surface area of sites more or less threatened by human population density. For CI sites, the surface area of sites the most exposed to threats associated with roads and urbanization is significantly lower than those in the two lower threat classes. There was no significant variation in surface area of sites in the different classes of threat associated with agriculture, human population density and combined threats.

Table 3 - Mean surface area of CI and EI sites in each of the three threat categories in relation to exposure to different threats. F values are based on ANOVA to compare variation in mean surface area of sites among the three threat classes for each threat and the combination of four threats (C1). Values with a different code letter within each biodiversity descriptor and threat are significantly from one another different after a Tukey means test.

	CI sites				EI sites			
	***F* value**	**p1**	**p2**	**p3**	***F* value**	**p1**	**p2**	**p3**
Human population density	1.0401 ns	532 a	617 a	647 a	2.7675 ns	13342 a	15564 a	7433 a
Agriculture	0.4596 ns	606 a	603 a	526 a	3.3597 *	15401 a	13897 ab	6664 b
Urbanization	5.4896 **	667 a	617 a	375 b	8.9584 ***	16535 a	14628 a	3011 b
Roads	13.374 ***	742 a	591 a	280 b	7.2876 **	15348 a	15439 a	3749 b
Combined	2.4683 ns	675 a	553 a	491 a	5.4084 **	16642 a	13257 ab	5487 b

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Whereas the threat values for EI and CI sites showed no significant variation among sites of different biodiversity values, for the LD cells, we detected significant variation in threat values across biodiversity classes for all threat types. For all threat types and their combined value, the mean threat on LD cells in the highest biodiversity class was significantly lower than that in the other biodiversity classes.

Spatial priorities

Areas of high biodiversity value at the scale of the LD grid cells are principally located in one of three geographic sectors: that part of the study region which extends north to the Massif Central, in the south-west towards the Pyrenees and in the coastal wetlands (Fig. 1a). For LD cells, only 0.4% of grid cells combine a high biodiversity value with a high threat (class A); most of them are localized on the coast (Fig. 1c). For EI sites, 5.9 % combine high threat and high biodiversity (class A). Again these sites occur primarily near to the coast (Fig. 1c). 3.8 % of the CI sites are in class A and most of these sites are localized on the coast and in the lowland plain. Sites in class B are more widely distributed but mostly localized in the lowland plains and near to the coast.

The comparison of figures 1a and 1b shows that expert delimitation of the EI sites is fairly coherent with the spatial distribution of the highest values of landscape diversity. Indeed, 76 % of the LD cells in the high biodiversity class b3 occur in EI sites. In these sites, the biodiversity value of LD cells is globally higher than that in cells which do not occur in EI sites ($t = 835.3$, $p < 0.001$). 43 % of the LD cells in class A are present in EI sites. 82.7% of the surface area of the CI sites is included in the EI sites and 83.1% of the surface area of the CI sites in class A is included in the EI sites. The biodiversity value of CI sites that occur within EI sites is not significantly higher than CI sites that do not occur within the perimeter of an EI site ($t = 0.06$, $p > 0.9$). 28% of the LD cells in class b3 occur in CI sites and 18.1% of the LD cells in class A are present in the CI sites. The biodiversity value of the LD cells present in the CI sites is significantly higher than the value of LD cells which do not occur in CI sites ($t = 395.7$, $p < 0.001$). Moreover, the biodiversity value of LD cells present in the CI sites of class b3 is significantly higher than in the other CI sites ($t = 131.9$, $p < 0.001$).

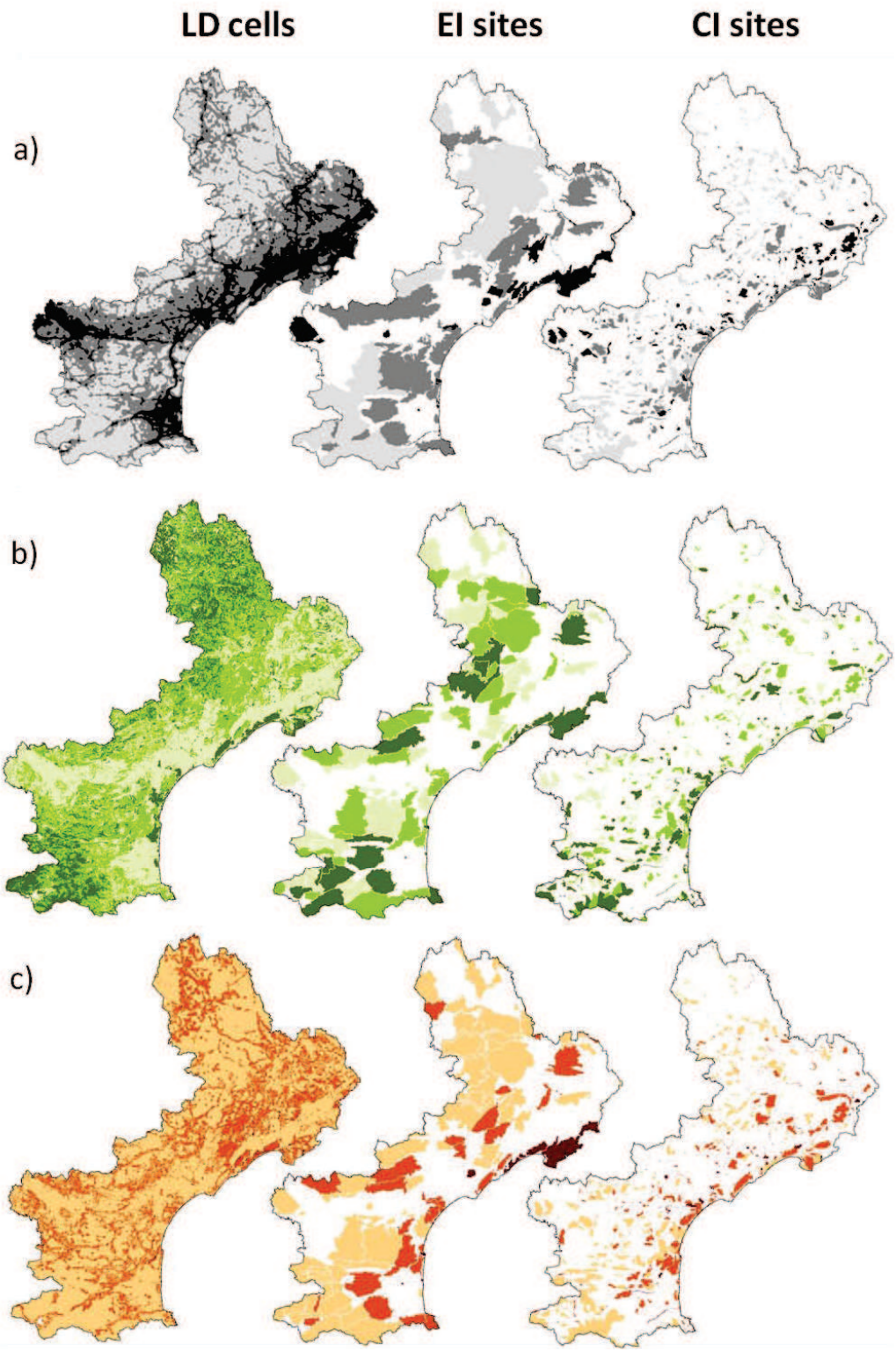

Figure 2 - Spatial conservation priorities for landscape diversity (LD), ecological integrity (EI) and species of conservation interest (CI) sites. (a) The different categories of combined threat values (pale grey = class p1, dark grey= class p2, black = class p3). (b) The different categories of biodiversity values for each of the three descriptors with pale green (b1), medium green (b2) and dark green (b3). (c) The different combinations of biodiversity (categories b1-3) and combined threat categories (p1-p3) described in Table 1 (pale orange = category C, medium orange = category B, dark orange = category A).

DISCUSSION

Information on different threat processes and the relative vulnerability of natural areas to such processes (*i.e.* the risk of their destruction and loss) is crucial for effective conservation planning (Wilson *et al.*, 2005). In this study, we used three different scales of biodiversity patterns to provide an assessment of spatial variation in regional threats. Not surprisingly, the three biodiversity patterns display marked differences amongst each other in terms of the distribution and levels of contemporary human-based threats to which they are exposed. Their joint analysis allows us to make a fairly comprehensive assessment of regional scale conservation opportunities and their spatial delimitation.

Landscape diversity (LD) was quantified on a grid scale for the whole study region, whilst the two other biodiversity descriptors were based on a selection of delimited areas for their biodiversity value, in terms of the presence of species of high conservation interest (CI sits) and areas of high ecological integrity (EI sites). The construction of the LD descriptor highlights the areas of high biodiversity value and poor human presence which are logically those with the lowest level of human pressure.

The CI sites reflect the need to protect the habitat of species of high ecological interest in term of regional rarity and responsibility. An important point concerning the CI sites is that the establishment of priorities for the conservation of these sites was not based on species richness but on the complementarity of the sites to meet predefined target representations for each species (*e.g.* Pressey, 1994). As a result a site can have high irreplaceability value but low species richness. Moreover, in contrast to EI sites, CI sites experience a wider range of threat values. Overall, while the EI sites are generally located outside of the areas where human-based threats are most important, the CI sites are more widely distributed and experience a greater range of threats, hence their slightly higher q75 and q90 values.

The designation of EI sites is based on a conservation objective geared towards maintaining ecological cohesion and integrity and they thus occur in areas that are less fragmented or subject to development. Hence, it is not surprising that EI site delimitation is associated with the high biodiversity values for the LD cells. Furthermore, the EI sites the most threatened by the three direct threats have a smaller surface area than less threatened sites. This result can be explained in two ways. First the threatened elements for urbanization, agriculture and roads are rarely present inside the sites but tend to be located around their perimeter. Thus, the sites with the highest threat value are logically the smallest. Second, the

sites with small surface area can be delimitated in more intensively human-dominated and fragmented parts of the study region. Hence, for threats associated with human population density, the surface area of highly threatened EI sites (p3) is also the lowest.

No more than 6% of EI sites and 4% of CI sites and only 0.4% of LD sites have combined biodiversity and threat values that make them part of the high priority class A. The majority of these cells and sites occur in coastal areas. This is typical of the Mediterranean region where coastal areas have been and will continue to be the most impacted by development projects (Benoit and Comeau, 2005) and other regions with a coastal zone which incur the highest threats of natural habitat transformation (Rouget *et al.*, 2003).

The spatial distribution of threats must thus not be neglected in assessing priorities associated with vulnerability. A site of high ecological value may not necessarily need to be protected if it is considered to have a low level of vulnerability, a situation which is common to our study area. However, as Noss *et al.* (2002) remark, conservation priorities change in time and thus correct assessment of vulnerability requires frequent modification or otherwise integration of scenarios of future change as new sites become protected and others are subject to development (Pressey and Taffs, 2001). High biodiversity sites with a current low threat should thus not be neglected in a regional conservation plan and should be given priority over future land-development projects.

It is critical here to distinguish sites within the class C which are in this class for different reasons, and which will thus require different types of conservation action. For example, a site with a high biodiversity value (b3) but a low threat value (p1) value is not the same in terms of conservation action as a site with a high threat value (p3) and a low biodiversity (b1) value, although in our study they are both in class C. The latter sites, whose vulnerability is particularly high, may be doomed to development and thus of low priority if resources for conservation investment are scarce (Rodrigues *et al.*, 2004).

Following the choice of sites based on a combination of biodiversity value and vulnerability, the next step is to envisage the conservation management that should be implemented for each site according to the kind of human threat it experiences. Indeed, the three biodiversity descriptors used in our study implicate different conservation actions. For example, in EI sites new road projects should be avoided to limit fragmentation, and particular types of management and the maintenance of traditional human activities should be promoted. In contrast, in the CI sites it may be more pertinent to attribute specific funds to species protection. However, beyond the fact that a diversity of conservation actions can be

implemented, the use of several indicators also illustrates the need to consider the interaction between different spatial biodiversity patterns and to integrate each of them into a more comprehensive conservation plan. Two situations are particularly interesting in this respect. First the CI sites and LD cells are often included within an EI site. Indeed, 83 % of the surface area of the CI sites and 76 % of the high biodiversity (b3) LD cells occur within the perimeter of EI sites. The latter represent a functional entity containing several components and thus provide the opportunity to implement conservation actions for CI sites and LD cells of high interest and perhaps define precise areas of EI sites for particular conservation actions. Second, for the CI sites and LD cells of high conservation interest which are independent of EI sites, special attention should be given to the threat elements that occur around them and the possible biotic interaction they are likely to maintain with their surrounding landscape (DeFries *et al.*, 2007).

ACKNOWLEDGMENTS

This work was funded by the *Agence Nationale de la Recherche* contract 05-BDIV-014 (ABIME), and the Languedoc-Roussillon regional government. We are particularly grateful to staff of the *Conservatoire des Espaces Naturels* and the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles* for their advice on data.

LITERATURE CITED

Abbitt R.J.F., Scott J.M. and Wilcove D.S., 2000. The geography of vulnerability: incorporating species geography and human development patterns into conservation planning. *Biological Conservation* 96, 2, 169-175.

Ball I.R. and Possingham H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.

Balmford A., Mace G.M. and Ginsberg J.R., 1998. The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map. *Conservation Biology Series (Cambridge)* 1, 1-28.

Brooks T.M., Mittermeier R.A., da Fonseca G.A.B., Gerlach J., Hoffmann M., Lamoreux J.F., Mittermeier C.G., Pilgrim J.D. and Rodrigues A.S.L., 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 5783, 58-61.

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.

DREAL Languedoc-Roussillon, 2009. L'inventaire Znieff en Languedoc Roussillon.

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

Elissalde-Videment L., Horellou A., Humbert G., Moret J., 2004. Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Mise à jour. Muséum National d'Histoire Naturelle.

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.

IFEN, 2003. L'environnement en Languedoc Roussillon, IFEN, Orléans, France.

INPN, 2006. L'inventaire Znieff. Paris.

Jarvis J., 2001. National landscape conservation system: A new approach to conservation. *Science and Stewardship to Protect and Sustain Wilderness Values*, 27, 110-113.

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

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

Noss R.F., Carroll C., Vance-Borland K. and Wuerthner G., 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16, 4, 895-908.

Noss R.F., Carroll C., Vance-Borland K. and Wuerthner G., 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16, 895-908.

Ozenda P., 1985. *La végétation de la chaîne alpine*, Masson, Paris, France.

Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G. and Richter H.E., 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks. *Bioscience* 50, 2, 133-146.

Possingham H.P., Ball I.R. and Andelman S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks, in Ferson S. and Burgman M. (Eds), *Quantitative methods for conservation biology*, Springer-Verlag, New York, NY.

Pressey R.L., 1994. Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conservation Biology* 8, 3, 662-668.

Pressey R.L., Cowling R.M. and Rouget M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 99-127.

Pressey R.L. and Taffs K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100, 3, 355-376.

Rodrigues A.S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. and Yan X., 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 12, 1092-1100.

Rouget M., Richardson D.M. and Cowling R.M., 2003. The current configuration of protected areas in the Cape Floristic Region, South Africa - reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation* 112, 1-2, 129-145.

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.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. and Wall D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 5459, 1770-1774.

Sanderson E.W., Malanding J., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V. and Woolmer G., 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52, 891-904.

Schipper J., Chanson J.S., Chiozza F., Cox N.A., Hoffmann M. *et al.*, 2008. The status of the world's land and marine mammals: Diversity, threat, and knowledge. *Science* 322, 5899, 225-230.

Smith T.B., Bruford M.W. and Wayne R.K., 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1, 6, 164-167.

Spring D., Baum J., MacNally R., Mackenzie M., Sanchez-Azofeifa A. and Thomson J.R., 2010. Building a regionally connected reserve network in a changing and uncertain World. *Conservation Biology* 24, 691-700.

Stanners D. and Bourdeau P., 1995. *Europe's environment: The Dobris Assessment*, European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

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.

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.

Wilson K., Pressey R.L., Newton A., Burgman M., Possingham H. and Weston C., 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management* 35, 5, 527-543.

Chapitre 6

Mesurer et cartographier la spécialisation des communautés à l'aide de données d'atlas

Ruppert Vimal[1], Devictor Vincent[2]

Article en cours de préparation

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

[2]*Institut des Sciences de l'Evolution, UMR 5554, Université Montpellier 2, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier cedex 5, France*

Résumé

L'utilisation de la valeur moyenne de traits spécifiques des espèces présentes dans une communauté a récemment été proposée comme un indicateur écologique pertinent. Plus particulièrement, un Indice de Spécialisation des Communautés (CSI) reflétant la spécialisation moyenne des espèces présentes dans un assemblage donné a été proposé pour quantifier la réponse des communautés aux perturbations paysagères ou pour cartographier des zones d'intérêt pour la conservation. Cependant, cette approche n'a été testée que sur la base de données de suivi permettant d'évaluer précisément les variations d'abondance des espèces co-occurrentes. D'autre part, l'évaluation des niveaux de spécialisation des espèces nécessite des informations précises et quantifiées quant à leurs exigences, qui sont rarement disponibles. Ici, nous analysons dans quelle mesure des données d'atlas peuvent être utilisées pour calculer et spatialiser des valeurs de CSI. Pour cela, nous utilisons des données concernant la flore d'une région Méditerranéenne française afin d'évaluer la spécialisation des espèces sur la base de leur co-occurrence à l'échelle du paysage. Nous testons par ailleurs la relation entre la richesse des assemblages et la valeur de CSI ainsi que le lien entre CSI ou richesse et degré d'artificialisation du paysage. Nous observons ainsi que les assemblages les plus riches sont composés de nombreuses espèces spécialistes et que la richesse et le CSI sont maximisés à des niveaux de perturbation intermédiaires. Nos résultats suggèrent que l'estimation du niveau de spécialisation à l'échelle du paysage fournit un nouvel éclairage sur la distribution spatiale des espèces et des communautés. Par ailleurs, l'estimation du CSI avec des données d'atlas représente une approche complémentaire à la cartographie traditionnelle d'indices de diversité tant du point de vue de la conservation que du point de vue théorique.

Mots clés: données d'atlas, spécialisation des communautés, indicateurs, co-occurrence, hypothèses de la perturbation intermédiaire.

Abstract

Using the average of species-specific traits present in species assemblages have recently been proposed as useful ecological indicators. In particular, a Community Specialization Index (CSI) reflecting the average of specialization level of species occurring in species assemblages has been proposed to quantify community response to landscape degradation or to map areas of conservation interest. This approach has however only been tested with standardized monitoring data documenting fine abundance variations of co-occurring species. Moreover, measuring specialization levels of species requires detailed and quantitative descriptions of species requirements that are difficult to obtain. Here, we investigate whether and how atlas data can also be used to obtain a spatial distribution of CSI. We used plant species data in a French Mediterranean region to assess species' specialization based on co-occurrence data at a landscape level. We further tested the relationship between species richness and CSI of plant assemblages and the relationships between CSI and richness with landscape disturbance measured as the proportion of artificial elements within landscapes. We found that richer species assemblages were composed of higher proportion of specialist species and that richness and CSI were maximized at intermediate level of landscape disturbance. Our results suggest that estimating specialization level at landscape scale provides new insights on the spatial distribution of species and communities. Moreover, estimating CSI from Atlas data is a good complementary approach to traditional mapping of diversity indices either for conservation or more theoretical researches.

Keywords: atlas data, community specialization, indicators, co-occurrence, intermediate disturbance hypothesis

---

Titre original: Measuring and mapping community specialization with atlas data

INTRODUCTION

Searching the best indicator has been a long-lasting goal for ecologists. Consequently, many ecological indicators based on "species diversity" are now very popular, although their relevance was early questioned up to consider species diversity as a non-concept (Hurlbert, 1971). More recently, developing relevant indicators of biodiversity has become a scientific, political and societal issue of great importance (Balmford *et al.*, 2005). Instead of searching the "best" indicator, authors have recognized that indicators are not "good" or "bad" but that their relevance depends on the question asked and on the data available.

To assess the large-scale impacts of landscape degradation on communities, ecological metrics reflecting the dynamics of "loosers" versus "winners" within species assemblages was proposed as a promising approach (Devictor and Robert, 2009). In particular, the replacement rate of specialist species by generalists has been viewed as a direct signature of community response to large-scale habitat degradation, so-called biotic homogenization (Clavel *et al.*, 2010). Indeed, one generally expects that specialists will benefit from stable and undisturbed habitats whereas generalists should be positively affected (Colles *et al.*, 2009). Ideally, this process should be measured in tracking the replacements of individuals belonging to specialist species by those belonging to more generalists using large and standardized community monitoring.

In practice, monitoring data are currently running for only few groups (mostly birds, butterflies and mammals) and presence-absence or distribution maps are often the only data available. Moreover, measuring species' specialization is often difficult so that species are often simply categorized as being specialist or not. Indeed, species specialization has multiple components and should reflect species requirements on resources and/or habitats, which are difficult to measure for many species. Biotic homogenization was therefore mostly quantified at global or at national scales using crude classification of species into specialist versus generalist groups, or, on the contrary, using high-resolution data on detailed species requirements measured in controlled experiments (Devictor *et al.*, 2010).

Interestingly, (Fridley *et al.*, 2007) have recently proposed a method to estimate species specialization that only requires presence-absence data. This method only assumes that species co-occuring with similar species are generally those found in similar habitats whereas generalists should be widely distributed across habitats and thus co-occur with many different species. In other words, the similarity in the identity of co-occuring species is taken in this

approach as a continuous proxy for species'specialization. From this assumption, one can simply deduce a Species Specialization Index (SSI) for each given species using the identity of the species co-occurring with that species.

This approach can be applied to any dataset where different species assemblages have been recorded in different locations. Beyond specialization, this algorithm also provides the number of plots where the species is found but also the average species richness of the plots where the species occurs. Then these characteristics can in turn be used to test interesting predictions. For instance, one expects generalist species to have large distributions (so called Brown hypothesis, (Brown, 1984). But whether specialist species tend to co-occur in rich or poor assemblages is less clear and depends on complex interacting processes.

Once a SSI is available for each species, then a Community Specialization Index (CSI) of species assemblages can be calculated as the average of each SSI of species present in the assemblage (Devictor *et al.*, 2008). One expects the CSI to be higher for species assemblages mostly composed of specialist species. Then, CSI can in turn be used as an interesting metrics complementary to more traditional indicators based on diversity. For instance, mapping the CSI provides a picture of spatial variation in the specialization level of communities, which can then be related to sources of disturbance or as a spatial guideline to identify sites of conservation interest. In particular, this approach should be useful in complex mosaic landscapes like in the Mediterranean region where heavily disturbed habitats coexist with stable habitats (Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010).

Although atlas data have been used in widely different contexts and were proved to have many applications in ecology and conservation (Donald and Fuller, 1998 ; Muratet *et al.*, 2009), whether one use atlas data to track biotic homogenization of species assemblages has never been proposed.

Here, we use atlas data on plants for a Mediterranean region in order to investigate whether and how such data can be used to obtain a spatial distribution of CSI at the landscape level. To do so, i) we calculated SSI for each species; and ii) we investigated whether and how the species distribution was dependent on their SSI. At the assemblage level, we tested iii) the relationship between CSI and species richness and iv) the relationships between these two metrics and landscape disturbance.

METHODS

The study region

This study was carried out in the Languedoc Roussillon region (27 376 Km²) in southern France, which encompasses most of the Mediterranean region west of the Rhône valley (Fig. 1). The main landscape types which occur in this region are coastal landscapes with lagoons, marshes, cliffs and dunes, lowland garrigues. These habitats are often included in mosaic landscapes with cultivated areas, vast areas of vines, extensive upland limestone plateau areas, and hilly or mountainous landscapes on granite and schist in the southern tip of the Massif Central and the south-eastern Pyrenees. In the last 50 years profound modifications to the landscape of the region have occurred. First, extensive and rapid urbanization has occurred around towns and villages across the lowland plains and in conjunction with massive proliferation of coastal tourist resorts. Second, human population decline in rural areas has been accompanied by the abandonment of vineyards and grazing activity in many areas, changes which have set the scene for rapid natural reforestation of fields (IFEN, 2003)

Species data

Plant species data were compiled by the staff of the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles* which is in charge of the regional database of all plant species present in this region. It represents 3 792 species and a total of 551 488 occurrences data. Data were collected between the years 1611 and 2009 and come from all the naturalist inventories, herbariums, bibliography, reports and atlas available in the region. Data are geo-referenced at three levels of spatial resolution: “municipality” corresponds to plant localities informed at the municipal level. “Locality” (*Lieu-dit*) corresponds to plant localities informed at the landscape/site level. “Point” corresponds to plant localities informed at the precise local GPS level. For the purpose of this study, we used only vascular plant species data collected since the year 1980. Indeed, earlier records are very sparse and with very vague localization. We obtained a database of 3 667 species for 420 659 occurrences data (6310 at the municipal level, 175 316 at the locality level and 239 033 at point level). All data were then combined and aggregated in a systematic grid of 5x5 km to define a standardized spatial scale resolution (Fig. 1). This grid was the best compromise between fine variation in species composition and number of data in each square. However, we also tested the robustness of our results to changes in the scale of aggregation with 2x2 km and 10x10 km grids.

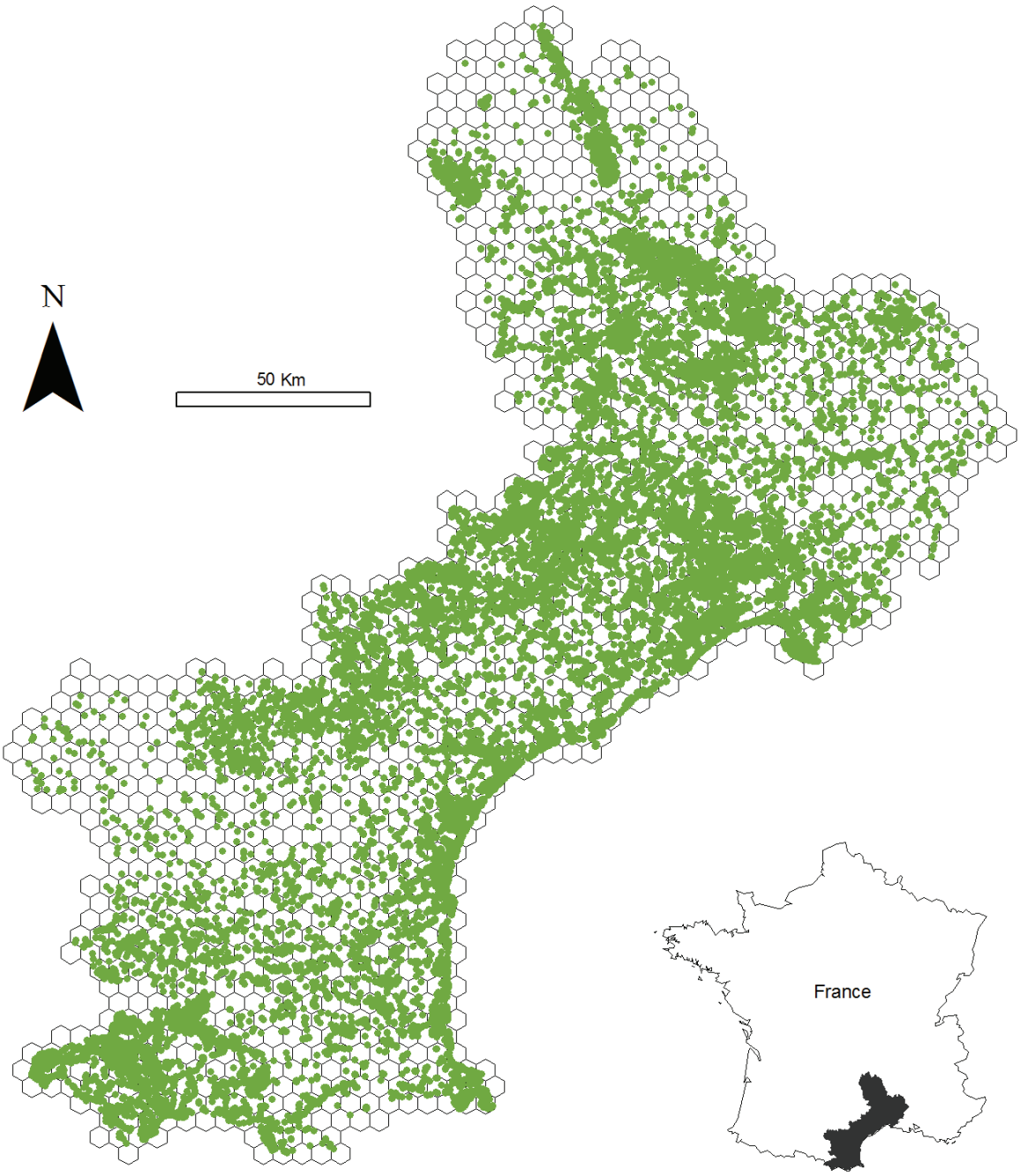

Figure 1 - The study region and the distribution of the plant occurrences data (in front of the map are the grid cells of 5x5 km used for the aggregation).

Measuring species and community specialization index

First, an algorithm adapted from Fridley *et al.* (2007) was used to measure a Species Specialization Index (SSI) for each plant species. In brief (see Fridley 2007 for details and scripts), for each given species a random combination of sites (50 sites) in which this given species occurs is selected. Thus, the species occurring in less than 50 sites is eliminated from

the analysis. Among the 3 667 species, 1090 fulfilled this constraint. A similarity index is then calculated to reflect the degree of between sites species turnover in the 50 sites. The same operation is realized for 100 combinations of 50 sites for each species and the overall SSI of the given species is calculated as the average of the 100 similarity values obtained. Note that in this approach, similarity is always calculated for each species from a fixed number of sites (50). Thus, specialization for rare and common species is derived from combinations of species assemblages of equal sizes. Because they are expected to co-occur with similar species, specialists should have higher similarity values than generalists.

Ecologists have used a large number of different measures of community similarity (also called beta-diversity or turnover) with different properties and meaning (Koleff *et al.*, 2003). Here, we measured similarity using the average of pairwise $ß_{sim}$ calculated among sites (Baselga, 2010). For two sites, $ß_{sim}$ is a dissimilarity (or turnover) index given by $ß_{sim} = \max(b,c)/(a+\max(b,c))$ where a is the number of species common to both sites, b is the number of species that occur in the first site but not in the second and c is the number of species that occur in the second site but not in the first. $ß_{sim}$ is, by construction independent from species richness (Baselga, 2010). We then used 1- $ß_{sim}$ to measure similarity. Note that other traditional way of measuring similarity between plots (e.g., in partitioning diversity in local, regional and among-site components) could also be used. However, an often common though unwanted property of these similarity metrics is to be correlated to species richness. In Fridley's algorithm these other metrics tend to be highly sensitive to species from species-poor habitats that have strongly skewed richness distributions (Manthey and Fridley, 2009).

Once a SSI is obtained for each species, then a Community Specialization Index (CSI) is calculated for each square of 5x5 km as the average of the SSI values belonging to species present in this square (Devictor *et al.*, 2008). CSI is therefore higher for species assemblages with higher number of specialist species (*i.e.* with high SSI) but is, by construction, independent from species richness.

Measuring landscape disturbance

We used an indicator of disturbance based on the compilation, for each site, of three kinds of human disturbance: road, urbanization and agriculture. Note that we use disturbance as a generic term without a priori on the negative or positive impact on species: some of these artificial landscape modifications can be positive for some species and negative for others. For road and urbanization, we used the "road" and "built-up" layers coming from the BD

TOPO®/RGE GIS database (*IGN Institut Géographique National*). For agriculture, we used the arable land, mixed agriculture, permanent cultures layers coming from the Corine Land Cover database. For each site, we calculated the proportion of disturbance elements within the site. Then a disturbance indicator was calculated for each site as the mean value of the normalized value (from 0 to 1) for each proportion.

Data analysis

We first focused on the characteristics of more or less specialized species. We tested whether the size of the species distribution was related to the species' SSI (as expected from the Brown hypothesis) using linear regression. Similarly, we tested whether species with high or low SSI tended to be located in poor or rich assemblages.

Second, we studied the relationship between species richness and CSI using General Linear Mixed Models (GLMM) accounting for spatial autocorrelation. In this model, CSI was considered as the dependent variable, and richness as a covariate. The spatial structure was added to this model as a random effect. The best spatial model (exponential) was selected after the study of semi-variograms as well as corresponding range and nugget (Pinheiro and Bates, 2000). Similar models were used to test the potential effect of landscape disturbance on species richness and CSI. We further looked for possible non-linearity of these relationships using quadratic terms or General Additive Models (GAM). GAMs are extensions of classical linear models in which the predictor is not restricted to be linear but is the sum of smoothing functions chosen in many different function types but constrained by a fixed degree of freedom (Wood and Augustin, 2002).

We finally mapped the landscape disturbance, the CSI and the species richness of each grid. In order to discuss the spatial distribution of such parameters, we used the map of the biogeographic ecoregions provided by (Quezel *et al.*, 2004).

RESULTS

At the species level, we found that, when calculated using a 5x5 km grid, the specialization index ranged from 0.21 to 0.43 (mean 0.32 ± 0.03). The SSI was robust to change in the spatial scale considered (correlations between SSI calculated at 5 km^2 and 2 km^2, R^2=0.82 and between 5km^2 and 10km^2, R^2=0.83). On average, generalist species were more widely distributed than specialists ($F_{1,1088}$= 244; P<0.0001; R^2=0.18 ; Fig. 2a).

Interestingly, the shape of the relationship suggests that while generalists can have both large and restricted distributions, specialists can comparatively only have restricted distributions.

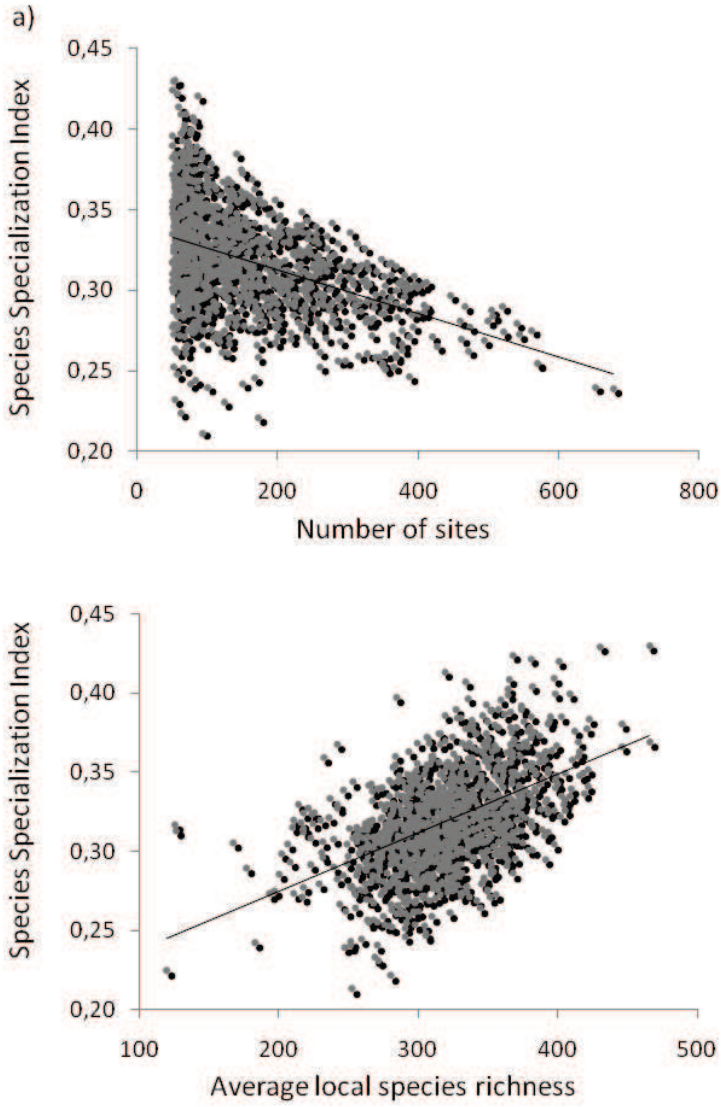

Figure 2 - Species Specialization Index and its correlation with a) the number of sites where the species occurs b) the average site species richness where the species occurs.

We also found a strong positive linear relationship between specialization and the mean species richness of co-occurring species ($F_{1,1088}$= 357; P<0.0001; R^2=0.25 ; Fig. 2b). In other words, specialist species tend to occur in richer assemblages than generalists.

At the species assemblage level, we found a linear increase of CSI with species richness suggesting that rich assemblages are principally composed of specialists (GLMM: $F_{1,999}$=

34.9; P<0.0001; R^2=0.16). Note that the variability of CSI values was unevenly distributed along the species richness gradient: poor assemblages included assemblages with high and low CSI values while rich assemblages could only be made of specialists (Fig. 3).

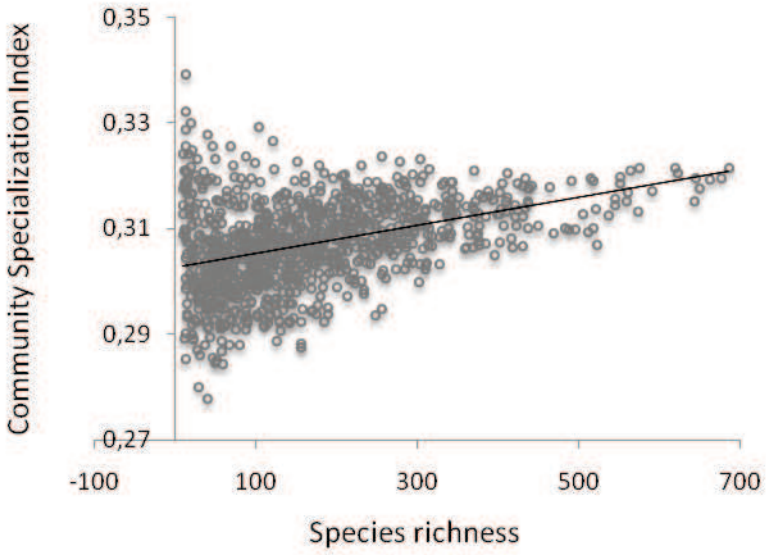

Figure 3 - The correlation between the species richness of the sites and their Community Specialization Index.

The relationships between CSI and species richness with disturbance were poorly described using linear models (the relationship was not significant for species richness, P=0.17, and significant but very weak for CSI: R^2=0.04). We however found curvilinear relationships between species richness and disturbance (complete quadratic model GLMM: $F_{4,996}$= 22.23; P<0.0001; R^2=0.08) as well as between CSI and disturbance (GLMM: $F_{4,996}$= 23.6; P<0.0001; R^2=0.09). Plotting these relationships using GAM (with 3 d.f; Fig. 4) confirmed the bell shape curve for each relationship and explained even higher proportion of deviance than GLMM (18 and 20% respectively).

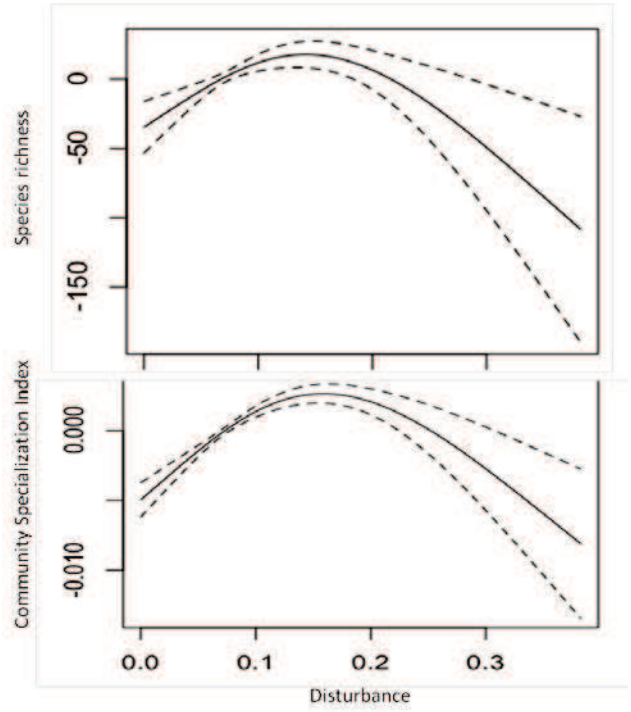

Figure 4 - The curvilinear relationships between species richness and disturbance and between Community Specialization Index (CSI) and disturbance.

DISCUSSION

Using atlas data only, we were able to distribute species along a continuous gradient of specialization. An important point however is that using this approach, "specialization" is not equivalent to niche breadth as generally estimated using species response to environmental conditions. Instead, this approach gives an operational and quantitative metric for the "interaction milieu" proposed by (McGill *et al.*, 2006). Indeed, what is quantified for each species is what is "seen" in terms of identity of other co-occuring species. This approach can also be viewed as a measure of specialization that integrates both the Grinnelian niche (*i.e.*, the niche taken as species response to environmental gradients) and the Eltonian niche (*i.e.*, the niche taken as species' impacts on other species) (Devictor *et al.*, 2010).

However, the ecological meaning of this interaction-milieu is clearly scale-dependent. While plant species interacts at very local scales, the co-occurrence patterns at larger scales should be more influenced by regional and dispersal processes. In our study, specialization reflects neither fine and species interactions nor specialization for well-defined habitats. Rather, SSI reflects the tendency of species to occur in different landscapes of different species composition.

In other words, a species can be considered as specialist at a landscape level although the same species could be a generalist for habitats within landscapes. This raises the question of the scale-dependency of specialization (Devictor *et al.*, 2010). The fact that the SSI was robust to change in the scale considered (2x2 km, 5x5 km or 10x10 km) can be explained by the poor landscape variation between such scales.

In our case, species whose distribution overlaps some heterogeneous landscapes (here characterized at the 5x5km plot level) will have a low SSI score according to Fridley's algorithm (those species will tend to co-occur with different species). On the contrary, species localized into areas of low between-plot variations in species composition will have high SSI values. Therefore, although the SSI and CSI cannot be interpreted as reflecting fine-scale specialization, these metrics can be used to reflect the variation in between-plot species composition. Here further investigation would be necessary to examine the spatial relationship between CSI and beta-diversity (McKnight *et al.*, 2007). Note that, at such scale, we cannot not say if the SSI reflects also a specialization process due to the landscape as an environmental filter.

We found that more generalist species tended to be more widely distributed but localized in poorer assemblages than specialists. When specialization is measured as species niche breadth, negative relationships between specialization and species ranges have been documented for many taxonomic groups at very different scale (Gaston, 2003). Here we found that species occurring in different landscapes (*i.e.* with low SSI) are also those with larger distributions. More interestingly, we also found that specialist species tend to occur in richer assemblages. By construction, species with high SSI are those occurring in areas with more homogeneous landscapes but our results suggest that, in addition, these landscapes tend to have high species richness. At the species assemblage level, the relationship between CSI and species richness was also positive. These patterns do not result from the way specialization is measured but reflect an emergent property of species with low and high SSI. These results suggest a non-random spatial distribution of specialist and generalist species across the study region so that richer assemblages were those that concentrated more specialist species and inversely poorer assemblages were those that concentrated more generalist species.

In fact, considering the meaning of our specialization index, this non random distribution can be explained by the fact that species occurring in the same ecoregion (*e.g.* Pyrenean) will tend to have the same SSI. Indeed, the comparison of figure 4c and figure 4d visually shows

that there is a relationship between spatial distribution of the CSI values and ecoregion delimitation provided by (Quezel et al., 2004) (although this spatial congruence remains to be tested statistically). The non-random spatial distribution of the CSI value mirrors this non-random spatial distribution of plant species. Hence, our approach allows to characterize these ecoregions, known as coherent in their species composition and ecological functioning, in terms of both the local richness of the landscapes they are composed of, and the variation in between-landscape species composition. As an example, according to the figure 4, we can deduce that in the zone "x", situated in the lowland plain, the local species richness is generally high but the species turnover is low. On the contrary, the zone "y", situated in the Pyreneans, is composed of relatively lower local species richness but with higher spatial variation in terms of species composition.

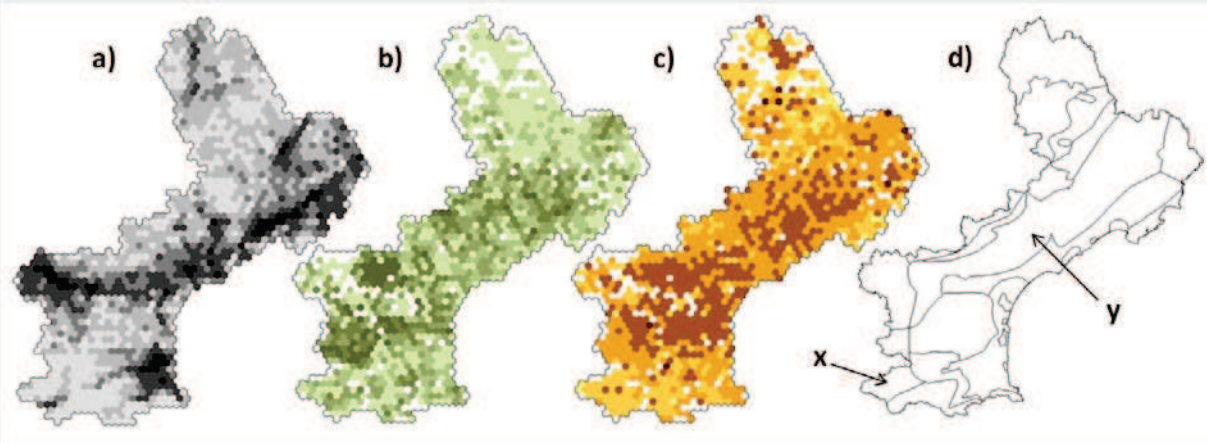

Figure 5 - The spatial distribution of a) disturbance b) species richness c) Community Specialization Index using a Natural Jenks classification (the value increases from pale to dark colours. In white are the missing values); d) ecoregions identified by Quezel et al. (2004).

We found that landscape disturbance was likely one of the sources of variations in landscape species richness and CSI. The curvilinear relationships suggest that richer or higher specialized assemblages occur in intermediary disturbed sites. Such curvilinear relations between species richness and disturbance have been widely described (Wilkinson, 1999). The relation between disturbance and CSI is likely to result from the high correlation between CSI and species richness. Altogether, these results suggest the presence of areas with intermediate level of anthropogenic landscape modifications, high local species richness and homogeneous landscapes. On the contrary, other areas characterized by stable or highly impacted landscapes are composed of weak local richness and heterogeneous landscapes.

The relationship between species richness and disturbance is probably due to the high diversity of Mediterranean mosaic landscapes in which human activities have shaped species assemblages for a long time(Thompson, 2005; Blondel *et al.*, 2010). A more detailed analysis of the mechanisms leading to such coexistence is however needed to refine these findings.

Parts of our results can be biased by the way data were collected. In particular, one could expect higher sampling effort towards rare, charismatic or endemic species. However, the SSI was calculated only for the species present at least in 50 squares thus eliminating the effect of rare and occasional species. The major problem can come from the non uniform collection effort throughout the studied region. Nonetheless, the importance of the biases depends of the way the results are used. Here the interest of our analysis was finally not to precisely define the local variation of the CSI values but more to describe its variation among ecoregions which should not be too much influenced by uneven sampling landscapes as shown by the overlap between maps of figure 4c and 4d. Thus, the main issue when using CSI with atlas data is to have a sampling effort which is both representative of ecoregions at the regional level and representative of the spatial variations in term of species composition within each ecoregion.

From conservation perspective, calculating and mapping CSI with atlas data can provide complementary metrics to biodiversity conservation. The CSI could allow manager to implement differenciated conservation plan among ecoregions in relation with their between-plot species variations. For instance, while in zone “y” the conservation of one plot can capture high species richness and be representative of the flora of the ecoregion concerned, in zone “x”, the low CSI value recommends wider conservation area to capture the species diversity of the ecoregion. Furthermore the variations in CSI value within an ecoregion can shed lights on original sites.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank James Molina and Frederic Andrieu at the *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles* for their advice and access to data. We are grateful to staff at the *Conservatoire des Espaces Naturels* and to all the naturalists who collected data on which this analysis was based. We thank Hugh Possingham and Marxan users for their help with creating the control scenario. This work was funded by the *Agence Nationale de la Recherche* (contract 05-BDIV-014, ABIME) and the Languedoc-Roussillon Regional Council.

LITERRATURE CITED

Balmford A., Crane P., Dobson A., Green R. and Mace G., 2005. The 2010 Challenge: Data availability, information needs, and extraterrestrial insights. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B 360, 221-228.

Baselga A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 1, 134-143.

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.

Brown J.H., 1984. On the Relationship between Abundance and Distribution of Species. *American Naturalist* 124, 2, 255-279.

Clavel J., Julliard R. and Devictor V., 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? . *Frontiers in Ecology & Environment* (in press).

Colles A., Liow L.H. and Prinzing A., 2009. Are specialists at risk under environmentalchange? Neoecological, paleoecological and phylogenetic approaches. *Ecology Letters* 12, 849–863.

Devictor V., Clavel J., Julliard R., Lavergne S., Mouillot D., Thuiller W., Venail P., Villeger S. and Mouquet N., 2010. Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology* 47, 1, 15-25.

Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. and Couvet D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17, 2, 252-261.

Devictor V. and Robert A., 2009. Measuring community responses to large-scale disturbance in conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 15, 1, 122-130.

Donald P.F. and Fuller R.J., 1998. Ornithological atlas data: a review of uses and limitations. *Bird Study* 45, 129-145.

Fridley J.D., Vandermast D.B., Kuppinger D.M., Manthey M. and Peet R.K., 2007. Co-occurrence based assessment of habitat generalists and specialists: a new approach for the measurement of niche width. *Journal of Ecology* 95, 4, 707-722.

Gaston K.J., 2003. *Structure and Dynamics of Geographic Ranges*, Oxford University Press, Oxford, UK.

Hurlbert S.H., 1971. Nonconcept of Species Diversity - Critique and Alternative Parameters. *Ecology* 52, 4, 577-&.

IFEN, 2003. L'environnement en Languedoc Roussillon, IFEN, Orléans, France.

Koleff P., Gaston K.J. and Lennon J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72, 3, 367-382.

Manthey M. and Fridley J.D., 2009. Beta diversity metrics and the estimation of niche width via species co-occurrence data: reply to Zeleny. *Journal of Ecology* 97, 1, 18-22.

McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E. and Westoby M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 4, 178-185.

McKnight M.W., White P.S., McDonald R.I., Lamoreux J.F., Sechrest W., Ridgely R.S. and Stuart S.N., 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS Biol* 5, 10, e272.

Muratet A., Porcher E., Abadie J.C., Poncet L., Moret J. and Robert A., 2009. Use of extensive habitat inventories in biodiversity studies. *Biodiversity and Conservation* 18, 12, 3115-3125.

Pinheiro J.C. and Bates D.M., 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. *Springer, esp*, 100-461.

Quezel P., Zeraia L. and Ladier J., 2004. Carte biogéographique englobant les éspaces gérés par la Direction Territoriale ONF-Méditerranée. *Carte*.

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

Wilkinson D.M., 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 84, 145-147.

Wood S.N. and Augustin N.H., 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling* 157, 157-177.

Synthèse partie I

La diversité des connaissances, des cadres conceptuels et des outils mobilisés ainsi que des résultats qui émergent de cette première partie nécessite ici d'être synthétisée et mise en perspective. Il convient tout d'abord de préciser que planifier une stratégie de conservation intégrée au niveau régional et pour l'ensemble de la biodiversité suppose que les modèles de représentation utilisés puissent permettre de prendre en compte l'exhaustivité des enjeux de conservation du territoire. Il s'agit dès lors d'intégrer l'étendue et la complexité des connaissances sous-jacentes aux différents systèmes sociaux et écologiques sans en pervertir le sens ni la valeur initiale. Nous synthétisons ici le travail réalisé dans les différents chapitres de cette première partie au regard de notre questionnement initial : Quels patterns de biodiversité peut-on prendre en compte au niveau régional ? Comment peut-on évaluer les pressions sur la biodiversité à une échelle régionale ? Comment hiérarchiser les enjeux de conservation ?

Notre travail s'est principalement construit à partir de l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique (ZNIEFF). Cela signifie que notre attention a principalement porté sur des enjeux définis en termes d'espèces patrimoniales. L'inventaire ZNIEFF est une opportunité considérable pour la planification de la conservation. Bien sûr il est toujours possible de déceler certaines failles et de souligner l'influence des valeurs de l'expert dans son élaboration (Couderchet et Amelot, 2010). Mais il n'en reste pas moins que peu de pays au monde disposent d'un tel système d'inventaire, établi à une échelle fine, fondé sur une base méthodologique commune d'une région à une autre, validé sur le plan scientifique, reconnu administrativement, et en mesure d'être amendé et d'être perfectionné au cours du temps. Au-delà d'un réseau de sites et des listes d'espèces qui y sont associées, cet inventaire doit cependant faire l'objet d'une caractérisation approfondie pour être utilisé de manière optimale dans la planification de la conservation. Au travers des différents chapitres de cette première partie, nous avons ainsi mobilisé différentes composantes de l'inventaire : les habitats utilisés par chacune des espèces, les groupes taxonomiques, ou encore le classement des espèces selon leur intérêt pour la conservation.

Ce travail de thèse nous a aussi permis d'explorer d'autres dimensions de la biodiversité. Ainsi au chapitre 5, nos analyses intègrent deux indicateurs supplémentaires : l'intégrité écologique et la diversité paysagère. Les ZNIEFF de type deux, grands ensembles cohérents sur le plan écologique, sont fondées sur la base de dire d'experts. Elles offrent l'occasion d'un regard non plus centré sur l'entité administrative, mais sur l'entité écologique, et peuvent selon nous être valorisées dans le contexte de l'avènement des politiques de réseaux

écologiques i) afin de limiter la fragmentation de grandes entités écologiques par des infrastructures linéaires de transport ou d'énergie, ii) afin de développer des politiques d'accompagnement (agri-environnementales par exemple) au sein de territoires ayant une certaine cohérence écologique, iii) afin de mieux saisir la qualité de l'environnement immédiat d'une espèce ou d'un site. Par le biais d'un indicateur paysager, basé sur des données issues d'images satellites essentiellement, nous avons voulu illustrer et explorer la possibilité de définir une « valeur de biodiversité » sur l'ensemble du territoire. La méthode présentée dans l'article montre cependant les nombreuses hypothèses et arbitrages qui guident l'élaboration de tels indicateurs et questionne la possibilité de leur utilisation à une échelle si fine dans des projets concrets de conservation. Enfin, au travers d'une approche plus exploratoire, nous avons défini un indicateur relatif à la spécialisation des communautés fondé sur une base de données d'inventaires floristiques réalisés depuis 30 ans (chapitre 6). A l'échelle considérée, l'indicateur reflète plutôt la spécialisation de la communauté en termes d'homogénéité des paysages que fréquentent les espèces qui la composent. Si l'utilisation de tels indicateurs pour la planification de stratégies de conservation nécessite encore d'être affinée et conceptualisée et suppose de combler des lacunes en termes de données, cette approche laisse entrevoir la possibilité d'un nouveau regard sur la structuration des communautés biogéographiques qui pourrait permettre d'appréhender de manière différenciée les enjeux de conservation du territoire.

Les chapitres 4 et 5 ont traité explicitement de l'évaluation de la vulnérabilité de la biodiversité selon différentes pressions humaines. Un des atouts indéniables de notre approche est la finesse de l'échelle à laquelle les indicateurs sont calculés. La disponibilité des données de type BD topo® permet en effet d'évaluer, à l'échelle de pixel de 100 mètres, la variation des pressions sur l'ensemble de la région. Nous avons montré comment différents types de menaces peuvent être évalués, de la destruction directe d'un site à la pression due à la présence de certains éléments dans un environnement donné. L'utilisation du lissage spatial est alors un élément méthodologique tout à fait pertinent pour rendre compte de ces impacts indirects. Notons cependant que ces indicateurs permettent de dire comment se distribue une pression donnée mais n'ont pas de valeur absolue. Par ailleurs, dans les deux études présentées, nous n'avons pas tenu compte de la variabilité des réponses aux différentes pressions en fonction des entités de biodiversité considérées. Il est pourtant évident qu'une plante de parois rocheuses sera moins vulnérable à une densité élevée de constructions dans un périmètre de 2 km qu'un couple d'oiseaux en nidification dans une ripisylve. D'autres

types de pressions peuvent être évalués à un niveau régional notamment concernant l'exploitation forestière, les lignes à haute tension ou le transport ferroviaire. Des données plus précises quant à la distribution et à la qualité de l'agriculture (Registre Parcellaire Graphique notamment) devraient permettre d'affiner l'analyse des pressions agricoles. Une part importante du chapitre 4 a consisté à modéliser l'urbanisation d'ici à 2030 et l'impact résultant sur la biodiversité. Ce travail nous a principalement permis de discuter les patterns de variation des menaces d'une date à l'autre, d'illustrer et d'évaluer l'impact potentiel de l'urbanisation future sur les sites ZNIEFF mais aussi sur les différents groupes taxonomiques qui les composent.

Enfin, une partie importante de notre travail a consisté à identifier des aires prioritaires pour la conservation. Nous avons vu que l'établissement de priorités est nécessaire pour planifier les actions de conservation mais aussi pour évaluer les actions déjà réalisées et avons montré l'importance primordiale de la caractérisation des enjeux dans le processus de planification. Ainsi la hiérarchisation des différents enjeux de conservation en fonction de leur intérêt patrimonial peut largement influencer l'évaluation du réseau existant et de fait la délimitation des zones prioritaires pour la conservation (chapitre 1). La caractérisation des enjeux en termes d'habitat interroge par ailleurs la pertinence des méthodes classiques d'optimisation qui ne tiennent pas compte de la diversité des enjeux de conservation et minimisent le coût relatif à la gestion multi-modale d'un site (chapitre 2). Ce même chapitre montrait la diversité des outils de conservation à envisager. Nous avons par ailleurs illustré la responsabilité du réseau Natura 2000 au regard de la superficie concernée et de fait mis en exergue l'enjeu de la complémentarité des politiques publiques de conservation. L'identification spatiale des priorités pour la conservation aux chapitres 1, 2 et 3 s'est basée sur l'identification d'un réseau de sites complémentaires et représentatifs des enjeux considérés. Toutefois, l'avènement de la planification écologique suppose une prise en compte de l'ensemble des enjeux écologiques sur tout le territoire (Steiner, 2000). Dans le chapitre 5, nous identifions ainsi des zones prétendues plus importantes pour la biodiversité non sur la base de leur complémentarité mais selon leur composition et leur richesse potentielle (cf indice paysager). Cette nouvelle mesure des enjeux de conservation nous permet par ailleurs d'introduire l'idée que la planification de la conservation, si elle identifie des zones où des actions de conservation peuvent être mises en œuvre, permet aussi de hiérarchiser les zones qui doivent être évitées pour tout aménagement futur. Enfin, l'évaluation des menaces (chapitre 5) offre un nouveau regard sur la définition des priorités de

conservation. Deux sites de même valeur du point de vue de la biodiversité qui les compose, peuvent représenter des priorités différentes selon les menaces anthropiques.

Notre travail met ici en évidence différentes dimensions dans la démarche de planification spatiale d'une conservation intégrée, du diagnostic à la hiérarchisation des enjeux, de l'évaluation des politiques en place à la définition de nouveaux dispositifs. Deux points semblent être importants à préciser ici. D'une part, le fait que la planification spatiale de la conservation, qu'elle soit expérimentale ou appliquée, est avant tout un travail exploratoire où le chercheur comme l'ingénieur territorial, tente de définir la meilleure manière de répondre à un objectif donné au travers d'un processus itératif et d'ajustements permanents. L'outil n'est donc pas une boîte noire qui renvoie à son utilisateur un résultat unique et inflexible. Il nécessite d'opérer des choix et des arbitrages et suppose, dans le cadre d'une application réelle, un travail approfondi de définition des objectifs et enjeux, de clarification des hypothèses et de gestion des incertitudes. D'autre part, planifier la conservation c'est aussi et avant tout comprendre le territoire autour de l'analyse du passé, du présent et du futur (Brunet, 1987). Les outils cartographiques n'ont dès lors pas forcément pour objectif direct de définir spatialement où, quand et comment protéger, mais ils permettent aussi d'illustrer comment le choix d'un seuil ou d'un objectif change les priorités, quel est le sens d'une approche fonctionnelle, ou quel sera l'impact potentiel de l'urbanisation future. Le rôle de tels outils est donc aussi d'accompagner la décision et de favoriser réflexion, l'apprentissage et le partage des informations (Bayet, 2000).

Le travail présenté puis synthétisé dans cette première partie a porté principalement sur la caractérisation, l'évaluation, ou la hiérarchisation d'aires prioritaires pour la conservation. Il souligne à ce titre l'étendue de ce qu'il reste à faire dans le champ de ce que nous connaissons. Etre capable d'évaluer une politique publique donnée, améliorer les conditions de sa mise en œuvre, et organiser la complémentarité des politiques publiques existantes est déjà un enjeu primordial dans la conservation de la biodiversité que bien trop de démarches négligent. Toutefois, la planification d'une stratégie de conservation intégrée va bien au-delà de ces approches principalement centrées sur les zonages environnementaux et, bien que cela apparaisse peu sur le plan technique, nos réflexions dans le cadre des dispositifs suivis (voir partie II) et notamment du fait de l'ancrage très technique des politiques de réseau écologique, ont largement porté notre regard sur d'autres dimensions et perspectives de la planification spatiale de la conservation.

S'il est aisé de travailler sur un inventaire d'espèces patrimoniales, des zones riches en habitats, etc., planifier la conservation pour l'ensemble du territoire et donc de la biodiversité semble poser plus de difficultés techniques et conceptuelles (Haines-Young, 1999). Notre question de recherche est bien la même que celle qui se pose aujourd'hui dans le cadre de la planification de la trame verte et bleue: comment planifier une approche fonctionnelle de la biodiversité ? De nombreuses démarches scientifiques expérimentent actuellement l'identification de composantes spatiales de processus écologiques et évolutifs (Pressey *et al.*, 2007). Notre travail sur la spécialisation des communautés (chapitre 6), bien qu'un peu différent, s'inscrit aussi dans cette dynamique. Néanmoins, tous ces travaux soulèvent aujourd'hui d'importantes questions en termes de méthodes, d'hypothèses et de disponibilité des données et, pour la plupart, appartiennent encore selon nous au champ de l'expérimentation.

Nous verrons dans la deuxième partie de cette thèse que nous développons un argumentaire relativement critique non pas du concept de réseau écologique mais de la manière de le mettre en œuvre et du modèle de représentation utilisé pour sa planification spatiale. L'identification des réseaux se fondent en effet sur un modèle unique chargé de représenter la biodiversité dans son ensemble à un niveau d'organisation territorial donné. Peut-on dès lors croire qu'un seul modèle puisse permettre de couvrir l'étendue de ce que recouvre la notion de réseau écologique ? Nous soutenons qu'il n'offre qu'un regard partiel sur les enjeux de biodiversité, fondé sur des hypothèses parfois très discutables (partie II, chapitre 2). Planifier, ce n'est pas forcément matérialiser un processus, une réalité biologique, et l'outil spatial doit être utilisé avec parcimonie pour ne pas compromettre la validité des représentations élaborées et donc des stratégies qui en découlent. Mais porter un regard critique ne suffit pas, encore faut-il être en mesure de proposer une alternative. C'est ainsi l'occasion pour nous d'aborder un dernier point qui fera office de perspectives dans nos travaux de recherche. Ici les notions d'échelles et de niveaux d'organisation du territoire sont d'une importance primordiale. Au sein d'un territoire, chaque niveau d'organisation territorial interagit voire prend en charge une part des systèmes écologiques, sociaux et leurs interdépendances qui s'organisent selon une multitude d'échelles spatiales (Cash *et al.*, 2006; Cumming *et al.*, 2006 ; Folke *et al.*, 2007). Ainsi, l'enjeu de la planification des réseaux écologiques n'est-il pas avant tout de prendre conscience et d'organiser au mieux cette dialectique permanente entre socio-écosystèmes et niveau d'organisation territoriale ?

A titre d'exemple, les affaires communes gérées au niveau d'organisation régional en lien avec la biodiversité sont nombreuses. Un point important à mentionner ici est qu'il existe deux manières de rendre compte des enjeux de biodiversité. La première consiste à visualiser les entités spatiales telles qu'elles se distribuent selon une gamme d'échelles variée : sites d'espèces patrimoniales, espaces naturels (pour les territoires très artificialisés notamment), continuités d'habitats, haies bocagères, etc. La seconde suppose d'agréger ces informations à des niveaux d'organisation administrative pertinents pour l'action publique (la commune par exemple) : proportion de sites d'espèces patrimoniales, de milieux naturels, densité de bocage, nombre d'espèces, situés ou non dans une continuité écologique d'échelle supérieure, etc. Très schématiquement, nous pouvons distinguer les missions d'une entité administrative régionale en lien avec la thématique traitée ici selon deux approches différentes. D'une part, elle a directement à charge certaines opérations d'aménagement du territoire (la planification de centres d'enfouissement, la définition d'une stratégie régionale d'aménagement, etc.) et de gestion/protection d'aires prioritaires pour la conservation de la biodiversité. D'autre part, elle supervise des opérations d'aménagement du territoire (validation des documents d'urbanisme, tracés de routes, etc.) et alloue des moyens financiers ou humains aux niveaux d'organisation territoriale inférieurs. Ainsi le premier niveau d'information peut être pris en compte pour favoriser la conservation ou éviter toute atteinte directe à une entité de biodiversité donnée. Mais l'information agrégée au niveau communal peut aussi être utilisée pour établir les priorités de répartition des moyens au regard des enjeux de biodiversité (comme le transfert de ressources fiscales par exemple) ou éviter un aménagement trop important sur un territoire donné.

Cette approche de l'organisation d'un territoire selon le point de vue régional, bien que quelque peu caricaturale, illustre principalement le besoin de tenir compte, dans le processus de planification, de cette imbrication entre différentes organisations territoriales, différents niveaux d'enjeux de biodiversité et différentes démarches de conservation. L'agrégation d'informations à des niveaux d'organisation supérieurs n'apparaît pas ici seulement comme un moyen de hiérarchiser les choix de conservation à une plus grande échelle. Si le premier niveau d'information est nécessaire pour éviter toute atteinte directe ou protéger les éléments de biodiversité qui font sens à nos yeux, le deuxième offre l'opportunité d'un regard plus global sur les enjeux de biodiversité. Le décideur peut ainsi éviter une artificialisation trop importante ou favoriser une agriculture plus responsable dans des environnements qui globalement sont porteurs d'enjeux sans forcément cibler un élément en particulier. Ainsi

plutôt qu'un modèle unique répété à différents niveaux d'organisation, cette approche met en avant le besoin d'un processus de planification qui tienne compte avant tout des interactions multi-échelles et multi-niveaux pour donner à voir l'étendue des systèmes socio-écologiques et organiser implicitement le maintien d'un réseau écologique.

LITTERATURE CITEE

Bayet C., 2000. Comment mettre le risque en cartes ? L'évolution de l'articulation entre science et politique dans la cartographie des risques naturels. *Politix* 13, 50, 129-150.

Brunet R., 1987. *La carte comme mode d'emploi*, Fayard/Reclus, Paris, France.

Cash D.W., Adger W.N., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L. et Young O., 2006. Scale and cross-scale dynamics: Governance and information in a multilevel world. *Ecology and Society* 11, 2.

Couderchet L. et Amelot X., 2010. Faut-il brûler les Znieff ?, Cybergeo : European Journal of Geography. *Cybergeo : European Journal of Geography*, URL : http://cybergeo.revues.org/.

Cumming G.S., Cumming D.H.M. et Redman C.L., 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* 11, 1.

Folke C., Pritchard L., Berkes F., Colding J. et Svedin U., 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society* 12, 1.

Haines-Young R., 1999. Landscape pattern: Context and process, in Wiens J. A. et Moss M. R. (Eds), *Issues in Landscape Ecology*, International Association for Landscape Ecology, Guelph, Ontario, Canada.

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M. et Wilson K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 11, 583-592.

Steiner F., 2000. The living landscape: An Ecological Approach to Landscape Planning, McGraw Hill, New York, USA.

PARTIE II

Quels dispositifs socio-techniques pour planifier la conservation intégrée ?

Introduction



CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE

Si les 30 glorieuses en France avaient permi, au travers des grands corps d'ingénieurs d'Etat en charge d'orchestrer l'aménagement du territoire, l'imposition d'un modèle centralisé de la décision publique, la fin du 20ème siècle aura été marquée par l'émergence de mouvements de contestation, la décentralisation du pouvoir à des entités de proximité telles les départements ou régions, puis l'avènement des processus de délibération participative (Claeys-Mekdade, 2006).

Comme nous l'avons précédemment montré, les nouveaux enjeux en matière de conservation de la biodiversité et plus globalement de développement durable, supposent d'une part, de savoir prendre en compte la complexité des systèmes sociaux et écologiques et des relations qu'ils entretiennent et d'autre part, de faire en sorte que la détermination des normes et objectifs de durabilité soit l'objet d'un processus de légitimation sociale.

La philosophie politique offre un cadre conceptuel, idéologique, pour penser ces changements. Déjà en 1927, John Dewey mentionnait que la complexification de l'exercice du pouvoir et de la démocratie bureaucrate et technicienne était à l'origine de l'effacement du public. Selon Jürgen Habermas (1973), c'est l'extension de la rationalité instrumentale au dépend de la rationalité communicationnelle qui entraîne l'absorption du débat politique par la dimension technique et finalement la dépolitisation de nos sociétés. Dès lors naît le besoin d'une démocratie dialogique, délibérative, qui permettrait de fonder la société sur une base communicationnelle à travers la médiation du discours public et des procédures institutionnelles de décision (Habermas, 1987). Au-delà d'un idéal démocratique, la délibération permettrait l'émergence de solutions nouvelles et d'une rationalité fondée sur la confrontation des points de vue et représentations, inciterait à la montée en généralité et enfin assurerait sa légitimité à l'action publique qui en émerge (Blondiaux et Sintomer, 2009). Mais la démocratie délibérative suppose de fait un renouvellement des rapports qu'entretiennent science, politique et société (Fischer, 1991 ; Kasemir *et al.*, 2003 ; Cheng *et al.*, 2008).

L'expertise est couramment définie comme « la production d'une connaissance spécifique pour l'action » (Lascoumes, 2002) mais c'est aussi une activité de médiation entre science et décision (Roqueplo, 1997; Robert, 2008) ou plus largement l'intégration de connaissances et techniques dans la gestion des affaires publiques (CRESAL, 1983). L'expertise assure une régulation entre des contraintes scientifico-techniques, sociopolitiques et règlementaires (Callon et Rip, 1991). Le terme d'expert est cependant hautement polysémique (Restier-

Melleray, 1990). Massardier et Verdier (2000) proposent à ce titre de distinguer les experts intégrés à la hiérarchie administrative ou gouvernementale (hauts fonctionnaires, administratifs, etc.) de ceux qui sont extérieurs au système politico-administratif (consultants, universitaires, représentants de lobbies ou de professions, etc.). Quel qu'il soit, l'expert doit sa légitimité non seulement à la communauté à laquelle il appartient mais aussi à l'autorité publique qui le mandate (Massardier, 1996). Il est donc sélectionné par ses pairs et par ses commanditaires. La dépendance vis-à-vis de l'expertise est un élément central de la société contemporaine postindustrielle (Lascoumes, 2002). Les experts partagent ainsi de plus en plus le pouvoir avec les politiques pour qui la connaissance savante devient une ressource incontournable (Restier-Melleray, 1990; Saurugger, 2002), de sorte que l'on peut parfois parler d'un « gouvernement des experts » (Massardier et Verdier, 2000).

L'instabilité socio-économique croissante et les nouveaux défis environnementaux ont cependant mené à la remise en cause d'une action publique soit disant rationnelle et fondée sur l'expertise (Theys, 1996; Beck, 2003). C'est notamment dans le champ de l'environnement que la remise en cause de l'expertise comme fondement d'une action publique objective a pour une bonne part trouvé son origine (Roqueplo, 1998). La contestation de la politique nucléaire par les organisations écologistes ou le gel de la procédure Natura 2000 suite à la levée de bouclier du « groupe des 9 » montrent l'ampleur des enjeux et la diversité des revendications. D'un côté, les écologistes rejettent une politique énergétique qui ne garantit pas la sécurité du peuple et pose de grandes interrogations quant à ses impacts écologiques mais se heurtent à des intérêts financiers colossaux (Lorentz, 2001), de l'autre, les acteurs du territoire protestent contre une directive venue de l'Union Européenne et traduite par des experts, qui menace leur souveraineté et sonne le début de l'écologisation de l'espace rural (Alphandery et Fortier, 2001).

Dans un monde qui n'est plus prévisible, où les connaissances ne sont que partielles et incertaines, et les enjeux de plus en plus grands, les rapports qu'entretiennent science et politique ne peuvent plus se maintenir, le volontarisme politique comme l'activité scientifique ne peuvent plus être les seuls fondements légitimes de l'action publique (Callon *et al.*, 2001). Cette remise en cause de la place de la science dans les enjeux de société fait écho aux travaux de la nouvelle sociologie des sciences développés depuis les années 70 et qui montre que le savoir et la connaissance ne sauraient se soustraire à un modèle unique d'activité scientifique chargé de leur conférer une soit disant universalité (Bloor, 1976; Latour, 1989). Pour autant, il n'échappe à personne que du point de vue de la pollution, de la santé, la société

entretient une dépendance accrue à l'égard de la science, « devenue le médiateur indispensable entre l'homme et un environnement dont la plupart des caractéristiques pertinentes sont de plus en plus inaccessibles pour le profane » (Granjou, 2003). Il est donc urgent de définir un cadre procédural qui permette notamment de « concilier besoin croissant d'expertise et remise en cause de sa légitimité traditionnelle » (Joly, 1999). Comment peut-on définir une nouvelle rationalité qui tienne compte à la fois des limites de la connaissance mais aussi de sa complexité, tout en accordant une plus grande place aux acteurs ? Comment organiser un nouveau rapport entre science, politique et société (Callon et Rip, 1992)?

Il s'agit dès lors de définir un cadre interprétatif des connaissances disponibles qui rende visibles les incertitudes et qui permette simultanément de confronter les valeurs et représentations des acteurs pour faire émerger de nouvelles perspectives (Roqueplo, 1997). Ainsi les concepts de science post-normale, contextualisée ou de mode 2 (Funtowicz et Ravetz, 1993 ; Nowotny *et al.*, 2001 ; Barré, 2004; Van der Windt et Swart, 2008) supposent qu'au travers de l'élaboration de la décision, les acteurs du forum hybride (Callon *et al.*, 2001) produisent aussi de nouvelles connaissances, pragmatiques et fondées pour l'action. En confrontant au territoire les connaissances de mode 1, issues de la science normale, elles les dépassent en intégrant en outre le résultat des interactions sociales inhérentes au processus qui mène à la décision. Ce qui signifie que la qualité de la connaissance et sa robustesse sociale sont plus que jamais relatives à la qualité du dialogue (Habermas, 1987; Stengers, 2002). Douguet *et al.* (2006) estiment alors que « l'incertitude n'est pas traitée comme un déficit mais comme une opportunité ». En reconnaissant la pluralité des légitimités d'action (Funtowicz et Ravetz, 1993), le dispositif socio-technique mis en place peut en effet permettre d'élaborer de façon pragmatique une vision partagée de l'action publique au travers d'un processus d'apprentissage collectif (ComMod, 2009).

La gouvernance définie comme un « processus continu de coopération et d'accommodements entre des intérêts divers et conflictuels » (Commission on Global Governance, 1995) est identifiée par les pouvoirs publics comme un principe clé pour donner sens à « l'espace public » selon la terminologie d'Habermas (Habermas, 1978). Mais si certaines transformations semblent conduire à l'ouverture des systèmes décisionnels traditionnels pour laisser plus de place aux citoyens, des auteurs soulignent les nombreuses significations et applications possibles de l'idée de démocratie participative (Bacqué *et al.*, 2005). Blondiaux (2005) constate par ailleurs le décalage entre « l'importance des enjeux de la participation, le consensus dont fait l'objet cette idée aujourd'hui et la pauvreté des

concepts, des cadres théoriques et des moyens dont les acteurs disposent pour penser cette réalité nouvelle ». Tout comme Pretty (1995) et Arnstein (1969), il souligne que la participation souffre ainsi d'un impensé conceptuel, procédural et politique. Que recouvre la notion de démocratie participative ? A quoi veut-on faire participer les citoyens ? S'agit-il d'informer, de consulter, de concerter ou de co-décider ? Comment organiser ces procédures participatives ? Quels sont les objectifs poursuivis par les élus au travers de ces expériences? C'est ainsi que la plupart des procédures participatives placent dans des situations difficiles et instables d'un côté, les acteurs de terrain, chefs de projet ou agents de développement qui, sans expériences ni cadre précis, doivent décider localement les modalités de concertation, et de l'autre, les citoyens invités à participer qui ne savent jamais dans quelle mesure ils pourront vraiment s'exprimer et décider (Reed, 2008).

Dans cette deuxième partie, nous analysons comment les dispositifs socio-techniques programment et planifient la conservation intégrée au travers du concept de réseau écologique. Comment aboutir à un cadre d'action publique qui, malgré les incertitudes et les enjeux, soit efficace sur le plan écologique et acceptable socialement ? Nous portons une attention particulière au rapport qu'entretiennent science et société dans le cadre de démarches participatives. Comment s'effectue le transfert des connaissances et des modèles scientifiques à l'action publique ? Comment sont gérées la complexité et l'incertitude pour élaborer localement les critères socialement légitimes ? Notre regard porte donc principalement sur le lien entre les modalités d'organisation des dispositifs participatifs et les processus d'expertise. Comment se distingue le groupe d'acteurs qui participent à l'expertise et la place du processus d'expertise au sein du collectif ? Quelle est en retour l'influence sur la qualité du dialogue, et sur les résultats qui en émergent ?

PRESENTATION DES DISPOSITIFS

En octobre 2007, l'annonce par le gouvernement, à la suite du Grenelle de l'Environnement, de la mise en place d'une politique de trame verte et bleue sur tout le territoire français a mis en exergue les initiatives déjà existantes et créé l'opportunité de nouvelles expériences à tous les niveaux d'organisation du territoire. Cette partie de la thèse se fonde principalement sur le suivi de trois dispositifs socio-techniques qui ont pour point commun l'objectif d'une démarche participative.

- Le Comité Opérationnel Trame Verte et Bleue (Comop TVB) a été mis en place à la suite du Grenelle de l'Environnement afin de définir la politique Trame verte et bleue

en participant notamment à la rédaction des textes de loi et d'un guide méthodologique. Cette instance a regroupé une vingtaine d'organisations dont les ONG environnementalistes, les gestionnaires d'espaces naturels, les organisations socioprofessionnelles (agricoles et forestières notamment), les services de l'Etat et les représentants des collectivités territoriales. Un groupe d'experts scientifiques a été chargé d'en assurer l'accompagnement scientifique. Le mandat du Comop s'est étendu de janvier 2008 à septembre 2010. Le Comop s'est réuni une quinzaine de fois mais de nombreux groupes de travail et réunions annexes ont été organisés en parallèle. Nous avons été autorisés à suivre en tant qu'observateurs l'ensemble des réunions plénières.

- Dans le cadre de la stratégie régionale pour la biodiversité de la Région Languedoc-Roussillon (Roussillon, 2007), les Parcs naturels régionaux de la Narbonnaise en Méditerranée et des Pyrénées Catalanes ont réalisé une étude de quinze mois, de juillet 2008 à février 2010, visant l'élaboration d'une méthode reproductible d'identification de la trame verte et bleue et la définition d'un plan d'action. Dans chacun des deux parcs, une instance unique a été mise en place, associant techniciens et élus des parcs, chercheurs universitaires et représentants d'associations naturalistes, de services de l'Etat et de la Région. Un bureau d'étude a assuré la maîtrise d'œuvre, appuyé par un chargé d'étude en poste au Conservatoire Régional des Espaces Naturels. C'est en tant qu'experts écologues que nous avons suivi mais aussi participé à l'ensemble des réunions qui ont eu lieu dans les deux parcs. Notre analyse n'a finalement traité que de la démarche réalisée sur le territoire du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée.
- Le projet « Paca verte et bleue » a été initié à la suite d'un appel d'offre proposé par le MEEDAT à destination des parcs naturels régionaux de France et principalement axé sur la thématique de la TVB. D'une durée de 18 mois, de septembre 2008 à avril 2010, il a été porté par les cinq parcs naturels régionaux de la région Provence Alpes Côte d'Azur (Camargue, Alpilles, Lubéron, Verdon et Queyras) et avait pour objectif de définir une méthode de gouvernance et les conditions d'acceptabilité et de faisabilité d'une TVB au niveau régional. Pour ce faire, différentes instances ont été mises en place : une cellule technique composée entre autres de scientifiques et de chargés de mission des parcs, un comité de pilotage regroupant des élus et représentants des collectivités et services de l'état, et enfin un groupe général d'une centaine de personnes regroupant des acteurs « clés » de la région. Un cabinet de conseil en

management a été chargé de l'animation du projet. Nous avons été associés en tant qu'experts au groupe d'individus qui a piloté toute la démarche et avons suivi et participé à l'ensemble des réunions de chacune des instances.



Les trois dispositifs suivis diffèrent ainsi de par les objectifs qui y sont associés, les procédures participatives mises en place et les niveaux d'organisation territoriale auxquels ils se déroulent. Ils nous offrent ainsi un regard complémentaire pour explorer notre questionnement. Trois des chapitres de cette partie de la thèse portent respectivement sur chacun de ces dispositifs. Toutefois, il convient de préciser que la réflexion globale que nous menons dans cette partie et tout au long de la thèse s'appuie aussi sur les nombreuses expériences, passées ou en cours, en France et en Europe et que nous avons pu étudier au travers de la littérature, d'entretiens, ou de réunions. Nous pouvons mentionner ici notamment le projet IPAMAC, qui, sur la base du même appel d'offre que le projet PACA, avait pour but d'identifier la trame écologique du massif central ou encore le groupe TVB de la fédération des Parcs naturels régionaux qui a régulièrement réuni différents acteurs de la conservation autour de cette thématique.

LE PLAN

Nous répondons ici aux questions posées au travers de cinq chapitres. Le premier chapitre introduit spécifiquement la notion de corridor, élément clé des stratégies de réseau écologique. Nous proposons ainsi un regard pluridisciplinaire au travers de la géographie, du droit et de l'écologie. Dans le chapitre deux, nous analysons le décalage entre ce qui fonde la reconnaissance du besoin d'une conservation intégrée de la biodiversité et la mise en œuvre des réseaux écologiques au travers d'un modèle unique. Ce chapitre met ainsi en débat les enjeux relatifs à ce nouveau concept et fonde le cadre conceptuel et le questionnement mobilisés par la suite au travers de chacun des dispositifs. Le chapitre 3 propose d'analyser la définition du cadre cognitif et normatif de la TVB en France au travers du Grenelle de l'Environnement. Nous verrons comment des acteurs bénéficient ou non de leur capacité d'expertise pour faire valoir une définition légitime du dispositif d'action publique. Dans le chapitre 4, nous prêtons une attention particulière à la confrontation du modèle communément admis dans les stratégies de réseau aux réalités du territoire et au rôle que peuvent jouer les représentations cartographiques dans ce contexte. Enfin, dans un dernier chapitre, nous analysons comment un groupe d'acteurs du territoire peut construire une vision partagée de la TVB. Nous verrons notamment comment la place de l'expertise scientifique a pu permettre de faire émerger des nouvelles dimensions de la TVB.

LITTÉRATURE CITÉE

Alphandery P. et Fortier A., 2001. Can a territorial policy be based on science alone? The system for creating the Natura 2000 network in France. *Sociologia Ruralis* 41, 3, 311-+.

Arnstein S.R., 1969. A Ladder of Citizen Participation. *Journal of the American Planning Association* 35, 4, 216-224.

Bacqué M.H., Rey H. et Sintomer Y., 2005. Gestion de proximité et démocratie participative. Une perspective comparative, La Découverte, Paris, France.

Barré R., 2004. La Science est morte, vive la Science ! Le nouveau contrat entre la science et la société post-moderne : l'avènement de la recherche de mode 2. *Natures Sciences Sociétés* 12, 1, 52-55.

Beck U., 2003. La Société du risque - Sur la voie d'une autre modernité, Flammarion - Champs, Paris, France.

Blondiaux L., 2005. L'idée de démocratie participative : enjeux, impensés et questions récurrentes, in Sintomer Y. et Bacqué M. H. (Eds), *Gestion de Proximité et Participation démocratique*, La Découverte, Paris, France.

Blondiaux L. et Sintomer Y., 2009. L'impératif délibératif. *Rue Descartes* 63, 28-38.

Bloor D., 1976. Sociologie de la logique ou les limites de l'épistémologie, Pandore, Paris, France.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, France.

Callon M. et Rip A., 1991. Forums hybrides et négociations des normes socio-techniques dans le domaine de l'environnement. La fin des experts et l'irrésistible ascension de l'expertise, in Collectif (Ed), *Environnement, science et politique. Les experts sont formels*, Germes, Paris, France.

Callon M. et Rip A., 1992. Humains, non humains : morale d'une coexistence, in Theys J. et Kalaora B. (Eds), *La Terre outragée. Les experts sont formels*, Editions Autrement, Paris, France.

Cheng D., Claessens M., Gascoigne N.R.J., Metcalfe J., Schiele B. et Shi S., 2008. *Communicating Science in Social Contexts. New models, new practices*, Springer.

Claeys-Mekdade C., 2006. La participation environnementale à la française: le citoyen, l'Etat...et le sociologue. *VertigO* 7, 3, URL : http://vertigo.revues.org/8446.

ComMod, 2009. La posture d'accompagnement des processus de prise de décision: les références et les questions transdisciplinaires, in Hervé D. et Laloë F. (Eds), *Modélisation de l'environnement: entre natures et sociétés*, Quae, NSS -Dialogues, collection Indisciplines, Paris, France.

CRESAL, 1983. Les Raisons de l'action publique, entre expertise et débat, L'Harmattan, Paris, France.

Dewey J., 1927. *Le public et ses problèmes*, Farrago, Editions Léo Scheer, Pau, France.

Douguet J.M., Van der Sluijs J.P., O'Connor M., Guimaraes Pereira A., Corral Quintana S. et Ravetz J.R., 2006. Assurance qualité de la connaissance dans un processus délibératif élargi. De NUSAP aux Outils Kerbabel d'aide à la délibération *Cahiers du C3ED*.

Fischer F., 1991. Risk assessment and environmental crisis: toward an integration of science and participation *Organization & Environment* 5, 113-132.

Funtowicz S.O. et Ravetz J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739-755.

Commission on Global Governance, 1995. *Our Global Neighbourhood*, Oxford, UK, Oxford University Press.

Granjou C., 2003. L'expertise scientifique à destination politique. *Cahiers internationaux de sociologie* CXIV, 175-183.

Habermas J., 1973. *La technique et la science comme « idéologie »*, Gallimard, Paris, France.

Habermas J., 1978. *L'espace public*, Payot, Paris, France.

Habermas J., 1987. *Théorie de l'agir communicationnel*, Fayard, Paris, France.

Joly P.B., 1999. Besoin d'expertise et quête d'une légitimité nouvelle : Quelles procédures pour réguler l'expertise scientifique ? *Revue française des affaires sociales* 1.

Kasemir B., Jäger J., Jaeger C.C., Gardner M.T., Clark W.C. et Wokaun A., 2003. *Public participation in sustainability science: a handbook*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Lascoumes P., 2002. L'expertise, de la recherche d'une action rationnelle à la démocratisation des connaissances et des

choix. Revue française d'administration publique 103, 369-377.

Latour B., 1989. *La Science en action*, La Découverte, Paris, France.

Lorentz D., 2001. *Affaires atomiques*, Editions des Arènes, Paris, France.

Massardier G., 1996. Les savants les plus demandés. Expertise, compétences et multipositionnalité. Le cas des géographes dans la politique d'aménagement du territoire. *Politix* 36, 163-180.

Massardier G. et Verdier E., 2000. Quelle responsabilité pour les experts et les évaluateurs dans les politiques publiques, *Colloque international de la Revue Politiques et Management Publics*. Paris, France.

Nowotny H., Scott P. et Gibbons M., 2001. *Re-thinking Science. Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty*, Polity Press, Cambridge, UK.

Pretty J.N., 1995. Participatory Learning for Sustainable Agriculture. *World Development* 23, 8, 1247-1263.

Reed M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141, 10, 2417-2431.

Restier-Melleray C., 1990. Experts et expertise scientifique. Le cas de la France. *Revue française de science politique* 4, 546-585.

Robert C., 2008. Expertise et action publique, in Borraz O. et Guiraudon V. (Eds), *Politiques publiques 1 : la France dans la gouvernance européenne*, Presses de Sciences Po, Paris, France.

Roqueplo P., 1997. Entre savoir et décision, l'expertise scientifique, INRA, Paris, France.

Roqueplo P., 1998. *Pluies acides : menaces pour l'Europe*, Economica, Paris, France.

Roussillon R.L., 2007. Stratégie régionale pour la biodiversité.

Saurugger S., 2002. L'expertise: un mode de participation des groupes d'intérêts au processus décisionnel communautaire. *Revue Française de Science Politique* 52, 375-401.

Stengers I., 2002. Sciences et pouvoirs. La démocratie face à la technoscience, La Découverte, Paris, France.

Theys J., 1996. L'expert contre le citoyen ? Le cas de l'environnement. *Centre de prospective de veille scientifique*.

Van der Windt H.J. et Swart J.A.A., 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45, 124-132.

Chapitre 1

Les corridors écologiques : des connaissances scientifiques à la mise en œuvre des politiques de conservation de la biodiversité

Françoise Burel[1], Jacques Baudry[2], Marie Bonnin[3], Alain Butet[1], Laurence Hubert-Moy[4], Thierry Mougey[5], Johan Oszwald[4], Ruppert Vimal[6]

Article soumis (Natures Sciences Sociétés)

[1] Université de Rennes 1, UMR Ecobio, CNRS, Campus de Beaulieu, bât. 14, 35042 Rennes cedex, France

[2] Sad-paysage, INRA, 65 rue de Saint Brieuc, 35042 Rennes cedex, France

[3] Centre IRD, IRD, LEMAR/IUEM, BP70, 29280 Plouzané, France

[4] COSTEL, UMR 6554 LETG, CNRS, Place du recteur Henri Le Moal 35043 Rennes cedex, France

[5] Fédération des PNR de France, 9, rue Christiani 75018 Paris cedex, France

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

Résumé

Les corridors écologiques, considérés comme des remèdes à la fragmentation des habitats, sont de plus en plus mis en avant dans les politiques de gestion de la biodiversité. Le concept, issu des recherches en écologie sur la connectivité des paysages, a été très rapidement absorbé par la sphère politique. On assiste actuellement à un écart entre le concept de corridor médiatisé, socialisé et ses fondements scientifiques, et à une forte demande des acteurs de terrain de mise à disposition de connaissances et de méthodes pour la réalisation concrète des corridors. Cet article présente une revue des acquis et questionnements de la recherche en écologie, de l'évolution de la réglementation et de l'état de l'art des méthodes d'identification et de mise en œuvre des corridors. Il souligne l'importance du choix des échelles spatiales dans la définition et la conception des corridors et présente des méthodes pour faciliter les échanges entre science et acteurs locaux pour leur mise en place.

Mots clés: corridors écologiques, politiques publiques, télédétection, méthodes participatives

Abstract

Ecological corridors, considered as a way to mitigate the negative effects of habitat fragmentation, are widely used in environmental policies aiming at managing biodiversity. The concept comes from ecology and has been very quickly integrated by policy makers, extending specific results toward a generalized view of the necessity to create corridors to reinforce biodiversity. There is currently a gap between the expectation of the policy and planning areas and the actual fate of scientific knowledge. Land managers are seeking for scientific data and methods to create corridors. In this paper we review current scientific knowledge and remaining questions on corridors functioning, we underline their species dependence, the importance of their scale and the necessity to extend results to functional groups. An analysis of local to international regulations emphasizes the importance taken by corridors and more generally connectivity in conservation policies. We then present how recent satellite imagery tools may help to identify corridors at several spatial scales, and discuss how management techniques may be used to bridge the gap between science and local actors to create corridors.

Keywords: ecological corridors, public policy, teledetection, participatory apporach

INTRODUCTION

La fragmentation des habitats a été identifiée comme l'une des menaces majeures pour la biodiversité. Elle agit par diminution de la quantité d'habitat disponible pour les espèces et par isolement et diminution de la taille des taches d'habitat (Fahrig, 2003). Une façon de limiter les effets négatifs de la fragmentation est de conforter ou de rétablir les échanges entre fragments (Fahrig and Merriam, 1985; Hanski and Ovaskainen, 2003). L'ensemble des éléments du paysage qui concourent à favoriser le déplacement des individus d'une espèce donnée définit la connectivité fonctionnelle du paysage (Taylor *et al.*, 1993). La connectivité fonctionnelle est dépendante des exigences écologiques des espèces considérées ; la connectivité structurelle est un attribut de la structure du paysage, elle mesure les continuités physiques entre éléments du paysage.

La reconnaissance au niveau international de la crise de la biodiversité et de la nécessité de la gérer, voire de l'enrayer, a mis en avant l'importance de la restauration, ou de la création de continuités écologiques. Des corridors écologiques ont été mis en place pour conserver des espèces menacées (Bennett, 1999), et des projets de réseaux écologiques [1], de trames vertes [2], émergent un peu partout sur la planète (Jongman, 1994; Dahlquist, Whelan *et al.,* 2007). Réseaux écologiques et trames vertes et bleues se définissent par un ensemble d'espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité et de corridors, couloirs ou «*relais*» discontinus, qui doivent faciliter la dispersion et la migration d'espèces entre les zones naturelles, ou noyaux du réseau. Cette fonction sera souvent compatible avec les activités économiques autorisées dans les zones concernées. Ainsi les réseaux écologiques ont eu un grand succès politique et sociétal depuis les années 1980 (Jongman *et al.*, 2004) dans le but d'identifier puis de protéger les continuités écologiques au travers d'échelles internationale ou

[1] Un réseau écologique se définit par (1) des zones noyaux; ce sont des zones d'intérêt écologique (zones protégées, zones naturelles, …), (2) des corridors, couloirs ou «*relais*» discontinus, qui doivent améliorer l'intégrité et la cohérence des systèmes naturels, (3) des zones tampons; elles consolident le réseau et le protègent contre les influences extérieures préjudiciables.

[2] La trame verte du Grenelle de l'environnement se définit par :

«1° Les espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité, et notamment tout ou partie des espaces visés aux livres III et IV» du code de l'Environnement;

«2° Les corridors écologiques constitués des espaces naturels ou semi-naturels ainsi que des formations végétales linéaires ou ponctuelles, permettant de relier les espaces mentionnés ci-dessus;

«3° Les surfaces en couvert environnemental permanent.

communautaire, de territoires nationaux, régionaux et jusqu'aux plus petites entités administratives.

Si pour certains ce succès est à rattacher au fait que la notion de corridor est familière et pédagogique (Harris et Gallagher, 1989), métaphorique et suffisamment vague et flexible (Van Der Windt et Swart, 2008), d'autres y voient une opportunité d'intervention politique ou encore un alibi pour aménager à tout va en dehors des zones de continuités (Boitani *et al.*, 2007).

On assiste à un écart entre le concept de corridor médiatisé, socialisé, et ses fondements scientifiques. On sort du cadre commun où la science produit des savoirs à destination d'experts, d'ingénieurs et de politiques qui les mobilisent au travers de stratégies de protection de la nature. C'est bien la demande politique (Van Der Windt et Swart, 2008) qui a engendré le développement du concept de réseau écologique alors qu'au sein de la communauté scientifique, c'est une notion qui fait encore largement débat. D'une part l'efficacité des corridors n'est pas toujours avérée, d'autre part certains auteurs dénoncent au travers de la mise en place des stratégies de réseaux écologiques une simplification de concepts écologiques complexes (Boitani *et al*., 2007). En effet, l'identification de continuités à une échelle territoriale ne peut traduire la complexité des interactions multi scalaires des systèmes écologiques.

Les corridors écologiques sont définis à de nombreuses échelles spatiales, de l'échelle locale (haie ou bande enherbée en bordure de parcelle agricole) à l'échelle continentale. Les aménageurs sont à la recherche d'outils et de méthodes pour définir concrètement l'emplacement, la forme, la nature et le cadre juridique de ces nouveaux objets, ces éléments étant dépendants de l'échelle considérée. Dans ce contexte de forte volonté politique d'intégration des corridors écologiques dans les aménagements, et en particulier dans la gestion des territoires agricoles, l'objectif de cet article est de présenter les bases écologiques des corridors, l'histoire de leur reconnaissance juridique, les méthodes d'identification et la complexité de leur mise en œuvre. Cette approche pluridisciplinaire apporte un regard sur la richesse et les faiblesses de ce concept et permet d'identifier des enjeux de recherche pour une meilleure utilisation dans l'aménagement du territoire en fonction des apports et des limites des connaissances actuelles.

Les bases scientifiques en écologie: le rôle des continuités écologiques pour le maintien de la biodiversité

Dans les paysages fragmentés, les mouvements entre taches d'habitat sont indispensables pour de nombreuses espèces afin d'acquérir suffisamment de ressources dispersées dans les paysages (Wiens *et al.*, 1993). Ces mouvements sont d'autant plus aisés que la fragmentation des habitats est faible ou que la connectivité est importante. Ils peuvent être journaliers (*i.e.* permettant aux individus de se déplacer pour accéder à l'ensemble des ressources qui leur sont nécessaires), saisonniers, ou être des mouvements de dispersion (réalisés principalement pour coloniser de nouveaux habitats ou renforcer des populations déjà existantes). Ces derniers permettent les échanges (d'individus, de gènes, …) entre les populations locales installées dans les fragments d'habitat. Les flux d'individus disperseurs assurent la recolonisation des habitats vacants ou le renforcement des populations de petite taille sujettes à extinction. Parmi les éléments qui concourent à augmenter la connectivité du paysage, les corridors ont été particulièrement étudiés.

Un corridor peut être défini comme une bande de terre ou de végétation (naturelle, plantée, perturbée, régénérée, restante) qui diffère des éléments du paysage qui s'étendent sur chacun de ses bords (Forman et Godron, 1986). Il s'agit d'un habitat linéaire qui connecte au minimum deux taches d'habitat (Beier et Noss, 1998). Ses fonctions majeures sont des fonctions (1) d'habitat, de refuge ou de puits de colonisation pour certaines espèces, (2) de conduit pour la dispersion et le mouvement, (3) de barrière ou de filtre séparant différentes zones, (4) de source d'éléments biotiques ou abiotiques pour la matrice environnante (Hess et Fischer, 2001). Les corridors participent à la connectivité structurelle du paysage, c'est-à-dire à la connectivité physique entre éléments du paysage, par contre ils n'ont un rôle dans la connectivité fonctionnelle que lorsqu'ils sont utilisés comme conduits par les espèces considérées.

C'est avec l'émergence de l'écologie du paysage au cours des années 80 (Forman et Baudry, 1984; Fahrig et Merriam, 1985; Noss, 1987; Simberloff et Cox, 1987) que la question du rôle des corridors a commencé à être débattue. De nombreux auteurs estiment que les corridors écologiques, en maintenant des liaisons entre des habitats isolés (Noss, 1987), permettent d'augmenter le mouvement et la taille des populations d'espèces à habitat restreint (Haddad, 1999; Haddad and Baum, 1999). Le rôle de conduit pour les mouvements a été mis en évidence pour de nombreuses espèces, les publications concernant pratiquement tous les

groupes taxonomiques, avec cependant une prépondérance des études sur les vertébrés, et en particulier les oiseaux et les mammifères. Mais le rôle d'un corridor dépend des espèces considérées, de leur comportement et de leurs traits de vie. Les espèces spécialistes utilisant un habitat précis de la mosaïque paysagère sont davantage à même d'utiliser les corridors que les espèces généralistes qui peuvent utiliser plusieurs, voire tous les éléments du paysage. D'autre part, l'échelle spatiale du corridor dépend des espèces considérées, il peut être de l'ordre de plusieurs dizaines de kilomètres de longueur pour les grands mammifères (Kautz *et al.*, 2006) ou de quelques dizaines de mètres pour des papillons peu mobiles tels que le myrtil, *Maniola jurtina (*Delattre *et al.,* 2010*)*. Leur largeur et leur nature influencent leur fonctionnement (Merriam et Lanoue, 1990; Charrier, Petit et al., 1997). Et enfin, leur efficacité dépend de la qualité de la matrice environnante : elle est d'autant plus forte que cette dernière diffère de la composition du corridor (boisements, prairies, …).

La plupart des recherches sont orientées vers l'identification du rôle de « conduit » pour une espèce particulière dont on connaît les caractéristiques écologiques. Mais en permettant le mouvement et/ou la survie d'une espèce cible, les corridors peuvent maintenir la biodiversité (richesse en espèces) à l'échelle du paysage. L'hypothèse est alors qu'ils assurent une même fonction pour un groupe d'espèces présentant des traits de vie similaires. Par exemple, (Damschen *et al.*, 2006) ont testé cette hypothèse sur un dispositif expérimental, avec des corridors créés par des coupes dans un massif forestier, et ont montré que la diversité végétale est toujours significativement plus élevée dans les taches interconnectées que dans les taches isolées.

Dans le cadre de la biologie de la conservation, des corridors ou réseaux de corridors ont été mis en place pour protéger des espèces en danger. C'est le cas pour l'éléphant (*Elephas maximus)* au Sri Lanka ou la panthère (*Puma concolor coryi)* en Floride. Dans ces exemples, le corridor est conçu en fonction des exigences écologiques des espèces, celles-ci sont en général bien connues, les espèces à protéger ayant fait l'objet de nombreuses études préalables. Ces aménagements ont souvent un effet positif sur les populations concernées. L'objectif actuel de la mise en place de réseaux écologiques ou de trames vertes est de maintenir la biodiversité dans sa globalité. Cet objectif est beaucoup moins précis, car les espèces à favoriser ne sont pas déterminées et la mobilisation des connaissances scientifiques est ainsi rendue plus difficile.

Malgré leur fonction reconnue pour compenser la fragmentation des habitats, le rôle écologique des corridors est encore controversé. D'une part, ils ne sont pas efficaces pour toutes les espèces et dans tous les contextes paysagers. D'autre part, leur efficacité peut, paradoxalement, plaider pour un usage précautionneux de ce type d'aménagement. En effet, ainsi qu'il a été souligné très tôt par (Simberloff et Cox, 1987), ils peuvent aussi constituer des voies de dispersion privilégiées d'espèces invasives (Hansen et Clevenger, 2005; Brown *et al.*, 2006), de maladies (Hess, 1994; Bienen, 2002) ou encore de perturbations telles que le feu. Si la propagation du feu ou celle des maladies peut aisément être perçue comme un effet négatif de la connectivité, la dispersion d'espèces invasives est avant tout le témoignage du bon fonctionnement des corridors écologiques et ne saurait servir d'argumentation négative à leur maintien ou leur renforcement.

L'apparition de la notion de corridor dans les politiques publiques

Parallèlement aux recherches en écologie, les corridors ont été progressivement intégrés dans les politiques publiques et dans les textes juridiques. Ils apparaissent désormais à tous les niveaux décisionnels de manière diffuse. Ainsi on trouve des références aux corridors tant au niveau international et communautaire, qu'aux échelles nationales et locales sans qu'une logique ascendante ou descendante puisse être clairement identifiée.

L'émergence du terme en droit supra-national

La notion de corridor apparaît explicitement en droit international dans quelques traités régionaux, notamment en Amérique centrale[1] ou en Europe via le protocole d'application de la convention alpine[2] dans le domaine de la protection de la nature et de l'entretien des paysages de 1994[3]. Plus récemment, la Convention-cadre pour la protection et le développement durable des Carpates, signée à Kiev en 2003, a invité ses parties à prendre des mesures appropriées en vue d'assurer la continuité et la connectivité entre les habitats naturels. Elle constitue le premier accord international qui fait explicitement référence à la nécessité pour les parties de constituer un réseau écologique sur le continent paneuropéen. Si les conventions mondiales de protection de la nature ne font pas de référence explicite aux

[1] La Convention relative à la conservation de la biodiversité et la protection des aires sauvages prioritaires date de juin 1992.

[2] Cette convention-cadre vise à assurer la protection et le développement durable de la chaîne alpine. Ratifiée par la France en 1995, elle est entrée en vigueur le 15 janvier 1996.

[3] L'article 12, intitulé Réseau écologique, impose aux parties de prendre les mesures adéquates pour établir un réseau national et transfrontalier d'aires protégées.

corridors, de nombreux textes non-contraignants de droit international demandent aux Etats de favoriser la préservation, voire la restauration de corridors écologiques. Il peut s'agir de recommandations des conférences des parties des conventions internationales ou de déclarations politiques soulignant l'intérêt des corridors écologiques[1]. Cependant, si le terme est souvent utilisé, il n'existe pour l'instant aucune définition consensuelle du terme corridor en droit international.

On retrouve la même dynamique en droit communautaire. Plusieurs textes[2] reconnaissent l'importance de maintenir la connectivité écologique. Le terme figurait d'ailleurs dans les textes préparatoires à la directive Habitat qui instaure le réseau Natura 2000, mais il n'a finalement pas été retenu dans le texte définitif. Le seul article qui fait directement référence à la notion n'est pas contraignant. Il demande aux états membres « Là où ils l'estiment nécessaire » d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages.

Une programmation nationale différenciée mais généralisée

Si les textes internationaux ont favorisé la généralisation de la notion, plusieurs pays ont, dans le même temps, cherché à favoriser la prise en compte des réseaux écologiques dans les politiques publiques. Selon les contextes historico-politiques, la notion a été intégrée dans différentes sortes de documents dès le début des années 90. Aux Etats-Unis, la notion de greenways, espace multifonctionnel alliant des objectifs de préservation et de récréation, était expérimentée (Fabos et Ryan, 2000). Dans le même temps, les pays d'Europe centrale et orientale, en lien avec leur tradition de planification des usages du sol (Jongman et Külvik, 2004), utilisaient majoritairement la loi pour organiser la connectivité entre leurs aires protégées par des corridors[3]. Quelques pays d'Europe occidentale ont également adopté une démarche législative, comme l'Allemagne[4]. D'autres pays ont choisi la voie des plans d'actions gouvernementaux pour prévoir la réalisation de réseau écologique national, comme

[1] Sur le continent européen, l'élaboration du réseau écologique paneuropéen qui découle de la Stratégie Paneuropéenne pour la Diversité Biologique et Paysagère de 1995 relève de cette catégorie qui bien que n'ayant pas d'effets juridiques, à proprement parlé, a un effet politique indéniable.

[2] 5ème programme d'action 1993-2000, JOCE n° 138, 17 mai 1993 ; Plan d'action en faveur de la biodiversité dans le domaine de la protection des ressources naturelles de 2001, Communication de la Commission "Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà – Préserver les services écosystémiques pour le bien-être humain (Com 2006-216).

[3] La République tchèque a intégré une disposition sur les corridors dans sa loi n°114-92 de protection de la nature et du paysage de 1992.

[4] Dans cet Etat fédéral, la réalisation concrète des corridors écologiques prévus par la loi du 25 mars 2002 §3, relève de la compétence des Etats fédérés.

les Pays-Bas[1] qui sont parmi les premiers pays d'Europe occidentale à s'être engagés dans cette voie. En fonction des pays, les règles, méthodes et définitions diffèrent mais l'utilisation des corridors se généralise dans les politiques publiques.

En France, les lois issues du Grenelle de l'Environnement mettent en place un dispositif spécifique aux corridors écologiques. La première loi[2] a fixé comme objectif la constitution d'ici 2012, d'une trame verte et bleue, outil d'aménagement du territoire qui permettra de créer des continuités territoriales[3]. Cette trame verte « sera constituée des espaces protégés et des territoires assurant leur connexion et le fonctionnement global de la biodiversité »[4]. La deuxième loi[5] organise le dispositif. Seront ainsi élaborées des orientations nationales relatives à la préservation des continuités écologiques et, à l'échelon local, des schémas régionaux de cohérence écologique. Les documents d'aménagements devront être compatibles avec ces documents qui, via une cartographie du territoire, devraient permettre un meilleur respect des continuités écologiques aussi appelées corridors.

Cette réglementation supplémentaire vient s'ajouter aux nombreux outils d'aménagement du territoire qui, pour nombre d'entre eux, se sont vus adjoindre le respect des continuités écologiques parmi les équilibres qu'ils doivent maintenir[6]. Cependant, cette strate thématique supplémentaire n'a pas vocation à s'appliquer directement, et pour préserver la connectivité, il est nécessaire d'utiliser les outils existants, qu'ils soient règlementaires ou incitatifs[7], globaux ou thématiques[8]. En effet, la mise en œuvre de corridors écologiques oblige à transcender les frontières habituelles des politiques publiques et à utiliser non seulement des outils juridiques

[1] D'autres exemples pourraient être cités comme le Luxembourg (Plan national pour un développement durable de 1999) ou le Kyrgyzstan (Plan d'action pour la conservation de la biodiversité de 1998).

[2] Loi n° 2009-967 de programmation relative à la mise en œuvre de l'environnement couramment appelée Grenelle 1 du 3 août 2009 (JO 5 août 2009).

[3] La trame bleue sera son équivalent pour les eaux de surfaces continentales et leurs écosystèmes associés.

[4] Article 24 de la loi précitée.

[5] Projet de loi portant engagement national pour l'environnement, texte adopté n° 504, 29 juin 2010.

[6] Article 13 du Texte adopté n°504 précité pour les directives territoriales d'aménagement, article 14 pour les schémas de cohérence territoriale, article 17 pour le projet d'aménagement et de développement durable.

[7] Quelques collectivités locales françaises, comme l'Alsace ou la région Nord-Pas-de-Calais avaient d'ailleurs précédé la disposition législative et mis en place un système d'incitation à la protection et la restauration de corridors écologiques.

[8] L'intégration de considérations environnementales dans les politiques sectorielles offre depuis plusieurs dizaines d'années, la possibilité de protéger et restaurer des corridors écologiques. Les premières mesures allant dans ce sens sont certainement les mesures agri environnementales, qui ont favorisé la protection et la restauration d'éléments linéaires du paysage. De nouvelles initiatives visant à la défragmentation des habitats naturels sont désormais envisagées, comme la restauration de la libre circulation des cours d'eau, le rétablissement de la circulation de la faune au-dessus des autoroutes, ou la plantation de haies dans les paysages agricoles de monoculture intensive.

issus du droit de la protection de la nature mais aussi des outils issus d'autres branches du droit, comme l'aménagement du territoire, le droit rural ou encore le droit relatif aux infrastructures de transport. Au-delà de l'intégration du concept de corridor dans les politiques sectorielles, le dispositif juridique prévu par la nouvelle loi française repose sur l'identification préalable des corridors par l'analyse des données scientifiques.

Des territoires aux réseaux : la mise en œuvre des corridors

Comment identifier les corridors écologiques de l'échelle régionale à l'échelle locale

De l'échelle de petites entités administratives à des échelles régionales ou internationales, la prise en compte des corridors semble passer avant tout par leur identification spatiale. Généralement, les experts et ingénieurs s'accordent sur une définition commune des corridors qui sont considérés comme des éléments paysagers linéaires entre deux taches d'habitats, au sein d'un environnement contrasté, la matrice. Toutefois, en fonction des objectifs définis et échelles considérées, les corridors sont constitués d'éléments de nature et de tailles différents. Ainsi, ils peuvent prendre en compte exclusivement des espaces boisés ou à l'inverse inclure des espaces mixtes constitués de surfaces en eaux, de zones humides, de zones prairiales et de bois. Ils peuvent être réduits à une haie à une échelle très locale ou correspondre à des continuums larges de végétation « naturelle ».

D'une façon générale, la cartographie des corridors est effectuée en utilisant des données multi-sources, mêlant télédétection, observations réalisées sur le terrain et bases de données cartographiques diverses. La télédétection constitue une source de données largement utilisée pour identifier et caractériser des réseaux écologiques, que ce soit de façon directe à travers le traitement et l'analyse de photographies aériennes et d'images de satellites ou de façon indirecte via l'exploitation de bases de données constituées à partir de données de télédétection, telles que Corine Land Cover.

Le corridor biologique méso-américain est un exemple de l'utilisation de données multisources. La NASA et le CCAD (Central American Commission on Environment and Development) ont initié un programme pour améliorer le suivi et l'analyse des conditions environnementales de ce corridor (Sader *et al.*, 2002). L'objectif est d'effectuer le suivi d'un ensemble de zones protégées, parmi lesquelles des parcs nationaux, et de déterminer des zones de conservation qui relieront les fragments d'habitats naturels existant en Amérique Centrale, du sud du Mexique aux frontières septentrionales de la Colombie. Pour cela, des bases de données régionales ont été constituées à partir de séries multitemporelles

d'images comprenant des images de satellites provenant de capteurs optiques à moyenne et à haute résolution spatiale (respectivement MODIS et Landsat), de radars (JERS-1C), et de relevés effectués sur le terrain. Des cartographies d'occupation et d'utilisation des sols ont été produites (Muchoney *et al.*, 2000; Hayes *et al.*, 2002), permettant de mettre en évidence la présence et la fragmentation des couverts forestiers et des zones humides, ainsi que leur évolution diachronique.

A une échelle plus locale, de nombreuses initiatives d'identification des corridors ont été recensées sur tous les continents. En France par exemple, un inventaire des méthodes de cartographie des corridors a été effectué à l'initiative de la Fédération des Parcs naturels régionaux de France (Quiblier, 2007; Birard, 2008). Ces cartographies ont été pour la plupart réalisées à partir de l'inventaire des zones ayant un statut de protection (RNN, APPB, ...) et/ou pour lesquelles des inventaires faunistiques et floristiques détaillés ont été réalisés (ZNIEFF, sites NATURA 2000, ...), de l'utilisation de photographies aériennes et de travaux de terrain complémentaires permettant de définir la qualité des éléments paysagers repérés précédemment. Toutes ces informations collectées sont compilées dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG), l'analyse du réseau de corridors reposant principalement sur la qualité et la précision des données intégrées dans le SIG. A cette échelle, l'utilisation d'images de satellite pour l'identification des corridors est encore marginale. A une échelle micro-locale, de nombreux corridors ont été cartographiés, notamment dans le cadre de l'élaboration de documents de planification tels que des SCOT[1], et identifiés à partir de photographies aériennes et d'observations effectuées sur le terrain.

Quelles que soient les échelles et les démarches privilégiées pour cartographier la connectivité structurelle des éléments du paysage, il apparaît nécessaire d'évaluer l'efficacité fonctionnelle, d'un point de vue écologique, des corridors potentiels ainsi obtenus, avec les difficultés inhérentes à cette évaluation, comme nous l'avons déjà précisé.

Des stratégies complexes à mettre en œuvre

Ainsi, le corridor écologique est rapidement devenu l'objet médiateur d'une nouvelle approche des stratégies de conservation de la nature portant sur le concept de réseau écologique et répondant au besoin d'une conservation intégrée de la biodiversité. La première conséquence est évidemment l'étendue du territoire concerné et la plus grande diversité des acteurs en charge de sa mise en œuvre. Les corridors, quelle que soit leur taille, couvrent des

[1] Schéma de cohérence territoriale

surfaces relativement importantes, agricoles, forestières ou autres. Ainsi, comme dans le cas du réseau Natura 2000 (Alphandery et Fortier, 2001) qui peut couvrir plus de 20% du territoire (30% en Languedoc Roussillon par exemple), l'association des acteurs comme celle des propriétaires fonciers ainsi que des aménageurs est une condition *sine qua non* pour le maintien des continuités écologiques. En termes de stratégies, la multifonctionnalité des corridors est à ce titre très souvent mise en avant comme facteur de leur acceptation. Des fonctions écologiques à l'identité territoriale et récréationnelle en passant par les services écosystémiques, les corridors les plus robustes sont alors ceux qui combinent fonctions écologiques et sociales (Van Der Windt et Swart, 2008). L'objet « corridor biologique» symbolise ainsi à lui seul la volonté d'en finir avec une vision binaire du territoire qui serait composé de zones soit néfastes soit propices pour le maintien de la biodiversité. La nature sort de sa réserve et il s'agit maintenant de protéger les espaces nécessaires à l'ensemble du cycle de vie des espèces (Mougenot et Melin 2001).

L'enjeu est ainsi de mettre en réseau avant tout les acteurs, de leur donner les moyens de s'impliquer dans des dispositifs participatifs afin de tendre vers une réelle intégration qui suppose l'environnementalisation des politiques publiques et la diffusion des objectifs de conservation dans les politiques sectorielles.

Au regard de la complexité des systèmes naturels, de l'incertitude scientifique et du caractère innovant des démarches de réseau écologique, il s'agit de développer des dispositifs socio techniques associant scientifiques, experts naturalistes et acteurs du territoire qui permettent l'établissement d'un langage commun. Les méthodes d'animation doivent permettre d'articuler les points de vue, et d'aider les acteurs à interagir. Dans les divers dispositifs en cours au niveau français, de la coconstruction qui associe l'ensemble des parties prenantes à une approche beaucoup plus technique qui privilégie le débat entre experts en appui aux gestionnaires, on observe une grande diversité d'objectifs et de modalités d'action. Au delà du compromis entre efficacité écologique et acceptabilité sociale, on a pu constater que certains dispositifs et les méthodes d'animation qui les accompagnent engendrent des difficultés d'explicitation des objectifs, négligent l'élaboration d'une vision partagée et travaillent avec des définitions non stabilisées[1] au sein des collectifs d'acteurs mobilisés. Les scientifiques sont sollicités pour la légitimité et la garantie scientifiques qu'ils apportent mais

[1] Ainsi en est-il des concepts de réseau, de continuité, de corridor et de trame mobilisés tour à tour par les acteurs sans toujours se référer aux mêmes objets.

souvent les connaissances nécessaires manquent ou sont mal adaptées aux besoins d'opérationnalité des maîtres d'ouvrage, les incertitudes sont alors insuffisamment partagées avec les acteurs locaux.

L'échelle des corridors écologiques

Les éléments présentés dans cet article soulignent la complexité de la notion de corridor et de son application au travers de stratégies de conservation pour un aménagement durable du territoire. Les corridors peuvent être définis à toutes les échelles spatiales en fonction des objectifs qui leur sont assignés, ce qui fait de la question d'échelle un enjeu majeur de leur appréhension.

Pour l'écologue, la connectivité écologique est une notion qui se traduit par le bon fonctionnement écologique et génétique des populations animales et végétales. En revanche, sa quantification est délicate car dépendante de l'échelle de perception ou de capacité de dispersion des espèces dans le paysage. Quand on considère les caractéristiques d'un corridor (dimensions, complexité, diversité, naturalité/artificialité …), on constate qu'il existe des seuils variables, selon les espèces, en dessous ou au-dessus desquels il ne remplit plus ses fonctions. Sa fonctionnalité est donc étroitement liée aux exigences écologiques des espèces et aux objectifs de conservation visés. Or il n'y a actuellement pas assez de données disponibles sur l'utilisation de l'espace par les espèces ou les groupes fonctionnels d'espèces pour identifier facilement la forme et la nature d'un corridor à créer ou renforcer.

On peut cependant en fonction de la littérature, définir une gamme d'échelle et des patrons généraux d'utilisation de l'espace qui permettent d'explorer un territoire à la recherche de corridors ou autres continuités écologiques. Pour cela, l'analyse spatiale à plusieurs échelles s'avère nécessaire. Deux aspects, qui peuvent être contradictoires, sont à prendre en considération : la précision attendue, et le type de données utilisées. Les données de télédétection facilitent la production d'informations sur un territoire à des échelles spatiales différentes, au travers de l'utilisation de plusieurs sources complémentaires. Toutefois, l'identification de corridors à partir de ces données soulève deux questions majeures : d'une part la prise en considération de l'hétérogénéité spatiale des corridors écologiques; d'autre part la mise en correspondance des corridors cartographiés à différentes échelles. De ce fait, il n'existe pas d'échelles spatio-temporelles adaptées à l'identification des corridors écologiques, mais une multitude de choix qui sont fonctions de la problématique de départ. Ceci souligne l'importance d'une définition claire des objectifs poursuivis, autrement dit de

répondre aux questions « quel type de corridor veut-on identifier et pour quoi faire ? », avant de mettre en œuvre une méthode d'identification et d'utiliser des instruments juridiques à des fins de protection.

Nous avons pu voir que l'échelle de mise en œuvre d'un réseau dépendait des acteurs mobilisés, des objectifs et des limites associés ainsi que du type d'actions à mettre en place. Il est donc nécessaire d'aborder leur mise en place à plusieurs échelles en associant des approches aux plus petites entités administratives à des approches aux échelles régionales.

Quelle est la place de la recherche dans le processus de mise en place des corridors?

Nous avons souligné l'écart entre les connaissances scientifiques et les enjeux politiques. Cela pose clairement des questions sur la place de la science dans la construction de cet objet, et nécessite de préciser les thématiques de recherche à développer dans ce contexte. Le corridor écologique illustre le passage rapide d'un concept scientifique dans la sphère politique. Il en résulte un décalage entre les résultats scientifiques disponibles et les demandes des acteurs de l'aménagement, car la science ne peut pas fournir des résultats qui permettent d'agir et de prédire avec précision le devenir de la biodiversité en fonction de scénarios d'aménagement. En effet les scientifiques ne pourront jamais évaluer l'utilisation d'un corridor par toutes les espèces prises individuellement, même si l'on peut penser que des synthèses pourront être réalisées dans les années à venir donnant aux aménageurs des conseils pratiques sur les types d'espèces qui peuvent bénéficier des corridors (Haddad, 2008). Pour améliorer les relations entre la science et les acteurs de l'aménagement, outre la poursuite des thématiques en cours, la recherche doit s'investir dans de nouvelles approches pour développer une gestion adaptative. Il faut en effet évaluer sur le long terme les aménagements réalisés pour identifier leur fonctionnement et éventuellement les causes de leur dysfonctionnement. Parmi les pistes de recherche à explorer, on peut citer l'analyse de la connectivité biologique au niveau des communautés pour répondre aux objectifs de la trame verte et bleue de prendre en compte la biodiversité au niveau régional, ou la possibilité de tester, par des modèles, l'efficacité des corridors pour des espèces présentant des traits comportementaux semblables et ainsi de pouvoir généraliser les résultats obtenus au niveau spécifique. Mais au delà des efforts de recherche qui permettront d'alimenter les connaissances fondamentales sur la connectivité écologique, l'objet corridor et le rôle central que lui confèrent les acteurs de la conservation dans la mise en place des stratégies de réseau

écologique, interrogent le positionnement des scientifiques dans les différents dispositifs et plus globalement l'interaction entre science et action (van Der Windt et al 2009). L'expérience du projet de recherche « Diva corridor » financé par l'état Français et dans lequel s'inscrit cet article, a montré l'intérêt d'une approche pluridisplinaire, d'une part, et associant les acteurs de la conservation, d'autre part. En effet, au sein de ce collectif hybride, le gestionnaire a été en mesure d'appréhender toute la complexité de la notion de corridor et le scientifique a bénéficié d'un lien étroit avec le monde de l'action lui permettant d'ajuster ses orientations de recherche.

CONCLUSION

Malgré la complexité du concept de corridor écologique, sa définition à de multiples échelles spatiales et administratives, il est une réalité que l'on doit prendre en compte dans la gestion de la biodiversité. S'il est bien conçu, en fonction d'objectifs précis, cet outil pourra favoriser les mouvements d'individus et d'espèces cibles indispensables au maintien de la biodiversité dans les paysages hétérogènes et fragmentés et être la base d'une concertation entre acteurs pour l'aménagement et la gestion des territoires. Il faut cependant veiller à ce que le besoin systématique de cartographier un réseau écologique n'engendre une approche trop réductrice de la connectivité des milieux qui se traduirait par la seule matérialisation des corridors.

LITTÉRATURE CITÉE

Alphandery P. and A. Fortier, 2001. Can a territorial policy be based on science alone? The system for creating the Natura 2000 network in France. *Sociologia Ruralis* 41, 3, 311-+.

Beier P. and R.F. Noss, 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.

Bennett A.F., 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation, Gland, Switzerland and Cambridge, IUCN.

Bienen L., 2002. Informed decisions conservation corridors and the spread of infectious disease. *Conservation in Practice* 3, 2, 10-19.

Birard C., 2008. Les corridors et la trame écologique nationale ; état d'avancement des expériences et perspectives., Séminaire technique des PNR « les corridors et la trame écologique nationale : état d'avancement des expériences et perspectives ». Parc naturel régional des volcans d'Auvergne

Boitani L., Falcucci, A., et al., 2007. Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation. *Conservation Biology* 21, 1414-1422.

Brown G.P., B.L. Phillips, et al., 2006. Toad on the road : Use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. *Biological conservation* 133, 8 8 -9 4.

Callon M., P. Lascoumes, et al., 2001. Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique, Paris.

Charrier S., S. Petit, et al., 1997. Movements of Abax parallelepipedus (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracing study. . *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Dahlquist R.M., M.P. Whelan, et al., 2007. Incorporating livelihoods in biodiversity conservation: a case study of cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 16, 8, 2311-2333.

Damschen E.I., N.M. Haddad, et al., 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313, 5791, 1284 - 1286.

Delattre T., J.B. Pichancourt, et al., 2010. Grassy field margins as potential corridors for butterflies in agricultural landscapes : a simulation study. *Ecological Modelling*.

Etlicher B., G. Bourbon, et al., 2009. Les corridors écologiques dans le Massif Central Français Essai d'application de la méthode Econat - REDI aux données Corine Land Cover. Rapport d'étude.

Fabos J.G. et Ryan R.L., 2004.International greenway planning : an introduction. *Landscape and urban planning*, 68, 143-146.

Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology evolution and systematics* 34, 487-515.

Fahrig L. and H.G. Merriam, 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66, 1762-1768.

Forman R.T.T. and J. Baudry, 1984. Hedgerows and hedgerow networks in Landscape Ecology. *Environmental Management* 8, 499-510.

Forman R.T.T. and M. Godron, 1986. *Landscape ecology*, New York, John Wiley and sons.

Haddad N.M., 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9, 2, 612-622.

Haddad N.M., 2008. Finding the corridor more traveled. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 50, 19569-19570.

Haddad N.M. and K.A. Baum, 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9, 2, 623-633.

Hansen M.J. and A.P. Clevenger, 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological conservation* 125, 249-259.

Hanski K. and O. Ovaskainen, 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* 64, 1, 119-127.

Harris L.D. and P.B. Gallagher, 1989. New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors, in MacKintosh (Ed), *Preserving communities and corridors*. Washington, Defenders of Wildlife.

Hayes D.J., S.A. Sader, et al., 2002. Developing a forest conversion history database to explore the temporal and spatial characteristics of land cover change in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. . *Landscape Ecology* 17, 299-314.

Hess G.R., 1994. Conservation corridors and contagious disease: A cautionary note. *Conservation Biology* 8, 1, 256-262.

Hess G.R. and R.A. Fischer, 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55, 3, 195-208.

Jongman r., 1994. An ecological main structure for the European, in e. a. Cook and h. n. Van lier (Eds), *Landscape planning and ecological networks*. Amsterdam, Elsevier Sciences B.V.

Jongman R. and I.B. Kristiansen, 2001. Approches nationales et régionales pour les Réseaux écologiques en Europe. 95.

Jongman R.H.G., M. Külvik, et al., 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68, 305-319.

Kautz R., R. Kawula, et al., 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological conservation* 130, 118-133.

Merriam H.G. and A. Lanoue, 1990. Corridor use by small mammals: field measurements for three experimental types of Peromyscus leucopus. *Landscape Ecology* 4, 123-131.

Muchoney D.M., J. Borak, et al., 2000. Application of the MODIS Global Supervised Classification Model to Vegetation and Land Cover Mapping of Central America. *International Journal of Remote Sensing*, 1115-1138.

Noss R.F., 1987. Corridors in real landscapes. A reply to Simberloff and Cox. *Conservation biology* 1, 159-164.

Quiblier M., 2007. Les éléments de la recherche scientifique mobilisables pour la mise en œuvre des corridors écologiques ; Choix des espèces cibles et identification des connaissances nécessaires. 155, Fédération des Parcs naturels régionaux de France.

Sader S.A., T. Sever, et al., 2002. Monitoring the mesoamerican biological corridor using multi-scale and multi-temporal remote sensing, Pecora 15/Land Satellite Information IV/ISPRS, *Commission I/FIEOS 2002*.

Simberloff D. and J. Cox, 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1, 63-71.

Taylor P.D., L. Fahrig, et al., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571-573.

Van Der Windt H.J. and J.A.A. Swart, 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45, 124-132.

Wiens J.A., N.C. Stenseth, et al., 1993. Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos* 66, 3, 369-380.

Chapitre 2

Réseaux écologiques: vers une conservation intégrée de la biodiversité

Ruppert Vimal[1], Raphaël Mathevet[1], John D. Thompson[1]

Article soumis (Journal for Nature Conservation)

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

Résumé

Au cours des deux dernières décennies, le concept de réseau écologique a reçu une attention particulière notamment en Europe à différentes échelles et dans des contextes paysagers variés. Il permet de définir des stratégies de conservation de la biodiversité au-delà des aires protégées et d'intégrer les enjeux écologiques et sociaux dans le processus de planification territoriale. Cependant, de récents débats ont interrogé la pertinence des stratégies de réseau écologique. Sur la base d'une discussion quant aux limites conceptuelles relatives à la mise en œuvre des réseaux, notre objectif ici est d'identifier les enjeux relatifs à la transition de modèles et de connaissances de la science à l'action. Nous argumentons qu'une gestion plus collective et plus explicite de la complexité et de l'incertitude inhérentes aux processus écologiques que ces réseaux sont supposées intégrer pourrait permettre de consolider les relations entre science et politique et ainsi aboutir à des stratégies de conservation plus efficaces. En ce sens, le réseau écologique n'est plus perçu comme une fin en soi, un objectif à atteindre mais plutôt comme un moyen pour mettre en place une politique de conservation intégrée.

Mots clés: biodiversité, réseau écologique, modèle, science post-normale, conservation intégrée

Abstract

Last two decades ecological network concept has received a particular attention in Europe on a wide range of spatial scales and in diverse landscape contexts. It allows the implementation of conservation strategies that goes beyond protected area designation to integrate ecological and social issues into regional conservation planning. However, the pertinence of ecological networks as a conservation strategy has recently provoked debate. Based on a discussion of the conceptual limits of ecological network implementation, our purpose here is to identify issues concerning the transition of models and knowledge from science to action. We argue that a more collective and explicit management of complexity and uncertainty concerning the ecological processes which such networks supposedly integrated could greatly strengthen the relation between science and policy for more effective conservation strategies. In this way the ecological network could be reframed not as a simple objective but rather as a means for integrated conservation policy.

Key words: biodiversity, ecological network, model, post-normal science, integrated conservation

Titre original: The changing landscape of ecological networks

INTRODUCTION

In response to the challenge of a worldwide biodiversity crisis (Pimm *et al.*, 1995), the concept of integrated conservation has been increasingly developed (Margoluis and Salafsky, 1998; McShane and Wells, 2004) to bring environmental issues to the forefront in contemporary practice (Rosenzweig, 2003). This reflects a growing recognition of the importance of global conservation issues related to the protection of natural heritage sites and to the maintenance of the ecosystem functions necessary for the development and well-being of human societies (MEA, 2005). However, twenty years after the concept's emergence, its implementation remains questionable. Insufficiently clear objectives, the absence of a participative approach and a short-term vision in project monitoring and evaluation all limit the efficiency and success of integrated conservation action (Brandon and Wells, 1992). To play an effective role, sustainable development must be incorporated in a territory's organisational, structural and material dimensions (Laganier *et al.*, 2002) as well as implicated in its daily management and decision-making (Mathevet and Mauchamp, 2005; Mormont *et al.*, 2006).

The science of conservation biology has been described as a "crisis discipline" which developed in response to the need "for action" in the 1980s (Soule, 1986; Primack, 1993) and ever since as a "mission-driven" discipline (Meine *et al.*, 2006). As biodiversity has become a major issue in public debate (Palmer *et al.*, 2004; Johns, 2010), understanding the relationships between the concepts and ecological principles which form the framework of conservation science and the practical objectives of conservation managers and decision makers is now a key issue.

A major advance in conservation biology concerns the recognition that biodiversity conservation must go beyond protected area boundaries (Grumbine, 1994; Poiani *et al.*, 2000; DeFries *et al.*, 2007; Hansen and DeFries, 2007). In this context, the concept of ecological networks has rapidly become an important feature of conservation planning (Mougenot and Melin, 2000; Jongman and Kristiansen, 2001; Jongman *et al.*, 2004; Opdam *et al.*, 2006). Indeed, in landscape ecology and planning literature, the ecological network has been promoted as "an imaginative spatial concept that helps to focus on ecologically relevant structures in the landscape and clarify arguments in priority setting" (Opdam *et al.*, 2006 p. 329) and which facilitates communication among actors (Jongman *et al.*, 2004). However, in

conservation and ecology literature there has been recent debate on the pertinence of the ecological network concept (Boitani *et al.*, 2008).

In this paper we question the role of the representation of an ecological model in order to analyze the transition from that which raises implicit awareness of ecological network ("the conceptual ecological network") to the ecological network as a tool for conservation ("the ecological action network"). We discuss how the implementation of an ecological network can provide the opportunity to revise both the conceptual and action models of an integrated conservation policy. In this way, we present the issues at stake related to the relativity and contingency of knowledge used for biodiversity conservation and discuss the need for a firm and articulated relationship between science and policy.

THE IMPLICIT RECOGNITION OF THE CONCEPTUAL ECOLOGICAL NETWORK

Since the 1980s, ecology has been modernised by a dynamic concept which integrates disturbance as a factor contributing to the organisation and dynamics of biodiversity in space and time (Pickett and White, 1985; Wu and Loucks, 1995). The study of the different organisational levels of biodiversity requires that the limits of ecological systems be defined, hence the recourse to the study of populations, communities or ecosystems. These representations and the models dependent on them are necessary for scientists to understand biodiversity and its dynamics but are not based on fixed or closed perimeters (Von Bertalanffy, 1968). As the dynamic and open character intrinsic to ecological systems has been recognised, two major conceptual developments have occurred in conservation biology: first, the need to maintain species' genetic diversity and evolutionary potential in order to ensure continued diversification (Stockwell *et al.*, 2003) and second, the importance of a functional approach for the interpretation of the spatial scales of ecosystem function (Grumbine, 1994; Grumbine, 1997) and the spatial scale of interactions between organisms and their environment (DeFries *et al.*, 2007).

Agricultural intensification, urbanisation and associated land development and construction of transport networks have given rise over the last fifty years to an unprecedented fragmentation of natural habitats and landscapes (Stanners and Bourdeau, 1995). In response to this fragmentation and the realisation that changes in land-use represent one of the greatest contemporary threats to biodiversity (Sala *et al.*, 2000), the study of habitat

fragmentation has become a leading research theme in conservation biology (Fahrig, 2003). Following its initial reference to the island models of (MacArthur and Wilson, 1967) and the development of the concept of meta-populations (Hanski, 1999), the scientific community has principally addressed the role of two factors in the maintenance of species in a given area (Soulé and Simberloff, 1986). First, the minimal size of a population for its viability (Shaffer, 1981) which is often related to an effective surface area of habitat (Pickett and Thompson, 1978), has long been a dominant theme in much research. Second, it has become increasingly recognised that the relationship between dispersal capacity and the spatial arrangement of habitat patches in the landscape can affect species' persistence on a regional scale (Wiens *et al.*, 1993; Lindenmayer *et al.*, 2008). A great majority of studies have focused on individual species. The reductionism inherent in such a species based approach (Franklin, 1993) and the inherent differences among species in their dispersal capacity and movement patterns has led to a growing appreciation of the complexity underlying any attempt to quantify the ecological connectivity of a given landscape (Lindenmayer *et al.*, 2008).

Following on from this development of ecological knowledge and concepts, a transition in nature protection has occurred from the protection of isolated, often unique environments or species from human activity to the conservation and the restoration of interconnected environments both in human-dominated landscapes (Jongman *et al.*, 2004) and in more pristine areas (Hilty *et al.*, 2006). Policy has thus evolved to reduce the gap between protected and unprotected areas and to integrate the functioning of ecological systems into landscape management and planning.

The Convention on Biological Diversity (CBD) which concluded at Rio de Janeiro on June 5th 1992 marked a major step towards integrating protected areas with their surrounding landscapes. In its Article 8 on *in-situ* conservation the CBD invites each party to "promote environmentally sound and sustainable development in areas adjacent to protected areas with a view to furthering protection of these areas". The creation of Man and Biosphere reserves since the early 1970s (UNESCO, 1996) and current moves to produce a more functional zoning of these reserves and ecological connectivity between core areas of biosphere reserves and their surroundings (UNESCO, 2008) also illustrate this trend. Although strictly protected areas continue to be designated, protected areas' strategies have diversified to integrate human activities. There has thus been a significant move towards policy which integrates the notions of ecological connectivity and regional processes within landscape management and planning (Bonnin, 2008). For example, the Water Framework Directive and the agri-environment

policy in Europe show how well environment issues have begun to be incorporated in structural policies.

Thus we showed that this increasing awareness of the importance of spatial ecological and evolutionary processes in biodiversity conservation strategies (Smith *et al.*, 1993; Balmford *et al.*, 1998; Poiani *et al.*, 2000; Pressey *et al.*, 2003; Rouget *et al.*, 2003) has led to a change in focus from reserve designation to the elaboration of conservation management strategies for whole territories (Mougenot and Melin, 2000). The existence of a conceptual ecological network, defined by the interdependency of natural systems which contributes to their integrity on all spatial and temporal scales, has become implicitly recognised both from a scientific and strategic viewpoint.

THE ECOLOGICAL ACTION NETWORK

During the 1970s, the ecological network concept emerged and received special attention, notably in Europe with initiatives in several countries (Mander *et al.*, 1987; Ministry of Agriculture, 1990; Bucek *et al.*, 1996) and the adoption of a Pan-European Ecological Network (PEEN) (Europe, 1996; Bonnin *et al.*, 2007) to maintain a coherent combination of zones representing the natural and semi-natural landscape elements. Early on the IUCN adopted the notion of ecological corridors in its worldwide biodiversity scheme (IUCN, 1980) which was later followed by its recognition of the importance of ecological networks at the World Conservation Congress in 1996. Recently, numerous initiatives have sprung up on continental, national and regional scales.

In practice, network planning is based on the "patch, matrix, corridor" model in the classic text on landscape ecology of (Forman and Godron, 1986) and correspondingly strives to identify core biodiversity zones, buffer zones and connecting corridors (Jongman *et al.*, 2004). The recognition of core areas, often already delimited in the form of protected areas is a fairly simple task. Such areas should be buffered from external human impacts with a surrounding buffer zone and linked to one another by ecological corridors. These structural components prevail in planning documents (Vos *et al.*, 2007), the most of which attempt to identify continuums of habitat types across the landscape (Berthoud *et al.*, 2004).

Developed for the particular context of highly human-dominated landscapes in Europe, the ecological network concept has obtained unprecedented social and political success (Jongman *et al.*, 2004). Ecological networks portray an attractive and simple model for

visualising biodiversity conservation on a scale that goes beyond the boundaries of protected areas and links biodiversity conservation to land-use planning (Opdam *et al.*, 2001; Opdam *et al.*, 2006). The representations of an ecological network, and notably the corridor, are sufficiently vague, flexible and metaphorical to win them support among and favour their appropriation by a large number of actors (Van der Windt and Swart, 2008).

Nonetheless, this emphasis on an operational representation that focuses on a structural connectivity which supposedly allows for a more complete consideration of biodiversity, causes ecological network implementation to oversimplify complex ecological concepts (Boitani *et al.*, 2007).

Although the importance of connectivity for species persistence is clear in many cases (Boitani *et al.*, 2007; Lindenmayer *et al.*, 2008), there has been much scientific debate on the positive, negative or neutral aspects of ecological corridors (Beier and Noss, 1998; Haddad, 1999; Haddad and Baum, 1999; Breininger and Carter, 2003; Crooks and Sanjayan, 2006). An important issue here which is often neglected in the debate is that corridors are only one element of the different possible ways in which connectivity is achieved (Simberloff *et al.*, 1992; Levey *et al.*, 2005; Van der Windt and Swart, 2008). Connectivity is not simply a measure of spatial separation based on patch size and distance, but a measure of the extent to which species, resources and ecological processes can move in a landscape (Lindenmayer *et al.*, 2008). These authors stress that the model suffers from its binary vision of a territory comprising either favourable or detrimental zones which thus neglects other aspects of the landscape. Such a model is poorly adapted to large parts of rural Europe and elsewhere, where human activities have greatly affected the spatial organisation of biodiversity and contributed to the evolution of a heterogeneous mosaic landscape with multiple habitats and multiple usages. In a non exhaustive manner, we detail here some key points which justify this criticism.

First, the reliance of an approach based on identifying corridors as continuous elements of a particular habitat type is highly problematic since connectivity is often maintained in discontinuous and variable landscapes. Indeed for some species what is important is connectivity among different types of habitat for different activities (foraging – nesting for example) or parts of the life-cycle (seasonal habitats).

Second, the logic of an ecological network policy is based on the idea that by connecting patches, one can increase effective population size and favour the overall persistence of

species in a region (Opdam *et al.*, 2006). This may well be true in many cases; however in some situations a primary conservation objective may be to increase the size of individual populations by reinforcement strategies because if individual populations are too small they are unlikely to export individuals. In this situation, structural connectivity will not equate to functional connectivity and arguments based on spatial cohesion will be questionable. The idea that ecological networks provide a solution to fragmentation does not hold if individual patches are too small to export individuals.

Third, the problem with a structural description of landscape and habitat fragmentation is that isolated communities may take a long time to show the real effects of fragmentation. For example, species richness in grassland fragments has been shown to be determined by historical patterns of landscape configuration and not contemporary ones (Lindborg and Eriksson, 2004). Recommending corridors based on contemporary habitat configuration and a purported need for enhanced connectivity may thus be flawed.

Overall, the emergence of ecological networks questions the possibility of spatially identifying a set of landscape elements in order to define a strategy for biodiversity in its entirety. Even in intensively human-dominated landscapes, and certainly for more rural landscapes which are maintained by extensive pastoralism and other non-intensive agriculture, an ecological network is more than just a network in its true sense of interconnected nodes. We argue that the conceptual limitations described above can be justified by an over reliance on translating maps into processes and a rather poor and confused definition and representation of the processes they conceal. In addition to the traditionally recognised ecological components (core and buffer zones, corridors), the remaining matrix (in addition to buffers) should also be identified as having critical ecological functions (see also Hilty *et al.* 2006). The ecological network concept needs to integrate the complexity of interactions and interdependency across the landscape matrix.

SYSTEMS AND NETWORKS

The next point we raise here concerns the discrepancy between the conceptual ecological network and the development of an ecological action network. This illustrates the difficulty of accounting for all nature's complexity when it comes to action and questions the integration of complex and uncertain knowledge into conservation strategies (Cullen, 1990; Hayward, 2006; Moore *et al.*, 2009). Mougenot (2003, p. 57) captured the situation all too well:

"instead of witnessing the immediate acceptance of this concept we have observed that a new debate has begun".

By definition, the conceptual ecological network is neither materialisable nor perceptible. Its comprehension requires first and foremost a comprehension of the extent of our knowledge of the function and dynamics of ecological systems, whose complexity mean that our understanding is plagued with uncertainty. Biodiversity conservation occurs in an uncertain world (Burgman *et al.*, 2005). The diversity of relevant systems must be mobilised and incorporated through a multitude of models. One has also to understand the links which give the conceptual network its coherence. The conception of ecological networks and their interpretation requires the use of a conceptual framework borrowed from systems theory, network science and philosophy. According to Dupuy (1985), if a system is defined internally by its sub-systems and externally by its relationships with the environment, it can be represented as a network. In contrast to a system, a network allows for communication because it is non-hierarchical. Connectivity is to the network what organisation is to the system, and the former should be considered as "all the system's relationships which allow it to function". Consequently, the acknowledgement of a conceptual ecological network clearly demonstrates its link to interdependency and to processes. The network is the relational machine *par excellence* (Bressand and Distler, 1995).

As discussed above, the ecological action network is based primarily on a landscape system's structural aspects, through supposedly identifiable elements such as core areas of biodiversity or ecological corridors. Reductionism thus manifests itself in two ways. First, understanding the action network depends exclusively on the landscape scale. Second, the representation of links between different elements (or subsystems) of an eventual landscape system is ensured by a unique model. In other words, understanding the way ecological networks operate uniquely through the "patch, corridor, matrix" model is like considering an area's social network exclusively through the physical connections which interlink different village populations (numbers and lengths of roads, etc.). Understanding social networks requires many levels of analysis (such as relations between individuals within villages) as well as understanding alternative means of contact (such as the telecommunications network).

This change in ecological action networking is linked to analogies made possible by the polysemy of the networks concept (Bakis, 1993). If the ecological action network has seen such success it is very much because it is rendered analogous to other better known networks which are characteristic of our society, such as transport or communications networks,

(Keulartz, 2007; Van der Windt and Swart, 2008). As points out Musso (1999), “from being natural, the network becomes artificial, (...) the engineer conceives and constructs it while the doctor observes”.

MODELLING AND ACTION

The implementation of conservation policies reflects the nature of their supporting knowledge and highlights the question of knowledge sharing between scientists and field managers and between different disciplines. Scientists use models for specific purposes in order to test predefined hypotheses. They make the choice of pertinent models and collectively judge the contingency and reductionism they engender. The “patch, corridor, matrix” model was thus formalised with a specific aim: to establish a link between the spatial organisation of landscape elements and biodiversity dynamics.

The heterogeneity of the knowledge and expertise of conservation managers, as well as the gap between action situations and conceptual ideas, requires a transfer of knowledge and models uncorrupted in their use or cognitive mobilisation. In the context of the ecological network, the model has a different meaning in the scientific community, where it is used to test hypotheses relative to the functioning of populations in a landscape, compared to in a local society, where it becomes the unique representation of the complexity of ecological systems in a given area. The spatial arrangement of landscape elements is used as a basis to establish a strong link between structure and function (Bruter, 1976). This underlines the issue of scientific simplification and of the significance of its use in land planning. Indeed, the model’s transmission is socially situated and thus dependent on a socio-political context for the development of conservation policies.

Parallels can be drawn from other disciplines which show the precautions needed in terms of model-usage. Kuznet’s environmental curve is often employed by economists to interpret the relationship between human development and environmental pollution (Grossman and Krueger, 1993), in order to justify a particular model of economic growth (viz. a World Bank report 1992). Meunié (2004) has denounced the manipulation of this curve and illustrates the limits of the empirical approaches which have legitimised it. The question now becomes "what political use can be made of a model resulting from an important and perilous simplification but whose mediatised efficiency, in terms of the partners that engage with the project, is clear?”

The model can be perceived as a useful intermediary for scientists to test hypotheses and to refine knowledge step by step (Vinck, 1999). In much the same way, we propose the model as an intermediary to facilitate interactions and the transfer of knowledge between stakeholders and for reflection on the political and technical complexity of decision-making (ComMod, 2009). We therefore propose a shift from the ecological action network as an objective towards a network which more clearly represents a means of introducing governance and collective thought and action for land development and conservation. This shift underlines the debate surrounding the representations and conversion modes necessary for the elaboration of a social compromise capable of incorporating the range of knowledge on the mechanisms of socio-ecological systems. At a minimum, the model indicates the importance of linking science and socio-politics in order to resolve ecological problems (Latour, 1999), the first step towards an indispensably co-constructed and integrated conservation policy.

INTERACTIONS BETWEEN SCIENCE AND SOCIETY

Reflecting on ecological systems and their conservation is part of the debate which reconsiders the hegemony of scientific knowledge in our societies. Although the methodological reductionism of science may have led to the illusion of a simple and accessible world (Morin, 1979), postmodernism, relativism and constructivism have produced anthropological positions which question rational knowledge founded on universal scientific laws and experimental methods (Kuhn, 1962). There has thus been a dissolution of scientific questioning in politics.

On an operational level, conservation science depends increasingly on social consensus and thus on the action plan itself, hence the tight interrelationship between knowledge and dialogue (Habermas, 1987). Indeed, when conservation projects search for relevance and social acceptability, usually based on a participative approach (Pretty, 1995; Pretty, 2003), discussion leads to the expression of diverse viewpoints which should help lead to a consensus or common vision. The conditions for creating consensus must thus be examined (Habermas, 1987; Stengers, 2002).

An ecological network requires close relationships between science and policy. The implication of local stakeholders and scientists' involvement in participative plans questions the role of the latter and the evolution of the frontier between action and analysis in both a

social engineering context and the pursuit of public policy efficiency (Callon *et al.*, 2001). Science contributes to public action; the latter, in turn, becomes a framework of reference for science. To stimulate a shift from the action network as a finality to the network as a means, the hybrid forum (Callon *et al.*, 2001) could allow experts to partake in the controversy surrounding an ecological network's definition and implementation. On one hand, scientists should be allowed to redefine their analytical framework which incorporates the collectively thought-out system of representation**.** On the other hand, the basis, intent and contingency of scientists' models should be made public so that stakeholders can understand what a model is and the relations linking models and reality (Roy, 1975). In order to understand the infinite complexity of that upon which we wish to act, our methods of investigation and action should above all be the result of reflection on and development of our representation methods (Le Moigne, 1977). The disappearance of frontiers between experts and scientists, scientists and administrative staff, and administrative staff and politicians is not a trivial process. Rather, it assumes the anticipation of stakeholders' mobilisation methods and forum governance and questions the collective construction process based on norms, knowledge and social representation.

INTEGRATED CONSERVATION AS POST-NORMAL SCIENCE

The complexity of scientific knowledge characteristic of the conceptual ecological network, and the lack of data and thus uncertainty surrounding many issues, hinder the elaboration of ecologically sound conservation policies. The relevance of the ecological action network is thus questionable. Confronted by uncertainty, improving the quality of decisions freeing them from strictly scientific and technical criteria has become crucial. Here, the notion of post-normality (Funtowicz and Ravetz, 1993) implicates the stakeholders concerned in a scheme for the elaboration of decisions and knowledge as well as of the evaluation of the quality of both knowledge and procedures (Francis and Goodmank, 2010). Considering the plurality of action's legitimacy, the simultaneous construction of both knowledge and action is encouraged in a pragmatic way (Funtowicz and Ravetz, 1993; Light, 2003). A principal advantage of this approach lies in its social robustness: it contains a pluralistic plan that integrates diverse opinions and uses mediation tools and techniques to facilitate exchange among science, society and policy (ComMod, 2006). However, it is

essential here that all participants recognise that they contribute to a common goal (Latour, 1997; Stengers, 2009) and are on an equal standing (Habermas, 1987). This means developing the basic respect of diverse opinions by developing the power to think and even hesitate as a group, to diverge in order to converge more effectively and learn more about each other (Stengers, 2002; Stengers, 2009).

Communicating the complexity of biodiversity problems conservation in a way comprehensible to diverse actors is currently a major challenge. The objective here is not necessarily to re-examine fundamental scientific knowledge associated with the conceptual ecological network but rather to put stakeholders in a position where they can understand, evaluate and synthesise available knowledge in order to confront it with the realities of their territory and to allow them to co-produce the final decision. Post-normal, contextualised and mode 2 science (Funtowicz and Ravetz, 1993; Funtowicz and Ravetz, 1994; Funtowicz *et al.*, 2000; De Marchi *et al.*, 2001; Nowotny *et al.*, 2001; Van der Windt and Swart, 2008) do not reject normal science. On the contrary, the latter's diversity, complexity and incertitude is used to create a new type of knowledge, one that is pragmatic, local, and ready for action as well as being validated and evaluated by the collective itself. It is thus necessary to produce the conditions which allow collective action not only to understand the representations leading to mode 1 science models but also to converge towards a common representation system so that the models ready for a mode 2 science can be defined.

The polysemy, ambiguity and flexibility of the ecological network concept (Mougenot and Melin, 2000) allows for dialogue and the elaboration of a common multifunctional definition that incorporates conservation issues at the scale of regions and territories. Ecological network strategies, however, appeal to a fundamental restructuration of both engineering projects and the relationships between scientists, administrations and stakeholders. It is the combination of local empirical and scientific knowledge which will allow ecological networks to shift from objectives to means, illustrating the importance of networks which are above all social.

ECOLOGICAL NETWORK AND THE FATE OF NATURE

At a time when, in developed countries, there is a shift from the productive landscapes of the industrial era to the neo-productivity and re-naturalised countryside of the recreation era, the question of whether conservation strategies should aim for a spatial specialisation in land-

use with specific protection areas or a more widespread integration of multiple use has become a fundamental issue (Vos and Meekes, 1999). As mentioned above, conserving landscapes of ordinary biodiversity has become a key issue, to which ecological networks can greatly contribute.

If public policy continues to separate land for conservation from production landscapes then ecological network strategies will represent another step in the continuity of the development of protected area policy over the last one hundred or so years *i.e.* a marginalisation of heritage sites, in accordance with a spatial discrimination between zones allocated for development and intensive agriculture and other zones considered natural, usually of less economic value. In contrast, the recognition of the functional ecological interdependency of such spaces in prospective planning would favour both the reconsideration of the distinction between nature considered to have a value for conservation and ordinary nature, and the advent of the territory-network (Fortier, 2009). This requires the integration of the aims, perceptions and values of a much larger number of actors (Mougenot, 2003), raises the question of bringing together economics, ecology and society (Rosenzweig, 2003) and calls for the emergence of a new relationship with nature.

While all ecological network strategies show this revival of reflecting on the place of humans in nature, it is paramount to recognize here that an overly important role of a unique graphical representation of the ecological network concept is likely only to reinforce the perception of a human-dominated influence on the world and on nature, where human societies remain distinct from the natural world. Such a conception of ecological networks leaves them a long way from an ecosystemic and eco-centric view (Léopold, 1949; Larrère and Larrère, 1997). Although the financing of an animal passageway across a major infrastructure or contracts for late harvests can be punctually useful for biodiversity conservation and ecological connectivity across the landscape, we believe that we now need an approach which facilitates the reconciliation of human societies and nature. Ecological network must be a means to question our life-styles in order to contribute to the definition of a viable territorial project whose ultimate aim is to redirect the economy and its activities locally.

The extent to which ecological networks are succeeding in securing the desired compatibility between biodiversity conservation and resource use is not yet clear. By focussing more on the needs of local populations than on economic growth, by placing the critique of science and the co-construction of projects at the heart of the process, participative

territory development could offer a sustainable alternative to the approaches and policies which have prevailed until now and put ecological networks back on the map of effective conservation strategies.

CONCLUSION

The concept of ecological networks, by virtue of the knowledge and ecological mechanisms it mobilizes and its political and social success, can greatly contribute to the modification of our thought and action models for biodiversity conservation. Although the generalization of the “patch, corridor, matrix” model has facilitated its social appropriation, the real challenge is to plan the collective construction of a shared vision of nature so that the ecological action network can become a means of acting on the conceptual ecological network. We now need an approach based on collective learning for social change and a pragmatic constructivist position which more clearly identifies the input of stakeholders in the diverse interpretations of a system. By advocating the coexistence of humans and nature, the ecological network concept could allow for a more complete integration between science and decision making toward the full inclusion of conservation goals into societies' goals. The success of such an initiative will be measured by an adjustment of our perceptions of the nature in which ecological networks and biodiversity are no longer perceived solely in terms of emblematic species and particular habitats of priority, but instead as an integrative part of local heritage and socio ecological systems.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Elisabeth Salverda for her help with the English version and Lenore Fahrig for her helpful comments on a first version of the manuscript. This work was funded by the *Agence Nationale de la Recherche* (contract 05-BDIV-014, ABIME), the EU (contract 226852, SCALES), the Languedoc-Roussillon Regional Council.

REFERENCES

Bakis H., 1993. *Les réseaux et leurs enjeux sociaux*, "Que sais-je?" Paris, France.

Balmford A., Mace G.M. and Ginsberg J.R., 1998. The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map. *Conservation Biology Series (Cambridge)* 1, 1-28.

Banque_Mondiale, 1992. Rapport sur le développement dans le monde, Le développement et l’environnement, Washington D.C.

Beier P. and Noss R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 6, 1241-1252.

Berthoud G., Lebeau R.P. and Righetti A., 2004. *Réseau écologique national (REN). Rapport final*, Berne Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L. and Rondinini C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21, 6, 1414-1422.

Boitani L., Sinibaldi I., Corsi F., De Biase A., Carranza I.D., Ravagli M., Reggiani G., Rondinini C. and Trapanese P., 2008. Distribution of medium- to large-sized African mammals based on habitat suitability models. *Biodiversity and Conservation* 17, 3, 605-621.

Bonnin M., 2008. Les corridors écologiques: vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?, L'Harmattan, Paris, France.

Bonnin M., Bruszik A., Delbaere B., Lethier H., Richard D., Rientjes S., van Uden G. and Terry A., 2007. *The Pan-European Ecological Network:Taking stock*, Conseil de l'Europe, Strasbourg, France.

Brandon K.E. and Wells M., 1992. Planning for People and Parks - Design Dilemmas. *World Development* 20, 4, 557-570.

Breininger D.R. and Carter G.M., 2003. Territory quality transitions and source-sink dynamics in a Florida Scrub-Jay population. *Ecological Applications* 13, 2, 516-529.

Bressand A. and Distler C., 1995. *La planète relationnelle*, Flammarion, Paris, France.

Bruter C.P., 1976. Topologie et perception, t.2 : Aspects neurophysiologiques, Doin & Maloine, Paris, France.

Bucek A., Lacina J. and Michal I., 1996. An ecological network in the Czech Republic. *Veronica*, Special 11 th Issue, 1-44.

Burgman M.A., Lindenmayer D.B. and Elith J., 2005. Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology* 86, 2007-2017.

Callon M., Lascoumes P. and Barthe Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, France.

ComMod, 2006. Modélisation d'accompagnement, in F. A. and D. P. (Eds), *Modélisation et simulation multi-agents: applications aux sciences de l'homme et de la société*, Hermes Sciences, Londres, UK.

ComMod, 2009. La posture d'accompagnement des processus de prise de décision: les références et les questions transdisciplinaires, in Hervé D. and Laloë F. (Eds), *Modélisation de l'environnement: entre natures et sociétés*, Quae, NSS -Dialogues, collection Indisciplines, Paris, France.

Crooks K.R. and Sanjayan M., 2006. *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, New York, NY, USA.

Cullen P., 1990. The Turbulent Boundary between Water Science and Water Management. *Freshw. Biol.* 24, 1, 201-209.

De Marchi B., Funtowicz S. and Guimaraes Pereira A., 2001. From the right to be informed to the right to participate : responding to the evolution of the european legislation with ICT. *International Journal of Environment and Pollution* 15, 1, 1-21.

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.

Dupuy G., 1985. *Systèmes, réseaux et territoires. Principes de réseautique territoriale*, Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, Paris, France.

Europe, 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, a vision for Europe's Natural Heritage, Council of Europe, UNEP, ECNC.

Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487-515.

Forman R.T.T. and Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, John Wiley, New York, NY, USA.

Fortier A., 2009. La conservation de la biodiversité. Vers la constitution de nouveaux territoires ? . *Etudes Rurales* 183, 129-142.

Francis R.A. and Goodmank M.K., 2010. Post-normal science and the art of nature conservation. *Journal for Nature Conservation* 18, 2, 89-105.

Franklin J.F., 1993. Preserving Biodiversity - Species, Ecosystems, or Landscapes. *Ecological Applications* 3, 2, 202-205.

Funtowicz S., Ravetz J.R., Shepherd I. and Wilkinson D., 2000. Science and Governance in the European Union. *Science and Public Policy* 27, 5, 327-336.

Funtowicz S.O. and Ravetz J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739-755.

Funtowicz S.O. and Ravetz J.R., 1994. The worth of a songbird: Ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, 197-207.

Grossman G.M. and Krueger A.B., 1993. Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement., in Garber P. (Ed), *The Mexico-U.S. free trade agreement*, Mass.: MIT Press., Cambridge, UK.

Grumbine R.E., 1994. What Is Ecosystem Management. *Conservation Biology* 8, 1, 27-38.

Grumbine R.E., 1997. Reflections on "what is ecosystem management?". *Conservation Biology* 11, 1, 41-47.

Habermas J., 1987. *Théorie de l'agir communicationnel*, Fayard, Paris, France.

Haddad N.M., 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9, 2, 612-622.

Haddad N.M. and Baum K.A., 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9, 2, 623-633.

Hansen A.J. and DeFries R., 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17, 4, 974-988.

Hanski I.A., 1999. *Metapopulation Ecology*, Oxford University Press, Oxford, UK.

Hayward S.F., 2006. Environmental science and public policy. *Social Research* 73, 3, 891-914.

Hilty J.A., Lidicker W.Z.J. and Merelender A.M., 2006. Corridor Ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation, Island Press, Washington, DC.

IUCN, 1980. World conservation strategy. Living Resource Conservation for Sustainable Development International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

Johns D., 2010. Adapting human societies to conservation. *Conservation Biology* 23, 641-643.

Jongman R., Pungetti G., Jongman R. and Pungetti G., 2004. Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]. *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]*. i-xxi, 1-345.

Jongman R.H.G. and Kristiansen I., 2001. National and regional approaches for ecological networks in Europe. *Council of Europe Nature and Environment Series* 110, 1-86.

Jongman R.H.G., Kulvik M. and Kristiansen I., 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68, 2-3, 305-319.

Keulartz J., 2007. Using metaphors in restoring nature. *Nature and Culture* 2, 27–48.

Kuhn T.S., 1962. *The Structure of Scientific Revolutions*, Chicago Unversity Press, Chicago, ILL, USA.

Laganier R., Villalba B. and Zuindeau B., 2002. Le développement durable face au territoire: éléments pour une recherche pluridisciplinaire.

Larrère C. and Larrère R., 1997. *Du bon usage de la nature*, Aubier, Paris, France.

Latour B., 1997. Nous n'avons jamais été modernes. Essai d'anthropologie symétrique, La Découverte, Paris, France.

Latour B., 1999. Les politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie, Editions la Découverte, Paris, France.

Le Moigne J.L., 1977. La théorie du système général. Théorie de la modélisation, PUF, Paris, France.

Léopold A., 1949. *Almanach d'un comté des sables*, Aubier, Paris, France.

Levey D.J., Bolker B.M., Tewksbury J.J., Sargent S. and Haddad N.M., 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* 309, 5731, 146-148.

Light A., 2003. The Case for Practical Pluralism, in A. L. and H. R. (Eds), *Environmental Ethics, an Anthology*, Blackwell, Oxford, UK.

Lindborg R. and Eriksson O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, 1840-1845.

Lindenmayer D., Hobbs R.J., Montague-Drake R., Alexandra J., Bennett A., Burgman M., Cale P., Calhoun A., Cramer V., Cullen P., Driscoll D., Fahrig L., Fischer J., Franklin J., Haila Y., Hunter M., Gibbons P., Lake S., Luck G., MacGregor C., McIntyre S., Mac Nally R., Manning A., Miller J., Mooney H., Noss R., Possingham H., Saunders D., Schmiegelow F., Scott M., Simberloff D., Sisk T., Tabor G., Walker B., Wiens J., Woinarski J. and Zavaleta E., 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11, 1, 78-91.

MacArthur R.H. and Wilson E.O., 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.

Mander, Jagomiigi J. and Ktilvik M., 1987. Network of compensative areas as an ecological infrastructure of territories., in Schreiber K. F. (Ed), *Connectivity in Landscape Ecology*. Paderbom, Mtlnstersche Geographische Arbciten.

Margoluis R. and Salafsky N., 1998. Measures of Success: Designing, Managing, and Monitoring Conservation and Development Projects, Island Press, Washington, W, USA.

Mathevet R. and Mauchamp A., 2005. Evidence-based conservation: dealing with social issues. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 8, 422-423.

McShane T.O. and Wells M.P., 2004. Getting biodiversity projects to work: towards more effective conservation and development., Columbia University Press, New York, New York, USA.

MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being*, Island Press, Washington Covelo London, USA, UK.

Meine C., Soulé M.E. and Noss R.F., 2006. "A mission-driven discipline": the growth of conservation biology. *Conservatin Biology* 20, 631-651.

Meunié A., 2004. *Controverses autour de la courbe environnementale de Kuznets*, Bordeaux, Centre d'économie du développement.

Ministry of Agriculture N.M.a.F., 1990. *Nature Policy Plan of the Netherlands*, The Hague.

Moore S., Wallington T., Hobbs R., Ehrlich P., Holling C., Levin S., Lindenmayer D., Pahl-Wostl C., Possingham H., Turner M. and Westoby M., 2009. Diversity in Current Ecological Thinking: Implications for Environmental Management. *Environmental Management* 43, 1, 17-27.

Morin E., 1979. *Le paradigme perdu, la nature humaine*, Editions du Seuil, Paris, France.

Mormont M., Mougenot C. and Dasnoy C., 2006. La participation composante du développement durable: quatre études de cas. *Vertigo* 7, 2.

Mougenot C., 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*, Editions de la Maison des sciences de l'homme, Paris, France.

Mougenot C. and Melin E., 2000. Entre science et action : le concept de réseau écologique. *Natures Sciences Sociétés* 8, 3, 20-30.

Musso P., 1999. La symbolique du réseau. *Quarderni* 38, 69-98.

Nowotny H., Scott P. and Gibbons M., 2001. *Re-thinking Science. Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty*, Polity Press, Cambridge, UK.

Opdam P., Foppen R. and Vos C., 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16, 8, 767-779.

Opdam P., Steingröver E. and Rooij S.v., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 3-4, 322-332.

Palmer M., Bernhardt E., Chornesky E., Collins S., Dobson A., Duke C., Gold B., Jacobson R., Kingsland S., Kranz R., Mappin M., Luisa Martinez M., Fiorenza Micheli F., Morse J., Pace M., Pascual M., Palumbi S., Reichman O.J., Simons A., Townsend A. and Turner M., 2004. Ecology for a crowded planet. *Science* 304, 1251-1252.

Pickett S.T.A. and Thompson J.N., 1978. Patch Dynamics and Design of Nature Reserves. *Biological Conservation* 13, 1, 27-37.

Pickett S.T.A. and White P.S., 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, New York, NY, USA.

Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L. and Brooks T.M., 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269, 5222, 347-350.

Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G. and Richter H.E., 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks. *Bioscience* 50, 2, 133-146.

Pressey R.L., Cowling R.M. and Rouget M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 99-127.

Pretty J., 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302, 5652, 1912-1914.

Pretty J.N., 1995. Participatory Learning for Sustainable Agriculture. *World Development* 23, 8, 1247-1263.

Primack R.B., 1993. *Essentials of Conservation Biology*, Sinauer Associates, Sunderland, Mass, USA.

Rosenzweig M.L., 2003. Win-Win Ecology. How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise, Oxford University Press, New York, NY, USA.

Rouget M., Richardson D.M. and Cowling R.M., 2003. The current configuration of protected areas in the Cape Floristic Region, South Africa - reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation* 112, 1-2, 129-145.

Roy B., 1975. Vers une méthodologie générale d'aide à la décision, Paris, Metra/Sema.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. and Wall D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 5459, 1770-1774.

Shaffer M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131-134.

Simberloff D., Farr J.A., Cox J. and Mehlman D.W., 1992. Movement Corridors - Conservation Bargains or Poor Investments. *Conservation Biology* 6, 4, 493-504.

Smith T.B., Bruford M.W. and Wayne R.K., 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1, 6, 164-167.

Soule M.E., 1986. *Conservation Biology - the Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer Associates, Sunderland, Mass, USA.

Soulé M.E. and Simberloff D., 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35, 19-40.

Stanners D. and Bourdeau P., 1995. *Europe's environment: The Dobris Assessment*, European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

Stengers I., 2002. Sciences et pouvoirs. La démocratie face à la technoscience, La Découverte, Paris, France.

Stengers I., 2009. Au temps des catastrophes. Résister à la barbarie qui vient, La Découverte, Paris, France.

Stockwell C.A., Hendry A.P. and Kinnison M.T., 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 94-101.

UNESCO, 1996. Biosphere reserves. The Seville strategy & the statutory framework of the World network., Paris.

UNESCO, 2008. Madrid Action Plan for Biosphere Reserves (2008–2013).

Van der Windt H.J. and Swart J.A.A., 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45, 124-132.

Vinck D., 1999. Ingénieurs au quotidien. Ethnographie de l'activité de conception et d'innovation, Presses Universitaires de Grenoble, Grenoble, France.

Von Bertalanffy L., 1968. General System Theory: Foundations, Developments, Applications., Braziller, New York, NY, USA.

Vos C.C., Opdam P., Steingröver E.G. and R. R., 2007. Transferring ecological knowledge to landscape planning: a design method for robust corridors, in Wu J. and Hobbs R. (Eds), *Key topics in landscape ecology*, Cambridge university press, Cambridge, UK.

Vos W. and Meekes H., 1999. Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46, 1-3, 3-14.

Wiens J.A., Stenseth N.C., Vanhorne B. and Ims R.A., 1993. Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos* 66, 3, 369-380.

Wu J. and Loucks O.L., 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70, 439-466.

Chapitre 3

Entre expertise et jeux d'acteurs : le Grenelle de l'Environnement pour penser collectivement une politique de trame verte et bleue ?

Ruppert Vimal[1], Raphaël Mathevet[1], Laura Michel[2]

Article soumis (Natures Sciences Sociétés)

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

[2]*UMR 5112 Centre d'Etude Politique d'Europe Latine, UM1-CNRS, 39, rue de l'Université 34060 Montpellier cedex 1, France*

Résumé

Dans cet article, nous analysons le processus délibératif chargé de définir une politique publique de trame verte et bleue (TVB) en tant que stratégie de conservation intégrée, dans le cadre du Grenelle de l'Environnement. Nous montrons que l'expertise scientifique est un enjeu central dans le processus social aboutissant à une représentation de la TVB et à un cadre d'action publique. Le manque d'implication des scientifiques ou d'experts reconnus en tant que tels, l'absence de complémentarité des compétences, ou des conditions favorables à leur mobilisation ont permis aux structures environnementales de faire valoir leur légitimité d'expert pour prescrire en partie leur vision de la TVB et du cadre d'action publique. Dans un contexte de forte asymétrie de pouvoir, le dispositif n'a dès lors pas permis aux acteurs de dépasser leur point de vue et leurs intérêts pour co-construire plutôt que négocier la politique de TVB.

Mots clés: Grenelle de l'Environnement, réseau écologique, trame verte et bleue, politique publique, dispositif participatif, expertise scientifique

Abstract

In this paper, we investigate the deliberative process in charge of defining an integrated conservation policy within the Environment Round Table framework, namely the Green and Blue Infrastructure (Trame Verte et Bleue - TVB). We point out the central issue of scientific expertise in the social process leading to the representation of the TVB and the definition of a framework for public action. Because of an insufficient involvement from scientists and recognized experts, a lack of skill complementarities or at least an inadequate mobilization of skills, environmental organizations have benefited from an expert legitimacy which enabled them to partially impose their conception of the TVB and its associated framework for public action. Within a context of power asymmetry, co-construction of the TVB policy has failed to prevail over negotiation.

Keywords: France's Environment Round Table, ecological network, Green and Blue Infrastructure, public policy, participatory device, scientific expertise

INTRODUCTION

Les rapports qu'entretiennent la science et la politique ont très tôt interrogé les sociologues (Weber, 1959). Si les outrages de la science au débat démocratique sont souvent dénoncés (Habermas, 1973; Touraine, 1980), l'analyse des politiques publiques s'intéresse aussi au transfert de certains concepts des champs scientifiques vers les champs sociaux et politiques et aux simplifications dont ils sont l'objet pour devenir de simples doctrines ou images faisant sens, fort éloignées des concepts scientifiques d'origine (Muller, 1985 ; Jobert, 1994). De manière générale les approches cognitivistes prennent leur distance avec une vision rationaliste ou « *problem-solving* » de l'action publique pour leur préférer une approche constructiviste. Se situant ainsi dans la lignée des travaux de Berger et Luckmann (1969) qui envisagent le monde comme une construction sociale permanente, Pierre Muller (1985) définit une politique publique comme « un lieu où une société construit son rapport au monde ». Comprendre une politique publique, c'est alors s'intéresser aux processus sociaux qui façonnent les représentations dominantes d'une société à un moment donné, désignant les problèmes légitimes à traiter et la manière d'agir à leur encontre. Une politique publique n'est donc pas the « *One best way* » pour résoudre un problème mais le moyen socialement légitime de traiter un problème socialement construit à un moment donné. Ce courant d'analyse fait ainsi une large place aux idées, représentations et valeurs qui orientent l'action. Il étudie les politiques publiques comme des matrices cognitives et normatives qui permettent aux acteurs de décoder et recoder le réel (Jobert et Muller, 1987). Mais si la politique publique est ainsi un moyen de produire du sens, elle est aussi un instrument de pouvoir. Il importe de souligner que les idées ne sont pas désincarnées : elles sont portées par des acteurs sociaux aux intérêts conflictuels qui luttent pour imposer la légitimité de leurs idées mais aussi celle du groupe qu'ils représentent. Ainsi, une politique publique fabrique des images mais distribue aussi les fonctions et les pouvoirs entre acteurs concernés au travers d'un processus d'ajustement et d'articulation entre des intérêts et buts individuels différents et avec d'autres plus collectifs (Friedberg, 1993). Le processus décisionnel apparaît alors comme la construction progressive d'une représentation du problème, des solutions et de leurs conséquences qui produit un cadre normatif d'action combinant des éléments de puissance publique et des éléments d'expertise. Analyser les politiques publiques nécessite donc de s'intéresser aux dynamiques collectives au sein desquelles expertises et jeux de pouvoir sont socialement situés et s'entremêlent. Comment, dans un contexte socio-technique donné, un

groupe d'acteurs, va-t-il construire et faire accepter une matrice d'interprétation du réel permettant de légitimer un choix public ?

L'environnement et les choix technologiques qui s'y réfèrent sont désormais des sujets qui éveillent de multiples controverses et conflits d'intérêts tant au niveau local que global (Fabiani et Theys, 1987; Valaskakis, 1998). Mais alors que l'état des connaissances scientifiques montre davantage la complexité des processus et l'étendue de ce que nous ne connaissons pas (Larrère et Larrère, 1997), la science et l'expertise technique sont sollicitées pour fournir un éclairage à la décision. Les objets techniques sont longtemps restés une boîte noire de l'analyse des politiques publiques (Lolive, 1999). En s'inscrivant contre l'idée dominante d'une science coupée de la société, la sociologie de l'innovation a cependant offert des outils pour les interroger (Callon et Latour, 1991). L'innovation est indissociable du processus de construction du réseau socio-technique qui la soutient et agrège des actions et des acteurs hétérogènes dont le lien est assuré par un travail de traduction permanent (Callon et Latour, 1991). Sachant que la traduction « établit une équivalence toujours contestable entre des problèmes formulés par plusieurs acteurs dans des répertoires différents » (Callon, 1986), elle transforme tout au long du processus l'objet scientifique initial. « Revendications sociales, activités scientifiques et décisions politiques se bousculent » pour gouverner le vivant (Lascoumes, 1994). Toutefois, de nombreux auteurs ont montré que les acteurs n'ont pas tous le même poids en terme de ressources matérielles, symboliques et organisationnelles, de positionnement stratégique ou de statut social (Cobb et Elder, 1972; Crozier et Friedberg, 1977 ; Gaudin, 1997), autant de facteurs qui favorisent une disparité d'accès à l'agenda et à la décision politique. Aussi, Habermas (1987), Funtowicz et Ravetz (1992), soulignent le besoin d'espaces de dialogue au sein desquels les acteurs prennent en compte l'ensemble des considérations scientifiques, sociales et économiques, au travers d'un processus d'apprentissage collectif, qui fournit une base tant pour gouverner dans les situations d'incertitude et de conflit que pour déterminer les actions prioritaires (ComMod, 2009). Ce besoin de socialiser le débat pour rendre intelligible et robuste la décision interroge l'articulation entre légitimité politique et expertise technique (Leca, 1993; Pretty, 1995; Ulrich, 2003; Checkland, 1981). L'enjeu est de concilier besoin croissant d'expertise scientifique et remise en cause de sa légitimité traditionnelle autour de la définition d'un cadre interprétatif (Roqueplo, 1997; Joly, 1999).

Cet article analyse la construction d'une politique publique de conservation intégrée de la biodiversité en France, la Trame Verte et Bleue (TVB), au travers du Grenelle de

l'Environnement. Nous montrons comment se positionne l'expertise scientifique dans un processus de décision faisant appel à une procédure participative : qui représente l'expertise ? Comment les différents acteurs utilisent-ils l'expertise pour défendre leurs intérêts ? Le répertoire d'expertise est-il accessible à tous les groupes d'intérêts de la même façon ? Comment cela influence-t-il en retour la qualité du dialogue et la nature du cadre d'action publique qui en émergent ?

LE GRENELLE DE L'ENVIRONNEMENT ET LE COMITE OPERATIONNEL TVB

En 2007, le gouvernement français a lancé une démarche originale intitulée « Grenelle de l'Environnement » qui, autour d'un processus de négociation associant cinq collèges (collectivités, Etat, syndicats, entreprises et associations), avait pour objectif d'élaborer une nouvelle stratégie et un plan d'action national en matière environnementale. Dans ce cadre, le groupe chargé de la thématique biodiversité a proposé de « construire la Trame verte nationale, tissu vivant du territoire, qui assure les continuités et les proximités entre milieux naturels et permet aux espèces de circuler et d'interagir et aux écosystèmes de fonctionner » (MEEDDM, 2007). A l'issue des tables rondes[1], des comités opérationnels (Comop) ont vu le jour afin d'assurer une « mise en œuvre opérationnelle des conclusions et relevés de décision du Grenelle ». Le Comop n°11, en charge de la TVB, a dès lors bénéficié d'un mandat exceptionnellement long de deux ans, justifié par le caractère « complexe et innovant » inhérent au concept de trame verte et bleue.

Sous la tutelle d'un sénateur socialiste de la région Nord Pas de Calais, deux personnes ont assuré la direction et l'animation du Comop TVB : le délégué au développement durable et à l'expertise du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) et le sous-directeur des espaces naturels au ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM). Le Comop a réuni une quarantaine de personnes appartenant à diverses structures : France Nature Environnement (FNE), l'Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture (APCA), la Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles

[1] Le processus « Grenelle de l'Environnement » est donc constitué de deux phases : les tables rondes qui ont eu lieu à la fin de l'année 2007 et les Comités opérationnels mis en place l'année suivante. Notre analyse porte spécifiquement sur un des comités opérationnels. Pour une analyse de la première phase du Grenelle, voir Lascoumes P., 2009. Des acteurs aux prises avec le "Grenelle de l'Environnement". Ni innovation politique, ni simulation démocratique, une approche pragmatique des travaux du Groupe V "Construire une démocratie écologique: institutions et gouvernance" .

(FNSEA), la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN), la Fédération des Parcs Naturels Régionaux de France (FPNRF), les Forestiers Privés de France (FPF), la Fédération Nationale pour la pêche en France, la Fédération Nationale des Chasseurs, le Mouvement des Entreprises de France (MEDEF), l'Association des Communes Urbaines de France, l'Office National des Forêts (ONF), l'Assemblée des Communautés de France, Réserves Naturelles de France, la Fondation Nicolas Hulot (FNH) et également un grand nombre de fonctionnaires des services du MEEDDM ou d'autres ministères (agriculture et transport notamment). Les représentants des Départements et des Régions, bien qu'invités, n'ont jamais participé au dispositif. Dès la première réunion, l'ensemble des participants soulignait que cette absence était problématique dans la mesure où les collectivités territoriales seront des acteurs clés de la mise en œuvre de la TVB. Notons que l'équipe TVB du ministère s'est étoffée et mise en place tout au long de la procédure. Une personne à été désignée pour être en charge de la politique TVB à long terme et deux autres agents ont appuyé le pilotage du Comop. Un groupe d'experts scientifiques s'est rapidement constitué autour de cette équipe associant l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA), le Service d'Etudes sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements (SETRA), le MNHN et piloté par le CEMAGREF, institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement.

Durant deux ans, le Comop s'est réuni en plénière en moyenne une fois tous les 45 jours, ainsi que lors de nombreux groupes de travail. La mission du Comop a consisté à définir les objectifs globaux de la TVB, à clarifier ce qui la constitue et les éléments de sa représentation, puis à identifier et proposer des outils pour la mettre en œuvre. Ces deux années de travail se concrétisent ainsi autour de divers documents :

- la partie TVB des textes de loi Grenelle 1 et 2[1] ;
- des supports de communication qui seront utilisés pour présenter la TVB aux différents publics concernés ;
- des rapports d'expertises notamment sur les outils contractuels à destination de la TVB, l'intégration de la TVB dans les documents d'urbanisme, les enjeux socio-économiques relatifs à la TVB ;

[1] Le Grenelle a abouti à deux lois intitulées « Loi de programmation à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement » dite loi Grenelle 1 et « Loi portant engagement national pour l'environnement » dite loi Grenelle 2.

- un guide méthodologique intitulé « Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques » (MEEDDM, 2010).

Ce guide, qui sera traduit en décrets par la suite, est la principale production du Comop et se décline en trois parties : le premier volet (a), à destination des élus, présente principalement les grandes orientations nationales et les choix stratégiques pour la TVB. Le second volet (b) est un appui à la mise en œuvre de la TVB et à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologiques (voir ci-après), il s'adresse principalement aux responsables des services ayant en charge la mise en œuvre de la politique TVB. Enfin, le troisième volet (c) traite de l'impact des infrastructures linéaires et s'adresse aux services de l'Etat et aux autres établissements publics qui en ont la charge.

Notre analyse se fonde sur le suivi de l'ensemble des réunions plénières du Comop (une quinzaine) ainsi que sur les comptes rendus et productions des différents groupes de travail.

LA TVB OU LA CONSTRUCTION D'UNE NOUVELLE REPRESENTATION DE LA PROTECTION DE LA NATURE

Affichant le besoin d'une « préservation globale de la biodiversité et non plus seulement de ses éléments les plus remarquables et emblématiques ou les plus menacés » (MEEDDM a, 2010, p.5), la TVB semble s'inscrire en rupture avec les politiques de conservation ayant prévalu jusqu'à présent. Dans un but pédagogique, le guide mentionne : « Il faut donc commencer par renforcer le tissu vivant du territoire en rétablissant, à l'image du système sanguin pour le corps humain, des flux entre des organes vitaux – les zones de plus haute valeur écologique – de façon à ce que vive tout l'organisme – c'est-à-dire le tissu vivant du territoire. C'est le but de la TVB nationale[2] » (MEEDDM a, 2010, p.5). Mais tout au long du guide, l'objet TVB reste équivoque, il est tantôt perçu comme un état de fait, une réalité à protéger, tantôt défini comme un outil d'aménagement du territoire. Il s'agit « de diagnostiquer la TVB » ou de « l'élaborer », la TVB « doit constituer l'infrastructure naturelle du territoire sur laquelle doit s'inventer un aménagement durable à partir d'une organisation intelligente et économe de l'espace » (MEEDDM a, 2010, p.5). Il semble par ailleurs que la définition et la représentation cognitive de la TVB soient clairement liées à la question de son identification spatiale qui apparait comme la condition *sine qua non* de sa mise en œuvre. Ainsi, le guide propose qu'elle soit « constituée de trois éléments principaux baptisés, par souci de simplicité : les réservoirs de biodiversité et les corridors écologiques s'appliquant

plus particulièrement aux milieux terrestres mais aussi humides, et enfin les cours d'eau » (MEEDDM b, 2010, p.6). Cette représentation est ensuite justifiée : « la gestion des deux composantes de la TVB doit permettre aux espèces d'assumer leur fonction : nutrition, reproduction et repos pour les réservoirs de biodiversité, dispersion et migration pour les corridors » (MEEDDM b, 2010, p.7).

Dans un travail antérieur (Vimal *et al.*), nous avons exposé comment la transmission d'un modèle scientifique (le modèle « taches corridors matrice ») de la communauté scientifique (où il permet de tester des hypothèses) à la société (où il devient l'unique représentation d'un objet particulièrement complexe) suppose de considérer que le maintien d'un maillage écologique passe principalement par les capacités de déplacement des espèces d'un patch à un autre à l'échelle du paysage et relève ainsi d'une simplification conséquente de concepts écologiques complexes (Boitani *et al.*, 2007).

Traduction non contestée des connaissances scientifiques, le modèle est, dans le cadre du Comop, le moyen de contourner la complexité de l'objet en question et les controverses qui l'entourent au nom d'un besoin d'opérationnalité. Il est une « boite noire » (Callon *et al.*, 2001) que l'on n'interroge plus. Il est inscrit dans la loi[1] et devient le support induit de toutes les préconisations d'identification et de gestion de la TVB. Le volet 2 du guide propose toute une gamme de techniques issues de divers projets aux échelles variées pour identifier les différents constituants de la TVB. Tout en laissant le choix de la méthode au niveau régional, où Régions et services de l'Etat doivent co-élaborer un schéma régional de cohérence

[1] La loi portant engagement national pour l'environnement (loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010) mentionne :
« « II. – La trame verte comprend :
« 1° Tout ou partie des espaces protégés au titre du présent livre et du titre Ier du livre IV ainsi que les espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité ;
« 2° Les corridors écologiques constitués des espaces naturels ou semi-naturels ainsi que des formations végétales linéaires ou ponctuelles, permettant de relier les espaces mentionnés au 1o ;
« 3° Les surfaces mentionnées au I de l'article L. 211-14.
« III. – La trame bleue comprend :
« 1° Les cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux figurant sur les listes établies en application de l'article L. 214-17 ;
« 2° Tout ou partie des zones humides dont la préservation ou la remise en bon état contribue à la réalisation des objectifs visés au IV de l'article L. 212-1, et notamment les zones humides mentionnées à l'article L. 211-3 ;
« 3° Les cours d'eau, parties de cours d'eau, canaux et zones humides importants pour la préservation de la biodiversité et non visés aux 1o ou 2o du présent III. »

écologique[1], le guide mentionne des critères qui doivent obligatoirement être intégrés en amont ou en aval pour s'assurer de la cohérence du réseau écologique national résultant.

Le Comop ancre de fait la TVB dans une démarche technique au sein de laquelle la représentation cartographique devient le pilier de la nouvelle stratégie. La cartographie des connectivités écologiques renvoie évidemment à la question de la définition des processus écologiques ici focalisée sur leur dimension spatiale. Cette traduction spatiale de la TVB, censée permettre d'identifier où débute et où s'arrête le réseau, permet *in fine* à ses défenseurs de se centrer sur l'enjeu de la définition des limites des zonages susceptibles de devenir tout ou partie opposables dans les documents d'urbanisme.

DU ROLE DE L'EXPERTISE ACADEMIQUE

Face à la complexité inhérente au sujet traité et au caractère peu populaire et souvent contesté des politiques environnementales, l'enjeu a été pour le Comop de produire un cadre d'action publique qui, comme l'a précisé le sénateur dès le début des travaux, soit *« un compromis entre acceptabilité et science »*. La connaissance scientifique, dans le cadre de sa mobilisation pour l'action, est donc largement confrontée d'une part à sa contingence et à sa complexité, et d'autre part aux contraintes sociales du territoire. Le sénateur a d'ailleurs souvent rappelé l'enjeu de la diffusion du projet TVB au sein de la sphère sociale et notamment politique : *« Les élus sont comme tout le monde et pas agrégés de sciences naturelles. Travaillons avec le souci de la vulgarisation de nos textes. Dites vous bien que*

1 L'article L. 371-3 de la loi portant engagement national pour mentionne : «Un document-cadre intitulé "Schéma régional de cohérence écologique" est élaboré, mis à jour et suivi conjointement par la région et l'Etat en association avec un comité régional "trames verte et bleue" créé dans chaque région.

(…) Le schéma régional de cohérence écologique, fondé en particulier sur les connaissances scientifiques disponibles, l'inventaire national du patrimoine naturel et les inventaires locaux et régionaux mentionnés à l'article L. 411-5 du présent code, des avis d'experts et du conseil scientifique régional du patrimoine naturel, comprend notamment, outre un résumé non technique :

« a) Une présentation et une analyse des enjeux régionaux relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques ;

« b) Un volet identifiant les espaces naturels, les corridors écologiques, ainsi que les cours d'eau, parties de cours d'eau, canaux ou zones humides mentionnés respectivement aux 1o et 2o du II et aux 2o et 3o du III de l'article L. 371-1 ;

« c) Une cartographie comportant la trame verte et la trame bleue mentionnées à l'article L. 371-1 ;

« d) Les mesures contractuelles permettant, de façon privilégiée, d'assurer la préservation et, en tant que de besoin, la remise en bon état de la fonctionnalité des continuités écologiques ;

« e) Les mesures prévues pour accompagner la mise en œuvre des continuités écologiques pour les communes concernées par le projet de schéma.

quand on est au Sénat, en commission, tout le monde n'est pas adepte. Même si je comprends bien l'importance de la technique ».

Dès lors l'enjeu est d'analyser comment ce compromis s'est élaboré au sein du dispositif et comment il se traduit dans la représentation et les préconisations issues du Comop. Nous constatons que l'expertise scientifique s'est exprimée sous une grande diversité de formes au cours des deux années de mandat du Comop, ce qui rend les processus conduisant au compromis entre expertise et acceptabilité sociale difficilement explicites et rarement partagés par l'ensemble des membres du collectif. Nous tentons ici de retracer le cheminement de son édification.

Lors des premières séances du Comop, qui avaient pour objectif de faire un diagnostic des expériences en cours mais aussi des connaissances scientifiques disponibles, deux écologues scientifiques du MNHN et du CNRS ont été invités à s'exprimer. Ils ont présenté la diversité des connaissances sous-jacentes à la TVB et l'un d'eux a conclu son exposé par une diapositive intitulée : « La TVB est une notion complexe sous une apparence de grande simplicité ». Mais bien qu'il ait été mentionné que la TVB « exige une mise en cohérence entre : 1) les disciplines scientifiques impliquées, 2) les chercheurs, les décideurs, les associations de protection de la nature, une implication des chercheurs dans une activité d'information du public », ces deux scientifiques n'ont pas été remobilisés par la suite. Dès le départ, le ministère a cependant souhaité s'entourer d'un groupe d'experts scientifiques piloté par le CEMAGREF. Le MNHN, l'ONEMA, ou le SETRA, ont donc participé de manière ponctuelle pour des missions précises directement en lien avec leur domaine de compétence[1] et c'est principalement le CEMAGREF qui a fait figure de coordinateur scientifique au sein du dispositif. Ainsi le suivi du travail effectué par le CEMAGREF donne à voir comment « le » scientifique peut directement être mobilisé dans ces dispositifs participatifs. Quelle mission lui accorde-t-on ? Quelle légitimité de participation et liberté de décision ? Comment en retour il se positionne, adapte son discours et construit lui-même sa représentation de l'objet en question ? Il faut mentionner l'enjeu primordial relatif au domaine de compétence du référent scientifique. Le choix d'un ingénieur du CEMAGREF spécialiste en télédétection n'est pas anodin. D'une part le CEMAGREF est un organisme public de recherche appliquée en sciences et technologies de l'environnement dont certaines missions sont clairement en

[1] Ainsi l'ONEMA a plus particulièrement travaillé sur la Trame bleue, le SETRA sur le volet 3 du guide portant spécifiquement sur les infrastructures et le MNHN sur les listes d'espèces TVB déterminantes (voir la suite).

appui aux pouvoirs publics. D'autre part le choix d'un télédétecteur témoigne des prédispositions du ministère à l'identification spatiale de la TVB. Si le choix d'un seul interlocuteur[1] peut se justifier pour le ministère, on ne peut que constater le manque de complémentarité en termes de compétences scientifiques. A l'évidence la présence d'autres scientifiques, notamment en écologie, en sociologie, en droit, en géographie et en aménagement du territoire, aurait pu permettre de prendre du recul par rapport à une vision spatiale de la TVB et au modèle proposé afin d'en appréhender les limites tant sur le plan écologique (Boitani *et al.*, 2007; Van der Windt et Swart, 2008), que sociologique (Mougenot et Melin, 2000; Fortier, 2009) ou juridique (Bonnin, 2008).

Si le CEMAGREF a été chargé de la rédaction du guide méthodologique, il est difficile de faire la part des choses entre ce qui relève des propositions et recommandations du scientifique et ce qui relève de la traduction des attentes exprimées par chacun des acteurs. La rédaction des guides s'est en effet construite selon un processus itératif au cours duquel le représentant du CEMAGREF a fait des propositions soumises au ministère et débattues ensuite au sein du Comop. Pendant et après chaque réunion, les acteurs étaient invités à faire part de leurs commentaires et propositions de modifications. Les débats ont dès lors rapidement témoigné de l'imbroglio entre science et politique au sein d'un tel forum hybride. Ainsi, lors de la présentation du troisième volet du guide par le SETRA et le CEMAGREF, la fondation Nicolas Hulot, soutenue par FNE, demandait une plus grande ambition politique : *(FNH) « Je me pose la question de savoir en quoi ce document change le regard d'un aménageur. Je vois le terme « Atténuer la pression ». Si ce n'est pas « Aucune pression », je ne vois pas trop où est ce qu'on va avec ça (…)». (FNE) « Oui il faut qu'on sente bien le pas franchi pour être en harmonie avec la TVB. Il faut qu'on dépasse le simple guide technique* ». A l'inverse, c'est parfois la démonstration scientifique qui était mise en avant, y compris par les acteurs les moins spécialistes, pour faire valoir leurs intérêts, comme en témoignent ces interventions de la FNC et de l'APCA : *(FNC) « On montre les aspects positifs mais pas les négatifs de la TVB comme les espèces invasives ». (APCA) « Je suis d'accord avec ça. Ca nous a été montré d'un point de vue scientifique donc ce n'est pas pour faire de la polémique »*. Lors d'un entretien, le représentant du CEMAGREF nous explique qu'il devait alors filtrer les différentes propositions, en traitant celles relevant de compétences scientifiques et en laissant au ministère le soin de l'arbitrage concernant des propositions

[1] Notons cependant que pour accompagner la rédaction des guides, le représentant du CEMAGREF a recruté un ingénieur contractuel en écologie.

d'ordre plus politique. On peut dès lors se demander dans quelle mesure il est toujours possible de juger du caractère politique ou scientifique d'une proposition. C'est ainsi tout au long du processus que les constituants scientifiques de la TVB, qui résultent déjà des compétences disponibles, se confondent, s'hybrident avec les positionnements stratégiques des différents acteurs. Le rôle de coordinateur scientifique qu'aurait pu jouer le CEMAGREF est rapidement dilué sous le poids de l'argumentaire politique des acteurs et des arbitrages du ministère en coulisse.

A la fin du mandat du Comop, le ministère a organisé deux réunions où seuls des scientifiques[1] étaient conviés, afin de leur présenter le dispositif TVB proposé, comme pour légitimer la démarche et recueillir une caution scientifique. Le bilan de ces réunions mentionne les lacunes de connaissances et le fait que certains points ne font pas consensus au sein de la communauté scientifique. Des ajustements à la marge ont semble-t-il été d'effectués au sein du guide méthodologique[2].

Finalement, l'expertise scientifique, l'expertise formelle et mandatée, l'expertise académique en l'occurrence, s'est exprimée soit au sein du groupe d'experts rapidement placé sous la tutelle du ministère soit au travers d'interventions ponctuelles, rarement en présence de l'ensemble des acteurs. Ainsi, le mécanisme qui opère le passage de connaissances complexes et incertaines à des connaissances situées, pragmatiques et de fait politisées, n'est pas visible et n'est pas ou peu partagé.

DE L'ASYMETRIE DE POUVOIR A L'EXPERTISE ENVIRONNEMENTALE

Si lors de la première réunion du Comop, le sénateur président de séance déclarait : *« Je souhaite que nous nous donnions le temps et les moyens d'élaborer une vision partagée de ce que devrait être la TVB »*, deux ans après, nous constatons que les différents acteurs en présence ont principalement cherché à imposer et faire valoir leur légitimité respective. Dès

[1] La première réunion a réuni des experts scientifiques non représentés au sein du Comop. La deuxième s'adressait spécifiquement au président de tous les CSRPN (Conseil Scientifique Régional pour le Patrimoine Naturel).

[2] A titre d'exemple, le guide mentionne : « Pour la sélection des espèces dites déterminantes TVB pour les plantes vasculaires : l'adaptation de la méthodologie a été jugée nécessaire lors du séminaire d'experts scientifiques du 4 mars 2010, animé par le MNHN. Une première note de problématique a été établie par la fédération des conservatoires botaniques nationaux et communiquée aux CSRPN avec les pré-listes de faune transmises en avril 2010. Les travaux restent à poursuivre sur cette méthodologie, en lien avec les réflexions sur l'entomofaune et les habitats déterminants TVB » (MEEDDM a, 2010, p.24).

lors, il s'agit de comprendre comment la TVB et les outils proposés pour sa mise en œuvre sont avant tout un construit social qui, d'une part, résulte des interactions plus ou moins conflictuelles entre les participants, et d'autre part, produit et structure dans le même temps leurs idées et représentations. Et si le sénateur ajoutait « au sein de notre Comop, nous sommes tous à égalité », on ne peut que constater l'hétérogénéité du groupe en termes de participation et d'investissement. Evidemment tous les acteurs représentés au sein de ce forum n'ont pas les mêmes intérêts à y défendre ni les mêmes ressources à mobiliser. Ainsi, lors de l'une des premières réunions, le directeur de la fédération des CEN comparait la position de sa structure, où lui seul devait prendre le temps de préparer les réunions, avec celle de FNE, où deux personnes travaillaient à temps plein sur le sujet. Dans ce contexte, la question de la gestion du temps a pris toute son importance, et dès le début, l'ensemble des acteurs déplorait les contraintes de temps qui obligeaient le groupe à respecter un planning imposé non par ses propres missions, mais par les échéances législatives. Procédure chronophage et parisienne, le Comop opère ainsi une première sélection des acteurs.

Très rapidement, la dynamique collective du Comop s'est polarisée autour de FNE et des organisations professionnelles agricoles (OPA *i.e.* APCA et FNSEA). La participation à des groupes de travail, en parallèle aux réunions du Comop, a joué un rôle important dans la structuration du réseau d'acteurs autour de diverses alliances et a été, pour certains d'entre eux, un moyen d'exister et d'influencer le dispositif résultant. Ainsi les fédérations des PNR et des CEN ont réalisé conjointement une étude sur les mesures contractuelles potentiellement mobilisables dans le cadre de la TVB. FNE, APCA, FNSEA et FPF ont mené une réflexion commune sur les enjeux socio-économiques liés à la TVB. Au cours du temps, les groupes de travail et réunions annexes ont par ailleurs pris de plus en plus de place aux dépens des réunions plénières, multipliant ainsi les lieux de discussion, de partage ou de lutte de pouvoir. C'est ainsi sur le ton de l'ironie que lors d'une discussion visant à établir la composition de nouveaux groupes de travail, la représentante de l'APCA lançait à son homologue de FNE : *« Tout sera décidé dans les groupes de travail donc il faudra que tu sois dans tous les groupes ».*

Bien sûr, on ne peut considérer le Comop de manière isolée. En décidant de mettre en place la TVB, le gouvernement répond à un engagement pris au sein du Conseil de l'Europe de participer à la mise en place d'un Réseau Ecologique Paneuropéen (Europe, 1996). La définition de la TVB ainsi validée au sein du Comop est d'ailleurs tout à fait conforme à celle communément admise dans d'autres pays d'Europe. Bénéficiant en début de mandat de tout

un retour d'expériences assuré par divers porteurs de projet à des échelles variées[1], il semble que le Comop n'ait été un lieu ni de questionnement de ce modèle de représentation ni d'exploration d'autres approches. Au contraire, la représentation de la TVB telle que proposée a été largement mise en avant par certains acteurs qui ont dès lors pu mobiliser des ressources devenues stratégiques dans le cadre du Grenelle. Il s'agit de la FPNRF qui au début du Comop a multiplié les interventions pour faire valoir son expertise sur les questions de TVB. Depuis plusieurs années, de nombreux parcs naturels régionaux travaillaient en effet sur la thématique[2] et la FPNRF animait un « groupe corridor » rebaptisé pour l'occasion « groupe TVB »[3]. Mais il s'agit surtout de FNE, qui avait déjà rédigé et diffusé un document de réflexion sur les réseaux écologiques[4] allant dans ce sens, et qui au travers du Comop et en amont, s'est « imposée » en « transcodeur » (Lascoumes, 1994) de la TVB. Les tables rondes du Grenelle ont en effet représenté une véritable fenêtre politique (Kingdom, 1984; Keeler, 1993) pour la fédération qui depuis plusieurs années déjà militait pour l'établissement d'un réseau écologique national.

L'effacement de l'expert scientifique reconnu comme tel au sein du dispositif a d'ailleurs semble-t-il permis à l'expertise associative incarnée par FNE d'occuper l'espace vacant et d'affirmer sa légitimité. Celle-ci repose moins sur un niveau de connaissance validé que sur le fait d'appartenance (Lavignotte-Guérin, 1999). En effet c'est en tant que promoteur de la TVB, bien en amont du Grenelle, que la fédération a progressivement bénéficié du rôle d'expert sans que cela ne soit réellement assumé collectivement au sein du Comop. Elle a participé activement à tous les groupes de travail, fait des propositions d'ordre du jour pour les séances plénières, rédigé de nombreuses notes à l'attention du CEMAGREF, etc. Des réunions spécifiques ont été organisées en marge du Comop entre le ministère, FNE et le groupe d'experts. Notons ici que ce rapport privilégié entre FNE et le ministère n'est pas

[1] Liste non exhaustive : La mise en œuvre du réseau Isérois (CG Isère); la TVB en Alsace (CR Alsace) ; Réseau routier et continuité écologique (ASF) ; Trame Verte et carrière (UNICEM) ; Réseau électrique et TVB (RTE) ; Expérience méthodologie et mise en œuvre (ECONAT) ; Apport des expériences européennes pour la mise en place régionale (CR Lorraine).

[2] Girault V., 2005. *Mise en œuvre des corridors écologiques et/ou biologiques sur le territoire des parcs naturels régionaux. Définition d'une méthodologie commune et recueil d'expériences*, Fédération des Parcs Naturels Régionaux de France.

[3] Notons cependant qu'au fur et à mesure de l'avancée du dispositif, cette dernière a semblé prendre plus de recul quant à cette schématisation de la TVB. Ceci peut s'expliquer par le fait que son représentant, directeur du parc naturel régional de Camargue, pilotait simultanément une étude expérimentale sur la TVB en Région PACA qui aboutissait à des conclusions et recommandations parfois divergentes de celles du Comop.

[4] Pavard I., 2006. *Contribution à la constitution du réseau écologique national*, France Nature Environnement.

propre à ce dispositif. Certains auteurs (Lascoumes, 1994; Charvolin, 2003) ont montré que les associations naturalistes ont toujours été le bras armé d'un ministère faible en moyens et toujours en quête de légitimité. Cet échange stabilisé de longue date entre FNE et le ministère est donc ici un élément central de l'analyse puisqu'il suppose qu'au travers du Comop les deux partenaires ont tenté de renforcer leur intérêt spécifique tout en assurant leur objectif commun que représente le succès du Grenelle. Au delà du forum public médiatisé que représente le Comop, se maintiennent ainsi des arènes de négociation beaucoup plus fermées et moins transparentes auxquelles seuls les acteurs disposant de certaines ressources peuvent accéder (Jobert, 1994). Le risque d'une telle situation repose évidemment sur la possibilité d'une instrumentalisation des savoirs au profit d'un intérêt particulier. Lors d'une discussion en marge d'une réunion du Comop, le représentant de FNE, au sujet de l'identification cartographique de grandes continuités naturelles à l'échelle de la France, nous assurait comprendre que la réalité écologique était certainement plus complexe mais que ceci restait un moyen de limiter les nouvelles infrastructures linéaires de transport. En faisant valoir son expertise, FNE a ainsi contribué à légitimer une représentation qu'elle savait évidemment réductrice au profit des intérêts qu'elle défendait. Toute l'ambigüité du rôle joué par la fédération peut être illustrée au travers d'un exemple tout à fait révélateur et qui a pris une certaine place dans les débats. Ainsi, une fois la représentation de la TVB admise, FNE a proposé au ministère d'utiliser des listes d'espèces régionales comme un critère de cohérence nationale pour mettre en œuvre la TVB. Mais bien que l'approche ait été perçue comme complexe et peu pratique par les parties prenantes, le ministère, désireux de pas compromettre la démarche par un retrait de FNE, a mandaté le MNHN pour définir une méthode permettant d'identifier ces listes d'espèces ordinaires ou remarquables pour lesquelles la région a une responsabilité élevée et dont le maintien nécessiterait de préserver les continuités écologiques. Forts de leur expérience du territoire, les acteurs directs de la conservation, notamment la FPNRF, ont manifesté leur crainte d'une démarche trop technique qui pourrait compromettre l'adhésion des acteurs. *« Moi j'ai peur que sur des approches aussi pointues sur le plan scientifique, on perde un certain nombre de partenaires (...). J'ai peur que nos équipes aient du mal à intégrer cette partie là »*. La consultation nationale en ligne portant sur les guides méthodologiques à mi mandat a d'ailleurs permis aux experts et praticiens de terrain de manifester des positions proches de celles de la FPNRF. FNE s'est donc retrouvée isolée et certains représentants ont jugé sa posture trop lobbyiste et trop peu constructive. Mais dans un contexte d'asymétrie de pouvoir, l'approche espèce, bien que minimisée, a tout de même été

maintenue. Notons qu'au cours de cet exercice, le scientifique lui même peut consciemment faire appel à ses valeurs pour légitimer un positionnement. Quand nous avons demandé au représentant du MNHN comment il appréhendait le fait de répondre à une commande politique, il a affirmé gérer *« ce compromis en fonction de la plus value que pouvait apporter cette flexibilité au regard de l'efficacité pour la conservation »*. Cet exemple des listes d'espèces montre ainsi comment ce qui relève initialement d'un positionnement stratégique peut finalement être légitimé sous une apparence scientifique, au travers d'un lien privilégié entre l'un des acteurs et le représentant de l'autorité publique puis d'un exercice technique porté par un expert académique mandaté. Ces listes d'espèces qui seront par la suite éditées sous forme de décrets permettront d'engager des procédures juridiques menant à l'évitement, la restauration ou la compensation. A l'issue du dispositif, le guide légitime ainsi l'approche espèce : « L'objectif étant que la Trame verte et bleue bénéficie aux espèces déterminantes TVB, il semble logique d'évaluer l'évolution de ces espèces, ce qui présuppose d'avoir des informations à ce sujet. Dès la mise en place de la création de la Trame verte et bleue régionale, il convient donc d'établir un bilan des espèces qui seraient déjà suivies ou bien connues dans la région et des compléments de suivis qu'il serait possible d'engager dans la mesure des moyens disponibles » (MEEDDM b, 2010, p.74).

DU COGNITIF AUX INSTRUMENTS D'ACTION PUBLIQUE

D'après notre analyse il apparaît que les acteurs non avertis du Comop n'ont pas vraiment pu agir sur la définition de la TVB non par manque d'intérêt mais plutôt parce qu'ils sont intervenus à un moment où celle-ci constituait déjà une « boîte noire », la complexité technique menant alors à l'exclusion des profanes de toute discussion. Paradoxalement, l'absence de controverse autour du modèle proposé s'explique aussi par la flexibilité et le flou qui le caractérisent. En effet, si la représentation schématique semble avoir des vertus pédagogiques, il apparait difficile de se rendre compte de la forme que prendra la TVB sur un territoire donné et donc des contraintes et avantages qu'elle engendrera. C'est la force des images qui fonctionnent comme des slogans mobilisateurs, d'autant mieux qu'elles évacuent les points de conflit potentiels (Muller, 1984). Dans le cas présent, ce travail de traduction n'a pas totalement fonctionné puisque l'on constate des « débordements » de certains participants (Callon, 1986) exprimant des frustrations et une sensation de manipulation comme en témoigne cette intervention du représentant de l'APCA lors de l'une des dernières réunions et qui interroge la stabilité du consensus soit disant assuré par le modèle : *« Il y a deux Trames,*

celle qu'on a définie et puis vous êtes en train de parler de tout un tas d'autres continuités qu'on peut prendre en compte dans les SCOT[1] *».*

Devant cet écueil, il semble que les acteurs invités à participer aient considéré progressivement qu'au delà de la définition donnée de la TVB, largement laissée à la charge des structures les plus « spécialistes », ce qui faisait sens reposait plutôt sur la sémantique et le discours relatif à son implantation dans le tissu territorial local, ainsi que sur les outils de sa mise en œuvre, les instruments de la nouvelle politique publique en question. Le texte de loi mais surtout le guide méthodologique (bien plus détaillé) rendent ainsi bien compte des jeux d'acteurs qui ont animé le dispositif au cours de ces deux années. Les OPA représentées par deux juristes appartenant à ces structures, ont rapidement fait cause commune pour assurer un contrepoids face à l'ambition des environnementalistes et veiller à minimiser l'impact de la politique TVB. Ils ont notamment été particulièrement vigilants quant à la traduction juridique des éléments des guides et textes de loi et ont insisté sur des aspects sémantiques essayant à tout prix d'éviter les rapprochements avec des démarches récoltant une opinion négative auprès du monde agricole. Il s'agit pour elles de ne pas apparaître comme un facteur de résistance, voire d'échec au projet, tout en maintenant leur légitimité en tant que porte-parole des agriculteurs. Ainsi, dès la phase des tables rondes du Grenelle, le nom de « réseau écologique » a été remplacé par « trame verte et bleue » car jugé trop proche du « réseau Natura 2000 » dont la mise en place avait été très contestée par les acteurs de l'espace rural. Pour désigner les zones à haute valeur écologique, le terme « réservoir de biodiversité » a été préféré à celui de « cœur de nature » qui ne se distinguait pas suffisamment des « cœurs » de parcs nationaux. Parfois, certains éléments sont l'occasion pour le collectif d'affirmer une unité à travers une vision commune de la TVB. A titre d'exemple, un paragraphe intitulé « la TVB créatrice d'emploi » a été largement soutenu par l'ensemble des acteurs et mentionne que « la TVB doit être une politique d'aménagement du territoire en faveur des habitants. Prenant en compte les atouts et les fragilités des territoires, elle doit permettre de préserver et développer au mieux leur équilibre et leurs potentialités économiques » (MEEDDM a, 2010, p.32).

C'est ainsi sous cet angle que chacun des acteurs s'est positionné dans le dispositif pour que les moyens qui serviront à mettre en œuvre la TVB soient les plus efficaces pour certains, les moins contraignants pour d'autres. De ces positions divergentes sont nées les plus vives

[1] Schéma de Cohérence Territoriale

controverses comme le laisse entendre cette intervention de FPF : « Beaucoup de zonages apparaissent. Je rappelle qu'on ne souhaite pas, au niveau forestier, voir s'étendre le nombre de zonages. Enfin nous sommes très attachés à la contractualisation mais on veut savoir ce prendra en compte cette contractualisation, les limites de cette contractualisation et enfin qui va payer, sachant que me dire que ce sont les collectivités n'est pas une réponse pertinente ». Ainsi, comme l'ont montré Lascoumes et Le Galès, (2005), les choix d'instruments d'action publique ne relèvent pas de « simples choix techniques » mais sont avant tout le résultat de logiques politiques. Si la contractualisation est un moyen de faire bénéficier d'un revenu leur réseau, agriculteurs comme forestiers ont réagi vivement à toutes injonctions et recommandations de gestion qui porteraient atteinte à leur souveraineté. La question de l'opposabilité et donc du zonage est à l'origine d'une opposition majeure entre les deux principaux protagonistes : FNE militait pour que la TVB soit opposable dans les documents d'urbanisme alors que les OPA refusaient toute forme d'approche règlementaire qui inclurait les terres agricoles. Incapable de trouver un compromis sur ces questions, le Comop a renvoyé la controverse à un arbitrage par les élus des assemblées. Fruit du lobbying effectué par les deux parties au niveau des élus, le choix a finalement été fait d'une opposabilité faible de la TVB[1].

CONCLUSION

Après la nature, l'environnement puis la biodiversité, le concept de réseau écologique est comme l'aboutissement du processus d'écologisation de l'espace rural. La TVB traverse et requalifie le territoire (Fortier, 2009) et souligne de fait à la fois l'enjeu de la réflexion sur les représentations du fonctionnement écologique des territoires et l'enjeu d'un compromis social pour relier les composantes garantes d'un bon fonctionnement. On observe ainsi un double débat au sein du Comop : celui relatif à la conception de la TVB et celui relatif à son application sur le terrain. Ces deux modes de « penser » et « d'agir » se mélangent dans le processus d'élaboration de la politique de TVB dont l'analyse critique pose la question de la relation entre science et action publique : comment l'intervention de l'Etat se fonde-t-elle sur la connaissance scientifique ? Nous avons vu que le modèle support de représentation de la

[1] L'article L. 371-3. de la loi portant engagement national pour l'environnement mentionne « Les collectivités territoriales et leurs groupements compétents en matière d'aménagement de l'espace ou d'urbanisme prennent en compte les schémas régionaux de cohérence écologique »

TVB repose sur de nombreuses simplifications et autant d'incertitudes. Ces dernières sont-elle réellement reconnues et prises en charge par le dispositif participatif du Grenelle ?

Le produit du Comop bénéficie d'une légitimité de type procédural liée à son élaboration collective. Cependant, si l'organisation délibérative enrôle des acteurs issus de différents réseaux sociotechniques, la création de nouvelles règles ne s'est pas accompagnée d'une mise en débat du principe même de TVB. La stimulation du dialogue entre protagonistes de la gestion et de l'aménagement du territoire est souvent avancée comme le facteur clé pour créer du consensus social et assurer la réussite de projets de gestion concertée (Barouch, 1989; Pretty, 1995). Les sociologues de l'innovation soulignent que « ce n'est pas la qualité de l'innovation qui fait que celle-ci s'impose mais c'est le processus qui a supporté cette innovation » (Callon et Latour, 1991). Dans la mesure où l'ouverture d'un débat public représente des intérêts différents et parfois divergents pour chacun des acteurs, l'enjeu de tels dispositifs reste de produire les conditions d'une vision partagée de l'action publique. Nous avons montré que le manque d'implication des scientifiques ou d'experts reconnus en tant que tels, l'absence de complémentarité des compétences, ou des conditions favorables à leur mobilisation, n'ont pas permis au collectif de partager l'incertitude et la complexité des connaissances relatives à la notion de réseau écologique. Les acteurs de la conservation et notamment le lobby environnemental ont ainsi pu faire valoir leur légitimité d'expert et imposé en partie leur vision de la TVB et du cadre d'action. Si la socialisation des énoncés, la traduction des argumentaires de chacun, ont demandé des ajustements dans la définition de ce qu'est chaque acteur, le Comop a été surtout un lieu de négociation au sein duquel les groupes d'intérêt n'ont accordé que peu d'importance au cadre cognitif de la politique publique et ont focalisé plutôt sur son volet normatif et sur les instruments de sa mise en œuvre. Le dispositif d'action publique s'est profondément ancré dans une démarche technique qui nous interroge d'une part, quant à l'acceptabilité sociale qui en résultera une fois confronté aux réalités du territoire et d'autre part, quant à l'efficacité et la pertinence écologique d'une telle démarche.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'équipe du ministère pour son accueil ainsi que tous les membres du Comop TVB. Merci également à Jennifer Amsallem et Michel Deshayes (CEMAGREF) pour les nombreux échanges que nous avons pu avoir, ainsi qu'à Thierry Mougey (FPNR) pour ses commentaires avisés quant au travail présenté ici. Cette étude a été financée par l'Agence

Nationale de la Recherche (contrat 05-BDIV-014, ABIME), par l'Union Européenne (contrat 226852, SCALES) et par la Région Languedoc-Roussillon.

LITTERATURE CITEE

Barouch G., 1989. La décision en miettes. Systèmes de pensée et d'action à l'œuvre dans la gestion des milieux naturels, L'Harmattan, Paris, France.

Berger P.L. et Luckmann T., 1969. The Social Construction of reality : a treatise in the sociology of knowledge, Pinguin Press, London, UK.

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L. et Rondinini C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. Conservation Biology 21, 6, 1414-1422.

Bonnin M., 2008. Les corridors écologiques: vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?, L'Harmattan, Paris, France.

Callon M., 1986. Éléments pour une sociologie de la traduction. La domestication des coquilles Saint-Jacques dans la Baie de Saint-Brieuc. L'Année sociologique 36.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., 2001. Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique, Le Seuil, Paris, France.

Callon M. et Latour B., 1991. La science telle qu'elle se fait, La Découverte, Paris, France.

Charvolin F., 2003. L'invention de l'environnement en France. Chronique anthropologique d'une institutionnalisation, La Découverte, Paris, France.

Checkland P., 1981. Systems thinking, systems practice, John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Cobb R.W. et Elder C.D., 1972. Participation in American politics: The Dynamics of Agenda-building, Allyn & Bacon, Boston, Mass, USA.

ComMod, 2009. La posture d'accompagnement des processus de prise de décision: les références et les questions transdisciplinaires, in Hervé D. et Laloë F. (Eds), Modélisation de l'environnement: entre natures et sociétés, Quae, NSS -Dialogues, collection Indisciplines, Paris, France.

Crozier M. et Friedberg E., 1977. L'acteur et le système : les contraintes de l'action collective, Le Seuil, Paris, France.

Europe, 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, a vision for Europe's Natural Heritage, Council of Europe, UNEP, ECNC.

Fabiani J.L. et Theys J., 1987. La Société Vulnérable. Evaluer et Maîtriser les Risques, Presse de l'Ecole Normale Supérieure, Paris, France.

Fortier A., 2009. La conservation de la biodiversité. Vers la constitution de nouveaux territoires ? . Etudes Rurales 183, 129-142.

Friedberg E., 1993. Le pouvoir et la règle, dynamique de l'action organisée, Le Seuil, Paris, France.

Funtowicz S.O. et Ravetz J.R., 1992. Risk Management as a Postnormal Science. Risk Analysis 12, 1, 95-97.

Gaudin J.P., 1997. La négociation des politiques contractuelles L'Harmattan, Paris, France.

Girault V., 2005. Mise en œuvre des corridors écologiques et/ou biologiques sur le territoire des parcs naturels régionaux. Définition d'une méthodologie commune et recueil d'expériences, Fédération des Parcs Naturels Régionaux de France, 127 pp.

Habermas J., 1973. La technique et la science comme « idéologie », Gallimard, Paris, France.

Habermas J., 1987. Théorie de l'agir communicationnel, Fayard, Paris, France.

Jobert B., 1994. Le tournant néolibéral en Europe, L'Harmattan, Logiques Politiques, Paris, France.

Jobert B. et Muller P., 1987. L'Etat en action. Politiques publiques et corporatismes, PUF, Paris, France.

Joly P.B., 1999. Besoin d'expertise et quête d'une légitimité nouvelle : Quelles procédures pour réguler l'expertise scientifique ? Revue française des affaires sociales 1.

Keeler J., 1993. Opening the Window for Reform. Comparative Political Studies 25, 4, 433-48.

Kingdom J., 1984. Agendas, Alternatives and Public Policies, Little Brown, Boston, Mass., USA.

Larrère C. et Larrère R., 1997. Du bon usage de la nature, Aubier, Paris, France.

Lascoumes P., 1994. L'éco-pouvoir, environnements et politiques, La Découverte, Paris, France.

Lascoumes P., 2009. Des acteurs aux prises avec le "Grenelle de l'Environnement". Ni innovation politique, ni simulation démocratique, une approche pragmatique des travaux du Groupe V "Construire une démocratie écologique: institutions et gouvernance", pp.

Lascoumes P. et Le Galès P., 2005. Gouverner par les instruments, Presses de Sciences Po, Paris, France.

Lavignotte-Guérin E., 1999. Expertise et politiques européennes de développement local

L'Harmattan, Paris, France.

Leca J., 1993. Sur le rôle de la connaissance dans la modernisation de l'Etat et le statut de l'évaluation. Revue Française de Science Politique 66.

Lolive J., 1999. Les contestations du TGV Méditerranée : projet, controverse et espace public, L'Harmattan, Paris, France.

MEEDDM, 2007. Le Grenelle de l'Environnement. Préserver la biodiversité et les ressources naturelles. Synthèse du groupe 2, 124 pp.

MEEDDM, 2010. Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. Version provisoire, Paris, France, pp.

Mougenot C. et Melin E., 2000. Entre science et action : le concept de réseau écologique. Natures Sciences Sociétés 8, 3, 20-30.

Muller P., 1984. Le Technocrate et le paysan, Editions ouvrières, Paris, France.

Muller P., 1985. Les politiques publiques, PUF, Paris, France.

Pavard I., 2006. Contribution à la constitution du réseau écologique national, France Nature Environnement.

Pretty J.N., 1995. Participatory Learning for Sustainable Agriculture. World Development 23, 8, 1247-1263.

Roqueplo P., 1997. Entre savoir et décision, l'expertise scientifique, INRA, Paris, France.

Touraine A., 1980. La prophétie anti-nucléaire, Le Seuil, Paris, France.

Ulrich W., 2003. Beyond methodology choice: critical systems thinking as critically systemic discourse. Journal of the Operational Research Society 54, 325-342.

Valaskakis K., 1998. Mondialisation et gouvernance: le défi de la régulation publique planétaire. Futuribles, 5-28.

Van der Windt H.J. et Swart J.A.A., 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. Journal of Applied Ecology 45, 124-132.

Vimal R., Mathevet R. et Thompson J.D. The changing landscape of ecological networks. Submitted.

Weber M., 1959. Le savant et le politique, Plon, Paris, France.

Chapitre 4

La carte et le territoire: penser le réseau écologique et la nature ordinaire

Ruppert Vimal[1], Raphaël Mathevet[1]

Article soumis (Cybergeo)

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

Résumé

Le concept de réseau écologique devient un élément central des stratégies de conservation de la nature. En soulignant le besoin de tenir compte des processus écologiques qui sous-tendent l'organisation spatiale de la biodiversité et ses dynamiques à l'échelle des paysages, la planification des réseaux se base largement sur un modèle unique permettant d'identifier des cœurs de nature et les corridors qui permettent de les relier. Dans ce contexte, la carte est largement mise en avant comme support à la fois de réflexions et de recommandations pour l'action. Dans cet article, nous analysons la première étape du processus de planification d'un réseau écologique à l'échelle d'un Parc naturel régional du sud de la France et montrons comment ce nouveau concept s'est confronté aux réalités du territoire. En restant centré sur une approche technique qui se focalise sur la cartographie du réseau écologique, le collectif d'acteurs n'a pu aboutir à une représentation partagée des enjeux et du dispositif d'actions à mettre en œuvre. Pour penser et agir sur la nature ordinaire, la carte doit avant tout permettre de matérialiser un processus d'interaction sociale.

Mots clés : nature ordinaire, réseau écologique, carte, modèle, dispositif sociotechnique.

Abstract

Ecological network concept is a growing core element of conservation strategies. Based on the need to integrate ecological processes which underlie spatial dynamics of biodiversity at a landscape scale, network planning is largely based on a single model that allows the identification of natural core areas and linkage corridors. In this context a structural mapping approach is the most often used means to discuss and identify conservation issues at stake and to prepare recommendations for action. In this paper we analyze the process of ecological network construction at the scale of a Regional Natural Park in southern France. We show that by sticking to a classical and highly technical approach focused on mapping spatial organization, the group of actors involved was unable to produce neither a collective representation of the conservation stakes nor recommend a plan of actions. Our study highlights the need to more correctly integrate the ordinary biodiversity of the landscape matrix and consider that a mapping approach should above all make possible the construction and functioning of a social interaction process.

Keywords: ordinary biodiversity, ecological network, mapping approach, model, social and technical processes.

INTRODUCTION

L'état de nos connaissances suppose aujourd'hui que le maintien de la biodiversité passe par la prise en compte des processus écologiques autour d'une approche fonctionnelle des systèmes naturels (Smith *et al.*, 1993; Balmford *et al.*, 1998; Poiani *et al.*, 2000; Pressey *et al.*, 2007). Ce nouveau regard sur les enjeux de conservation de la biodiversité met l'accent sur le besoin d'appréhender le vivant au travers des systèmes ouverts et en interaction avec un plus grand tout (Von Bertalanffy, 1968), d'être plus centré sur les interdépendances qui lient les systèmes écologiques et participent de leur intégrité aux multiples échelles spatiales et temporelles.

L'histoire de la protection de la nature retrace ainsi le passage de la conservation de milieux isolés, rares et à faibles enjeux socio-économiques à la conservation ou la restauration de milieux interconnectés autour d'une approche bien plus intégrée qui tente de réconcilier développement humain et protection de la nature (Rodary *et al.*, 2004). Dans ce contexte, le concept de réseau écologique a reçu une attention particulière depuis les années 1980 et notamment en Europe (Jongman et Kristiansen, 2001; Jongman *et al.*, 2004; Opdam *et al.*, 2006). Soulignant le besoin de « gérer l'ensemble du territoire » (Mougenot et Melin, 2000), il est un moyen de prendre en compte la nature « ordinaire », d'établir un lien entre écologie et aménagement du territoire (Opdam *et al.*, 2001). La planification des réseaux se base largement sur le modèle « tâches, corridors, matrice » issu des travaux d'écologie du paysage de Forman et Godron (1986) et suppose l'identification de trois composantes : les « cœurs de biodiversité », leur « zone tampon » et les « corridors » qui permettent de les relier (Jongman *et al.*, 2004). Si le concept représente une occasion de réviser nos modèles de pensée et d'action en matière d'intégration de la conservation de la biodiversité au développement humain, il n'est pas sans soulever des interrogations quant à sa mise en application (Boitani *et al.*, 2007). Il s'agit en effet d'imaginer un dispositif social capable de gérer l'étendue, la complexité et l'incertitude des connaissances qui justifient sa reconnaissance. Dans ce contexte, la cartographie peut servir de support aussi bien en termes de réflexion que de recommandations. Elle identifie et prolonge dans le temps et l'espace, les souhaits et les actions des humains (Grataloup, 2005; Lascoumes, 2007). La carte du réseau écologique implique le passé (les inventaires), le présent (l'occupation du sol, la nature aujourd'hui) et le futur (le réseau et les processus en jeu) (Mougenot et Melin, 2000). Elle apparaît comme un objet médiateur entre faits scientifiques, valeurs (idéologie et actions), normes (prescription

ou application de réglementations) et usage stratégique (négociation multi-acteurs) (Bayet, 2000; D'Aquino *et al.*, 2002).

Dans cet article, nous analysons le processus de planification d'un réseau écologique à l'échelle d'un Parc naturel régional de la région méditerranéenne française dont nous avons suivi les travaux et réunions. Il s'agit d'évaluer comment le modèle qui fonde les stratégies de réseaux écologiques, résiste à l'épreuve de la pratique et des réalités du territoire. Dans ce contexte, nous verrons si la carte en tant que mode d'écriture codifié peut permettre de faire converger connaissances, techniques et réalités du territoire afin d'organiser le passage du concept à l'élaboration de projets concrets.

LE DISPOSITIF

En 2007, une des propositions du Grenelle de l'Environnement consistait à « construire la trame verte nationale, tissu vivant du territoire, qui assure les continuités et les proximités entre milieux naturels et permet aux espèces de circuler et d'interagir et aux écosystèmes de fonctionner » (MEEDDM, 2007). C'est dans ce contexte et sous l'impulsion de sa Stratégie Régionale pour la Biodiversité (Roussillon, 2007) que la Région Languedoc-Roussillon (LR), en partenariat avec la DREAL[1], a sollicité le Parc naturel régional (PNR) de la Narbonnaise en Méditerranée en tant que territoire d'expérimentation pour une étude de 18 mois intitulée « Identification de la trame écologique et propositions d'actions pour sa préservation ou sa restauration ».

Le pilotage de la démarche a été assuré par deux chargés de mission du PNR et la chargée des Parcs naturels régionaux à la Région LR. Un chargé de mission du Conservatoire des Espaces Naturels (CEN) devait accompagner la démarche et assurer notamment le transfert des recommandations produites vers les élus. Un bureau d'étude (BE), associé à une équipe de recherche de l'INRA, a été choisi suite à un appel d'offre pour mener à bien le projet. Son rôle portait plus spécifiquement sur les aspects d'ordre technique alors que les chargés de mission du PNR et du CEN s'occupaient de l'animation du projet. Le cahier des charges initial préconisait un travail organisé autour d'un « comité de pilotage très large et d'un comité technique plus restreint ».

En juillet 2008, une première réunion a été organisée afin de présenter l'équipe, de partager la méthode et de valider le calendrier prévisionnel et les étapes de l'étude. La

[1] DREAL : Direction Régional de l'Environnement, de l'Aménagement du territoire et du Logement

proposition du BE consistait alors à identifier la trame verte et bleue (TVB) comme la combinaison de deux étapes : une analyse « écopaysagère » permettant de « décrire et de cartographier les éléments et entités structurants du paysage », et une analyse « biologique » afin d'étudier « les milieux favorables et les déplacements » de certaines espèces cibles pour « initier la réflexion sur le concept de fonctionnalité du corridor ». Une analyse « socio-économique » devait permettre d'identifier les menaces présentes et à venir sur la trame écologique préalablement définie et une ultime étape prévoyait la définition d'un programme d'actions. En accord avec les porteurs de projet, le BE proposait que la cellule technique se réunisse cinq fois et le comité de pilotage trois fois. Deux réunions en groupes de travail étaient aussi planifiées, l'une en présence d'élus afin de discuter des objectifs de la trame écologique, l'autre associant un panel d'acteurs du territoire pour aboutir à un programme d'actions.

La principale réaction des membres présents lors de cette première réunion a porté sur la place de l'analyse « socio-économique » dans le projet et sur l'implication des acteurs du territoire. C'est autour de cette discussion que les différentes conceptions de ce nouvel objet que représentait la TVB se sont alors implicitement exprimées. Fidèle au cahier des charges, lui-même largement inspiré des expérimentations en cours et des premières préconisations du Comop TVB[1], le bureau d'étude proposait l'identification d'une trame « idéale » qui représenterait une réalité écologique du territoire indépendamment des facteurs socioculturels. D'autres voyaient la trame écologique comme une stratégie résultant de la combinaison des réalités écologiques et sociales du territoire, et argumentaient le besoin de partager son appréhension et de négocier sa définition avec un panel plus large d'acteurs. Mais, à ce stade du projet, il semblait déjà trop tard pour changer l'orientation technique de la démarche qui semblait par ailleurs mieux à même de répondre à l'enjeu d'un résultat rapidement valorisable au sein de la charte du Parc en révision.

Malgré le besoin apparent de clarifier le positionnement tant sur le plan stratégique que conceptuel du collectif, la réunion s'est achevée laissant en suspend un grand nombre de questions relatives aux objectifs, au déroulement de l'étude et à son animation. Finalement, pour des raisons pratiques et de calendrier, les porteurs du projet ont opté pour une instance unique et hybride entre comité technique et comité de pilotage composée de chercheurs du

[1] Le comité opérationnel (Comop) TVB a été mis en place à la suite du grenelle afin notamment de participer à la rédaction des textes de loi Grenelle I et II mais aussi d'élaborer des guides méthodologiques permettant d'identifier et de prendre en compte la TVB.

CNRS, du Cemagref, et de l'INRA[1], d'experts naturalistes de l'office pour les insectes et leur environnement (OPIE), de la ligue de protection des oiseaux (LPO), de la fédération départementale des chasseurs (FDC) et du conservatoire botanique national (CBN), de membres du conseil scientifique du Parc (CS), d'un chargé de mission de la chambre d'agriculture (CA), et de représentants de services de l'Etat (DREAL, ONF, ONCFS, DDEA, ONEMA[2]). Des élus du Parc étaient aussi régulièrement invités à se joindre aux réunions. Le collectif ainsi formé s'est réuni six fois mais selon des compositions variables[3].

DE L'IDENTIFICATION DE LA TRAME…

Occupation du sol et échelles spatiales

L'analyse s'est focalisée sur l'identification de la trame écologique définie par des « cœurs de nature » où la « biodiversité est la plus riche », des corridors « liaisons fonctionnelles entre différents habitats d'une espèce » et des continuums représentant « les milieux favorables à une espèce ». Soulignant « qu'il existe autant de trames que d'espèces animales à prendre en compte », le rapport d'étude[4], justifie ensuite le modèle : « Afin de simplifier l'approche, l'habitude a donc été prise de présenter les trames à l'échelle des grands types de milieux naturels utilisés par les espèces ou les groupes d'espèces (par exemple, les milieux ouverts, les milieux boisés ou fermés). On parle alors de *sous-trame* (par exemple, sous-trame de milieux ouverts, sous-trame de milieux fermés), la superposition de l'ensemble de ces sous-trames constituant la trame définitive » (p.7). Ici un modèle unique s'impose donc au collectif qui postule de son efficacité pour représenter et agir sur la nature ordinaire. La notion de trame notamment traduit la volonté de considérer une nature en mouvement, une nature dynamique mais déjà le modèle suppose une uniformisation de ses composantes seule à même de permettre sa représentation cartographique.

L'analyse s'est largement appuyée sur une base de données d'occupation du sol du PNR à l'échelle du 25 000ème et réalisée en 2003. Devant le niveau de détail de cette base de données

[1] Le bureau d'étude, dans sa réponse à l'appel d'offre, avait mis en avant un partenariat avec un laboratoire de l'INRA ici mentionné. Finalement, le chercheur en charge d'accompagner le bureau d'étude n'a que peu participé aux réunions et sa contribution au travail élaboré apparaît anecdotique.

[2] Dans l'ordre : Office National des Forêts, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Direction Départementale de l'Equipement et de l'Agriculture, Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

[3] Sur les six réunions, le groupe était composé en moyenne de 20 personnes avec un maximum de 33 personnes et un minimum de 13 personnes.

[4] Identification de la trame écologique du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée (2009).

(49 postes), un regroupement en 13 classes[1] proposé par le BE lors de la deuxième réunion a été discuté (Fig. 1a). Ces classes d'occupation du sol deviennent à cet instant le support qui va permettre de réaliser l'ensemble des analyses et au travers duquel les acteurs sont invités à forger leur représentation du réseau écologique. Mais la proposition du BE ne fait pas consensus au sein du groupe :

« CNRS : Où sont classées les falaises ?

BE : Elles sont dans la classe « pelouses ». De toute façon, en termes de surface, elles ne sont pas forcément intéressantes.

LPO : Oui mais ça peut être des barrières, des obstacles pour certaines espèces.

BE : Oui mais on risque de ne plus les voir si on les isole dans une classe.

Élue : Ces questions m'interrogent sur les raisons pour lesquelles on veut mettre en place ces corridors ? Qu'est ce qu'on cherche ? Vous ne vous posez pas la question avant ? Il y a besoin de préciser un peu l'objectif pour qu'on puisse comprendre.

BE : A ce stade, l'objectif est de définir les grandes zones, de voir la relation entre ces zones et d'analyser le contraste.

ONCFS : Ça suppose d'avoir une échelle plus fine après, parce qu'au sein des forêts par exemple y a plein de choses différentes notamment en termes de structure.

OPIE : Pour l'approche espèces, vous allez aussi utiliser cette échelle ? Moi ca me gène qu'il n'y ait pas les falaises.

BE : Le but ici est de réfléchir sur les grandes zones et la connexion qu'il y a entre ces zones. »

Ainsi la représentation cartographique se confronte d'entrée aux réalités de terrain exprimées par la diversité des acteurs en présence. Les falaises dont la morphologie ne permettrait pas leur visualisation sur une carte sont pourtant, aux yeux des naturalistes, un élément central en termes de ruptures de continuités. Déjà l'échelle d'analyse semble gêner les participants qui ne conçoivent pas l'appréhension du fonctionnement des systèmes écologiques à un niveau si global. La remarque de l'unique élue présente lors de cette réunion montre bien que les objectifs de l'étude ne sont pas clairement définis et que les acteurs n'en

[1] Liste des classes : zones artificielles, vignobles et vergers, résineux, milieux dunaires, pelouses et prairies, hydrographie douce, garrigues ouvertes, garrigues fermées, friches, forêts de feuillus, cultures, complexe lagunaire, zones incendiées

saisissent pas la finalité. La réponse du bureau d'étude n'est que partielle et à court terme, le collectif ne s'inscrit pas dans une réflexion approfondie de la problématique.

Par la suite, un ensemble d'analyses sont réalisées grâce au logiciel *Fragstat*[1] afin de caractériser la structure des différentes classes d'occupation du sol[2]. La pertinence de l'échelle spatiale considérée est alors une nouvelle fois interrogée:

« ONEMA : Le chiffre sur les cours d'eau m'étonne.

OPIE : Oui et il n'y a que l'Aude. Sur un territoire où la problématique hydrique est très importante, je trouve ça gênant.

BE : Les cours d'eau ne sortent pas Parce qu'ils sont à une échelle trop fine.

Directeur du PNR : Pourquoi vous pixélisez ? On perd de l'information alors qu'on a quelque chose de très précis.

BE : Parce que les logiciels fonctionnent en raster[3]*. Ici c'est plus une approche en termes de trame verte terrestre.*

Cemagref : Il faut considérer la composante bleue de la TV surtout dans des matrices où on n'aura que les cours d'eau comme éléments de trame. Ces éléments fins peuvent nécessiter un travail supplémentaire.

BE : On en revient à la question d'échelle. On sait faire mais ici la méthode n'est pas adaptée. »

Ainsi ce sont les instruments techniques qui guident l'analyse et l'appréhension de la TVB. Ici l'échelle spatiale considérée et le format des données imposées par le logiciel ne permettent pas de traiter la partie « bleue » de la trame dans son ensemble. Le scientifique de l'INRA conclut dès lors : « *Il y a tout un ensemble d'objets : falaises, cours d'eau notamment qui n'ont pas d'utilité surfacique mais qui ont un impact sur la trame. Il me semble plus logique qu'on les prenne en compte dans la phase d'après »*. La trame bleue bénéficiera donc d'un traitement méthodologique et statistique différent justifié par sa particularité mais qui pose évidemment la question de l'interaction entre trame verte et trame bleue et de la cohérence de la trame écologique globale. Quant aux falaises, elles ne seront finalement pas

[1] *Fragstat* est un logiciel d'analyses spatiales de données d'occupation du sol. Ces outils sont particulièrement mis en valeur depuis l'avènement de l'écologie du paysage.

[2] Nombre de tâches, surface moyenne des tâches, rapport périmètre sur surface des tâches, distance entre les tâches, nombre de lisières par tâche.

[3] Le raster est un format qui décrit un document comme un ensemble de points ou pixels juxtaposés.

intégrées à l'analyse du fait de l'absence de données. Cet échange illustre aussi comment le débat technique s'impose au collectif pour finalement aspirer toute l'interprétation écologique des résultats et leur signification dans le contexte territorial.

Cœurs de nature : entre politiques publiques et réalités de terrain

L'étape suivante a consisté à identifier des « cœurs de nature » définis préalablement et censés représenter les noyaux de biodiversité du territoire. Mais quand le prestataire dresse la liste de tous les espaces d'inventaires et de protection, le groupe se trouve confronté au fait que l'ensemble de ces zones couvrent 67% du territoire, ce qui ne permet pas une discrimination suffisante et remet en cause l'application du modèle.

« CBN : Tout n'a pas d'intérêt dans les zones Natura 2000.

CS : On a défini ces sites sur le plan fonctionnel. Je souhaiterais que les zones Natura 2000 soient prises en compte dans leur intérêt fonctionnel.

DDEA : Je m'interroge sur la finalité de tout ça et notamment la planification en termes d'urbanisme. A-t-on intérêt à avoir des cœurs de nature grands ou petits ? Un grand ne nous donnera pas d'infos sur ce qu'on fera à l'intérieur et on ne pourra pas tenir un discours auprès des élus. N'a-t-on pas intérêt à prendre des petits cœurs de nature ?

CBN : Je ne suis pas tout à fait d'accord. On n'est pas dans une démarche où on définit des nouveaux zonages. Il s'agit de voir ce qui fait qu'on a des continuités. Des petits cœurs de nature nous amèneront à faire n'importe quoi autour.

Elu : Le but est-il de protéger en l'état ou de protéger l'évolution ? Je suis apiculteur, le feu, la déprise, modifient ce qui était stable avant. Le chêne kermès par exemple. Peut-on quantifier l'évolution dans ces zones et l'objectif qu'on se fixe par rapport à cette évolution ? »

Cet échange montre la complexité de la démarche et l'entrecroisement entre différents domaines d'expertises au travers des intérêts et attentes variés des acteurs en présence. Le groupe s'interroge à nouveau sur la finalité de l'étude et la représentation cartographique des « cœurs de nature » est alors un moyen de mener une courte réflexion autour des enjeux et conceptions de la TVB. Le bureau d'étude met fin au débat en mentionnant que *« tous ces aspects seront abordés dans l'analyse socio-économique »*. Finalement, les zones Natura 2000 seront considérées comme des « zones périphériques des cœurs de nature » (Fig. 1b). Mais ce statut intermédiaire semble surtout tenir son importance du besoin de les visualiser

sous forme de carte par souci de cohérence des politiques publiques. Par la suite, ni les zones Natura 2000 ni les « vrais cœurs de nature » ne seront réellement intégrés en tant que tels, l'étude privilégiant une caractérisation de l'ensemble du territoire plutôt qu'une évaluation des connexions entre ces entités.

Des continuums à la mosaïque des milieux

La suite de l'étude a porté sur l'identification de six continuums dont le regroupement devait permettre de définir les sous trames[1]. Pour ce faire, le BE, s'inspirant des expériences en cours et des préconisations nationales, propose une méthode consistant à créer des zones tampons autour de chaque tâche de la classe d'occupation du sol considérée. L'objet « continuum » équivaut à l'assemblage des entités ainsi fabriquées (Fig. 1c). Le prestataire précise : « *Le traitement peut paraître théorique mais ça permet de voir sur les cartes un phénomène qui serait indétectable* ». Ici la méthode choisie suppose donc que la représentation de la nature ordinaire passe par son unique expression cartographique. Mais rapidement, le groupe s'interroge sur le caractère arbitraire des paramètres utilisés. Rappelant que « *dans toutes les méthodes il faut des critères* », le BE a en effet proposé de définir la taille des zones tampons par la distance moyenne qui sépare les tâches d'une même classe dont la surface est supérieure à la moyenne… Les acteurs restent perplexes et ont du mal à se familiariser avec la représentation ainsi proposée : *DDEA « Je ne vois pas l'intérêt de travailler sur ces chiffres qui ne signifient rien. Pourquoi on devrait quantifier? ».* Un scientifique du CNRS intervient « *Le problème c'est de partir directement sur des continuums, alors qu'on devrait tout simplement se porter sur une caractérisation géographique du territoire ».* Face à une réplique mentionnant qu'« o*n ne peut pas oublier les réalités du territoire »*, le prestataire renvoie à nouveau à l'analyse socio-économique qui de plus en plus semble être l'échappatoire pour remettre à plus tard l'ancrage de la démarche au niveau territorial. Et malgré le fait que le rapport mentionne qu'il « ne faut toutefois pas perdre de vue qu'il s'agit là uniquement d'une représentation schématique » (p.40), toute la suite de l'étude se base sur l'analyse de ces continuums considérés comme l'élément central de la démarche.

[1] Liste des continuums : pelouses et prairies, garrigues ouvertes, garrigues fermées, résineux, réseau hydrographiques et milieux humides, milieux dunaires.

Liste des sous-trames : sous-trame des milieux ouverts et semi-ouverts et la sous-trame des milieux fermés.

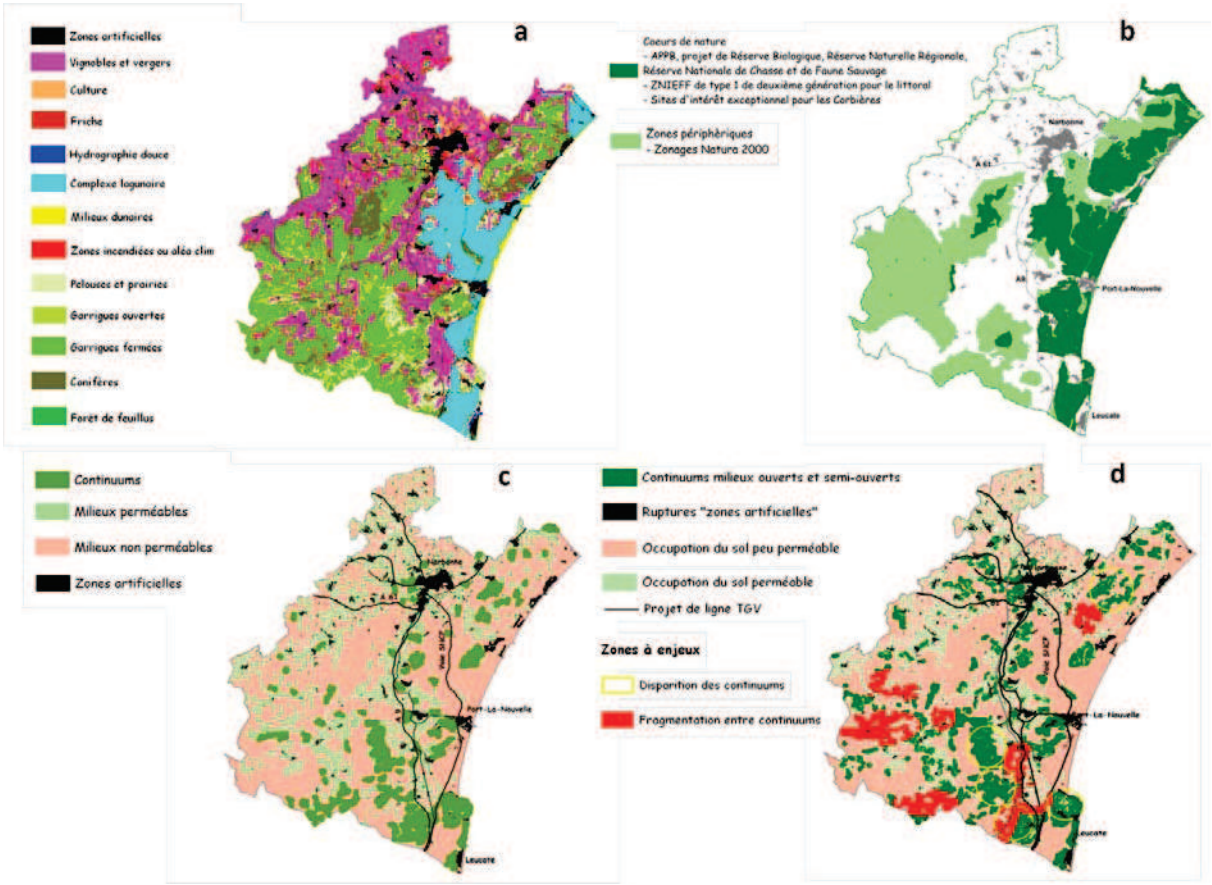

Figure 1 - Exemple de cartes produites dans le cadre de l'étude (source : Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée). a. Les classes d'occupations du sol ; b. Les cœurs de natures ; c. Les continuums pelouses et prairies ; d. Les zones à enjeux pour la sous-trame des milieux ouverts et semi-ouverts.

L'analyse « biologique » est menée en parallèle. Elle semble d'ailleurs plus à même de justifier le besoin d'appréhender la TVB : « Les déplacements vitaux des individus, les échanges d'individus entre populations d'une même espèce, ainsi que l'expansion géographique des populations et/ou des espèces doivent pouvoir se réaliser au sein des cœurs de nature mais également entre ceux-ci » (p.46). Ainsi selon le plan d'étude validé, l'analyse de la TVB pour certaines espèces doit permettre de compléter l'approche paysagère. Elle recueille au départ l'intérêt des acteurs présents et notamment des naturalistes. Elle est en effet un moyen pour ceux-ci de traduire le concept de TVB en quelque chose de concret et de mobiliser leur savoir pour s'en faire une représentation.

Au vue du peu de connaissances disponibles et compte tenu du coût en termes de temps et d'argent que représenterait une phase d'inventaire, il s'agit d'identifier les zones de présence potentielle de l'espèce considérée. Sur la base de la taille du domaine vital, des classes

d'occupation du sol fréquentées, de la capacité de dispersion de l'espèce, le logiciel *Idrisi Andes* permet de modéliser son utilisation de l'espace : les habitats et corridors primaires sont les éléments les plus favorables, les habitats et corridors secondaires sont des espaces « *dont un des critères est défaillant* ». Les zones apparaissant en gris sur la carte concernent des milieux « *imperméables à l'espèce* ». Là encore le modèle se confronte rapidement à la réalité dont les acteurs se font les porte-paroles. L'OPIE signale par ailleurs que le calcul *« dépend de la distance entre les habitats et ne prend donc pas en compte les effets bordure ce qui pose un problème à la périphérie du PNR* ». Lors de la réunion suivante le prestataire remobilise le même outil mais évite de s'attarder sur les détails relatifs à son fonctionnement. Il a par ailleurs regroupé l'ensemble des éléments en un seul type de zone « *pour plus de simplicité* ». Le logiciel devient ainsi une véritable « boîte noire » qui renvoie à son utilisateur une cartographie globale du milieu potentiellement utilisé par l'espèce choisie. Le BE lui-même rappelle un instant qu'il ne connaît pas « *toute la mécanique du logiciel* ». Lors de la présentation des résultats pour une espèce d'oiseau[1], la LPO réagit : « C*ette carte n'a rien de réaliste*.

BE : Ça dit seulement que l'occupation du sol pourrait permettre sa présence.

LPO : Oui mais pour cette espèce, c'est une question d'humidité. Il faut aussi distinguer hivernage et nidification. »

La question de l'échelle est à nouveau pressentie comme une des grandes limites de l'analyse : OPIE « *Cette carte ne peut être que fausse car les dunes ne sont pas l'ensemble des plages… Le modèle est bon mais très limité pour cette espèce*[2] *à cette échelle. Cette espèce, sa barrière écologique c'est par exemple l'extension de Narbonne plage* ».

Le groupe s'interroge quant à l'utilité de l'approche biologique pour identifier la TVB du territoire. La complémentarité entre approche paysagère et biologique initialement présentée comme l'originalité de l'étude semble remise en cause. Le rapport conclut ainsi : « Le prestataire et le Comité Technique se sont interrogés sur la pertinence de l'approche biologique, qui semble ne pas apporter, dans le cadre de cette étude, d'information complémentaire par rapport à l'analyse éco-paysagère » (p. 69). Le groupe mentionne tout de même que son intérêt peut être avant tout pédagogique dans le but d'illustrer la problématique TVB.

[1] *Sylvia undata*

[2] *Heliopathes littoralis*

Mais si l'analyse par espèce n'a pas permis d'identifier la TVB, elle a joué un rôle déterminant dans son appréhension. En effet, pour certaines espèces inféodées à une grande diversité de milieux, le groupe a pu constater l'importance de la mosaïque paysagère, mettant ainsi en avant l'enjeu du maintien de la diversité des milieux plus que celui de leur continuité, censée assurer le déplacement d'une zone cœur à une autre. Ici le focus sur des entités biologiques permet ainsi de relativiser une approche trop schématique de la notion de réseau écologique. L'espèce, en tant qu'élément phare de la biodiversité, prend le dessus sur l'imaginaire collectif instauré par le modèle. Le rapport d'étude mentionne d'ailleurs qu'il est « peu évident d'utiliser les continuums retenus pour établir des liaisons entre les cœurs de nature, et ce n'est d'ailleurs pas forcément la problématique du territoire, qui reste majoritairement préservé » (p.44). Sans que cela ne soit réellement validé et partagé collectivement, le modèle initial est ainsi remis en cause au travers d'un apprentissage collectif, la construction d'une vision partagée de la mosaïque paysagère et des enjeux qu'elle représente. L'élément le plus fondamental, le « continuum », véritable symbole de l'avènement des politiques de réseau écologique, est malgré tout resté au cœur de la démarche et un nouveau continuum a été proposé : il s'agit du « *continuum de mosaïque* ».

AU PROGRAMME D'ACTIONS D'UNE POLITIQUE DE LA NATURE

C'est à partir de la 4ème réunion, un an après le démarrage de l'étude que les prémices de l'analyse « socio-économique » ont été présentés. Malgré un manque de temps et de moyens techniques, celle-ci a principalement été abordée autour d'une approche prospective visant à établir la relation entre les continuums et les évolutions en termes d'occupation du sol « à l'horizon 2020 ». Selon les représentants de l'INRA *: « Ce travail doit servir à initier une réflexion et à faire émerger de ces zones ce qui peut se passer en fonction des scénarios. Il s'agit bien de réfléchir en terme d'aménagement du territoire et non pas de connexion entre des zones au travers de corridors.* » Ainsi, la volonté est de s'appuyer sur la carte pour promouvoir un aménagement du territoire qui intègre des enjeux écologiques. Le scénario est construit et la carte renvoie l'impact sur les milieux naturels. Concrètement, l'étude a porté d'une part sur la ligne à grande vitesse (LGV) en projet et les prévisions d'urbanisation au travers des documents d'urbanisme, et d'autre part sur la fermeture des milieux ouverts et la dynamique de la viticulture.

Les porteurs de projets en quête d'un résultat opérationnel ont au départ accueilli avec enthousiasme l'idée d'une analyse prospective qui semblait permettre de justifier la démarche entreprise comme le laisse entendre cette intervention d'un élu : « *Cette notion de prospective est pertinente. Le côté politique qui ressort fait que ça peut être une aide à la décision. Ça permettrait d'adapter des nouvelles structures et d'éviter des accidents. Ici on est un peu en amont. Il faut le mettre en valeur auprès des décideurs* ». Mais très rapidement les limites d'une telle approche dans le temps imparti se font ressentir. La méthode proposée pour étudier l'évolution des milieux ouverts par exemple, consiste à se baser sur des chiffres de perte de ces milieux durant les 40 dernières années puis à réaliser de manière homogène sur tout le territoire un « grignotage des tâches » concernées pour aboutir par itération à une diminution comparable d'ici à 2020. La méthode est jugée trop simpliste et peu transparente, les naturalistes sont définitivement critiques par rapport à une démarche technique qui selon eux mènent à des résultats triviaux. Ainsi la LPO déclare : « *Tous ces modèles pour arriver à dire qu'on va perdre des milieux ouverts… je reste sceptique ».* D'autres semblent perdre le fil et s'inquiètent de l'aboutissement de l'étude : CA « *J'ai impression que l'on revient toujours aux mêmes conclusions et je ne vois pas l'intérêt de ce travail ».* L'enjeu de la présentation des résultats, auprès des élus notamment, devient d'ailleurs un sujet prégnant : Région LR *« C'est très confus. En l'état ce n'est pas pédagogique. Vous présentez ça aux élus ils quittent la salle ».* Tandis que le bureau d'étude légitime sa position : « *Oui mais il y a un travail technique qui nous a été demandé on n'est pas là pour faire un document de communication ».*

A l'approche de la fin de l'étude, le prestataire propose des cartes de synthèse présentant pour chaque sous-trame, les zones à enjeux équivalentes aux « zones de ruptures » présentes et à venir des continuums (Fig. 1d). Celles-ci sont accompagnées d'objectifs en terme de gestion et/ou de conservation (« maintenir les milieux ouverts et semi-ouverts ») ainsi que de propositions d'actions (« outils contractuels avec les exploitants agricoles comme les MAEt[1] »). L'étude touche à sa fin et les porteurs de projet ne semblent pas avoir tiré profit de la démarche à l'image de cette intervention de la Région LR : *« Il s'agissait d'arriver à expliciter des enjeux et montrer les outils qu'il manque. Si c'était pour arriver à une carte avec des patates et des actions de type MAEt, nous n'avons pas besoin de ça. C'est très maladroit ».*

[1] Mesure Agri-Environnementale Territorialisée

Et déjà les perspectives du projet sont envisagées :

« CA : Peut-on faire un groupe de travail spécifique sur ces questions là ?

PNR : Oui c'est l'idée, il faut poursuivre ce travail. C'est sûr qu'en l'état ce n'est pas un travail à destination des élus. Il faut maintenant aller vers un plan d'actions ainsi que des pistes d'outils adaptés à la TVB et développer des outils d'information et de sensibilisation. En 2011 il faudra vraiment mettre en place des actions concrètes. »

DISCUSSION

Ce cas d'étude permet de révéler les mécanismes relatifs à l'élaboration d'une stratégie de protection de la nature. La cartographie ou les cartographies censées représenter le réseau écologique sont issues de l'assemblage de données partielles, d'arbitrages et de choix techniques, de connaissances hétérogènes (Mougenot, 2003). L'expertise est rendue publique, certains outils techniques sont remis en cause et d'autres connaissances sont revendiquées. La représentation d'une nature ordinaire fait nécessairement appel à une construction sociale. Mais le dispositif mis en place n'a pas pour autant permis d'aboutir à une représentation partagée au sein du collectif. Cet écueil semble avant tout imputable à la représentation graphique largement privilégiée pour fournir une réalité objective et harmonisée à la fois d'un état de nature mais aussi d'un ensemble d'enjeux stratégiques. La volonté d'appliquer un modèle standardisé et contrôlable pour représenter la TVB s'est largement confrontée aux réalités du territoire. La diversité des systèmes écologiques, le caractère dynamique, instable et toujours en mouvement de la nature ainsi que la complexité du système territorial ont résisté à la simplicité du modèle.

L'enjeu du dispositif de médiation

Le manque de clarification quant à une stratégie formellement définie en termes d'animation et d'ingénierie de projet en amont de l'étude a semble-t-il contribué au basculement de l'étude dans une démarche strictement technique afin de répondre aux objectifs de diagnostic de la TVB.

Dans une quête d'opérationnalité et sous l'impulsion du prestataire, l'étude s'est logiquement focalisée sur la spatialisation des enjeux. Dans ce contexte les porteurs de projet ne pouvaient que se positionner en tant que récepteurs d'une commande et tout l'enjeu de la communication au sein du groupe a porté sur le prestataire au travers d'échanges principalement basés sur le rendu de ses analyses techniques. Le collectif a sous-estimé

l'importance d'une réflexion pourtant incontournable autour de ce nouveau concept que représentait l'objet TVB. L'outil ne s'est pas mis à disposition du collectif mais au contraire il s'est imposé avec toutes les limites qui lui étaient associées. Les objectifs et l'orientation donnés au projet se sont révélés par la force des choses à la lumière des résultats produits mais ils n'avaient de sens qu'à court terme et le collectif a fini par se perdre dans la simplification et le peu de transparence qu'offraient les cartes ainsi produites. Les définitions ne sont pas stabilisées, les perceptions ne sont pas partagées, les résultats ne sont que très peu interprétés et les réflexions qu'ils suscitent ne sont jamais menées à leur terme. Au cours de cette première étape d'initiation d'une démarche de TVB sur le territoire, le collectif n'a finalement pas réussi à se détacher d'une approche essentiellement technique et la finalité même du projet a semblé échapper à certains acteurs qui jugent le rendu inachevé et sans grand intérêt.

La personne du CEN initialement chargée de diffuser les résultats de l'étude au-delà du groupe d'acteurs invités à participer et notamment auprès des élus, a finalement consacré la plupart de son temps à épauler le bureau d'étude au vue des difficultés techniques rencontrées. Les groupes de travail avec les acteurs et élus du territoire prévus initialement n'ont finalement pas été mis en place faute de temps et ont été reportés *sine die*. Le jeu relationnel qui s'est établi entre le mandataire, l'opérateur et les acteurs invités à participer autour de l'élaboration de la carte du réseau écologique souligne également la problématique de la sous-traitance à l'ingénieur-concepteur du bureau d'étude et ainsi de la dilution des responsabilités qui en résulte. L'absence de débat autour de la question de ce qu'est la TVB, ce qu'est un réseau écologique, est symptomatique de cette asymétrie de pouvoir fréquemment rencontrée dans les relations de prestation de service (Dubuisson-Quellier, 1999 ; Foudriat, 2007).

L'enjeu de la carte comme objet médiateur

La cartographie de la TVB pose certes des questions méthodologiques et techniques mais aussi des questions de médiatisation, des interrogations éthiques sur le fondement du message de la carte (Bayet, 2000; Lascoumes, 2007). Sélectionner, généraliser les attributs cartographiques d'un hypothétique réseau écologique supposerait avant tout de choisir parmi diverses conceptions des relations écologiques et spatiales. Or, l'écologie manque cruellement de connaissances spatialisées pour être pleinement mobilisée. Ici la carte, en se faisant la porte parole du modèle, s'est trouvée confrontée aux réalités du territoire. Ainsi la cartographie de la TVB souligne les lacunes de la rationalité scientifique et technique censée la concrétiser.

Le processus de mise en carte montre donc les difficultés pour parvenir à la fois à une carte qui donne à voir et à une carte qui donne à lire (Bertin, 1967). La carte ainsi produite permet de voir ce qui se trouve dans le territoire du PNR mais faillit à identifier les enjeux de fonctionnalité écologique. Le collectif ne semble pas avoir pris la pleine mesure du fait qu'il ne s'agissait pas seulement de cartographier une matérialité du territoire du PNR qui relevait d'une ingénierie technique, mais aussi et surtout de cartographier des représentations et des médiations à la fois symboliques, sociales et écologiques. En ce sens, penser et agir au travers d'une carte sur la nature ordinaire, la nature dynamique et toujours en mouvement, n'est-ce pas avant tout matérialiser le processus d'interaction sociale qui mène au partage des représentations et valeurs de chacun ?

Dans notre cas d'étude, la carte est devenue avant tout un objet-média, c'est-à-dire un objet qui concourt à la transmission de connaissances et d'injonctions finalement controversées plutôt qu'un objet-médiateur, c'est-à-dire un objet qui participe à la transformation de la question initiale, à sa reformulation et à l'exploration collective des solutions possibles (Mélard, 2008).

Ici le bureau d'étude n'a pas été considéré comme co-producteur de connaissances mais davantage comme prestataire de service. Ainsi l'approche collaborative attendue initialement au sein d'un groupe essentiellement composé d'experts a échoué limitant ainsi l'apprentissage social et la mise en commun des savoirs en présence. Or, dans le cas d'objets hybrides aux dynamiques complexes, assimiler l'information ne suffit pas, encore faut-il dépasser la connaissance par l'expertise collective. Au final, alors qu'elle est destinée à structurer l'action collective publique, la carte n'est que le révélateur des controverses techniques qui ont présidées à son élaboration.

CONCLUSION

Cette excursion au cœur de la construction d'un réseau écologique nous montre que la connaissance scientifique en écologie n'est pas la dimension dominante. Au sein de ce dispositif, la technicité a été constamment mise à l'épreuve sans que l'énoncé scientifique et la commande politique ne soient réellement mis en débat. Ce travail montre que les faits scientifiques et techniques ont différents degrés de stabilité et se heurtent continuellement. La remise en cause des savoirs ou la production de connaissances locales pour l'action sont progressives et bornées par les rapports qu'entretiennent experts, profanes, prestataires et commanditaires.

Dans le cadre de cet article, notre propos a consisté à décrire comment un nouveau concept, incarné ici par le modèle TVB communément admis, pouvait se confronter aux réalités d'un territoire afin de souligner notamment l'enjeu du dispositif de médiation et le rôle des représentations cartographiques. Néanmoins, nous souhaitons préciser que le dispositif que nous avons suivi et décrit n'a été qu'une première étape permettant d'initier la démarche TVB au sein du PNR. Il semble par ailleurs que celle-ci ait permis aux porteurs de projet de dépasser par la suite la vision classique de la trame verte afin de mener une réflexion plus large sur les interactions paysages/biodiversité et sur la notion de responsabilité des communes vis-à-vis des enjeux de biodiversité.

Ici, l'analyse de cette première étape souligne l'importance du dispositif dans le processus de mobilisation de la connaissance pour l'action. L'objectif d'un tel dispositif est de parvenir à formaliser les enjeux du réseau écologique en se fondant sur une représentation intelligible et mobilisatrice afin que l'utilisateur construise sa propre interprétation, faisant alors évoluer le consensus en même temps que l'usage du modèle. Représenter et agir sur la nature ordinaire suppose de se soucier avant tout de son appréhension par le forum d'acteurs. La carte trouve son sens, sa robustesse et sa légitimité au travers du processus social qui aboutit à son élaboration. Il s'agit de faire en sorte que les acteurs invités à participer construisent et s'approprient une représentation de la nature qui se base sur le partage de l'incertitude et de la complexité des connaissances hétérogènes, et qui dépasse largement ses composantes graphiques pour intégrer une vision partagée de la durabilité du territoire. « La carte n'est pas le territoire » (Korzybski, 2001), elle doit rester un outil de communication publique (Bayet, 2000) au service du collectif et à même de modifier le cours de l'action. Elle est un objet médiateur (Vinck, 1999) qui permet de produire un intérêt « pour la nature ordinaire et plus généralement pour la prise en charge de la nature » (Mougenot et Stassart, 2008). Concrètement cela se traduit à la fois par les effets sur le collectif chargé de sa conception mais aussi par les dynamiques locales qu'elle pourra engendrer dans d'autres forums au moment de sa mise en application. La carte, objet socio-technique, devient alors un véritable acteur-réseau (Callon *et al.*, 2001). Elle cristallise tout un processus collectif (Vinck, 1999) qui relie les acteurs entre eux et à la nature.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'équipe du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée et plus particulièrement Fanchon Richart et Emmanuelle Romet pour leur accueil. Merci

également à l'équipe du Parc naturel régional des Pyrénées Catalanes ainsi qu'à Marie Bonnevialle (CEN LR), Marie-Laurence Dusfourd (Région LR) et Claudie Houssard (CEN LR). Cette étude a été financée par l'Agence Nationale de la Recherche (contrat 05-BDIV-014, ABIME), par l'Union Européenne (contrat 226852, SCALES) et par la Région Languedoc-Roussillon.

LITTERATURE CITEE

Balmford A., Mace G.M. et Ginsberg J.R., 1998. The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map. *Conservation Biology Series (Cambridge)* 1, 1-28.

Bayet C., 2000. Comment mettre le risque en cartes ? L'évolution de l'articulation entre science et politique dans la cartographie des risques naturels. *Politix* 13, 50, 129-150.

Bertin J., 1967. Sémiologie graphique: les diagrammes, les réseaux, les cartes., Editions de l'EHESS., Paris, France.

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L. et Rondinini C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21, 6, 1414-1422.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, France.

D'Aquino P., Seck S.M. et Camara S., 2002. Un SIG conçu par les acteurs : l'opération pilote POAS au Sénégal. *L'Espace géographique* 1, 23-27.

Dubuisson-Quellier S., 1999. Le prestataire, le client et le consommateur. Sociologie d'une relation marchande. *Revue Française de Sociologie* X-L 4, 671-688.

Forman R.T.T. et Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, John Wiley, New York, NY, USA.

Foudriat M., 2007. La sociologie des organisations. Pratiques du raisonnement., Pearson Education, Paris, France.

Grataloup C., 2005. L'identité de la carte. *Communications* 77, 235-251.

Jongman R., Pungetti G., Jongman R. et Pungetti G., 2004. Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]. *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. [Cambridge studies in landscape ecology.]*. i-xxi, 1-345.

Jongman R.H.G. et Kristiansen I., 2001. National and regional approaches for ecological networks in Europe. *Council of Europe Nature and Environment Series* 110, 1-86.

Korzybski A., 2001. *Une carte n'est pas le territoire*, L'éclat, Paris, France.

Lascoumes P., 2007. Gouverner par les cartes. *Genèses* 68, 2-3.

MEEDDM, 2007. Le Grenelle de l'Environnement. Préserver la biodiversité et les ressources naturelles. Synthèse du groupe 2.

Mélard F., 2008. *Écologisation. Objets et concepts intermédiaires*, Peter Lang, coll. « Ecopolis », Bruxelles, Belgium.

Mougenot C., 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*, Editions de la Maison des sciences de l'homme, Paris, France.

Mougenot C. et Melin E., 2000. Entre science et action : le concept de réseau écologique. *Natures Sciences Sociétés* 8, 3, 20-30.

Mougenot C. et Stassart M., 2008. Les objets éphémères du Développement Durable. Un mécanisme de "représentation / transformation", in Mélard F. (Ed), *Ecologisation. Objets et concepts intermédiaires*, Peter Lang, Bruxelles, Belgique.

Opdam P., Foppen R. et Vos C., 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16, 8, 767-779.

Opdam P., Steingröver E. et Rooij S.v., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 3-4, 322-332.

Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G. et Richter H.E., 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks. *Bioscience* 50, 2, 133-146.

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M. et Wilson K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 11, 583-592.

Rodary E., Castellamet C. et Rossi G., 2004. Conservation de la nature et développement, l'intégration impossible?, Karthala, Paris.

Roussillon R.L., 2007. Stratégie régionale pour la biodiversité.

Smith T.B., Bruford M.W. et Wayne R.K., 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1, 6, 164-167.

Vinck D., 1999. Ingénieurs au quotidien. Ethnographie de l'activité de conception et d'innovation, Presses Universitaires de Grenoble, Grenoble, France.

Vinck D., 1999. Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. Contribution à la prise en compte des objets dans les dynamiques sociales. *Revue Française de Sociologie* XL, 2, 385-414.

Von Bertalanffy L., 1968. General System Theory: Foundations, Developments, Applications., Braziller, New York, NY, USA.

Chapitre 5

La trame verte et bleue au péril du territoire : retour d'expérience en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur

Ruppert Vimal[1], Raphaël Mathevet[1]

Article en cours de préparation

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

Résumé

Le concept de trame verte et bleue offre l'occasion de repenser nos modèles d'action en matière de conservation de la biodiversité. Soulignant le besoin de gérer l'ensemble du territoire, il suppose d'être en mesure de prendre en compte la diversité, la complexité et l'incertitude des connaissances sous-jacentes et ne peut faire l'économie d'une appropriation des enjeux par les acteurs. Dans cet article, nous analysons la mise en place d'une stratégie de trame verte et bleue selon un processus participatif mobilisant une centaine d'acteurs clé de la Région *Provence-Alpes-Côte-d'Azur*. Nous montrons comment la place non hégémonique donnée à la technique et aux connaissances scientifiques a créé l'opportunité d'une expertise plurielle et favorisé l'apprentissage et l'appropriation des enjeux par les acteurs en présence. Il en résulte une vision partagée de la durabilité du territoire qui s'inscrit en rupture avec les démarches prédominantes en matière d'élaboration et de mise en œuvre de réseaux écologiques.

Mots clés: trame verte et bleue, réseau écologique, approche participative, apprentissage social, territoire, gestion intégrée, biodiversité

Abstract

The green and blue infrastructure concept is an opportunity to reconsider guidelines and strategies targeting biodiversity conservation. By putting emphasis on the need for management at the territory scale, it requires taking into account knowledge diversity, complexity and uncertainty. But still, it must not be detrimental to the appropriation of issues by stakeholders. In this paper, we analyze a participatory approach for the implementation of a green and blue infrastructure strategy that has been carried out in the administrative region of *Provence-Alpes-Côte-d'Azur* with the involvement of a hundred or so actors. We show that granting a non-hegemonic status to technical and scientific knowledge has enabled the establishment of a plural expertise while promoting meaningful stakeholder involvement and learning. Such experience supports the emergence of a shared view on the territory's sustainability that breaks with prevailing approaches to ecological network design and implementation.

Keywords: green and blue infrastructure, ecological network, participatory approach, social learning, territory, integrated management, biodiversity

INTRODUCTION

La crise économique, sociale et écologique de la fin du 20ème siècle a favorisé la remise en cause d'une vision centralisée et rationaliste de l'action publique (Theys, 1996) et l'avènement des processus de délibération participative (Claeys-Mekdade, 2006). Dans une société de plus en plus globalisée, les interdépendances croissantes entre systèmes écologiques et sociaux rendent le monde toujours plus complexe et imprévisible pour les individus et mettent fin à l'illusion d'un univers simple et accessible (Morin, 1979). Pour autant, les experts sont toujours plus sollicités notamment dans les domaines de la santé ou de l'environnement (Granjou, 2003) pour venir en aide à la décision publique. Il s'agit donc de concilier « besoin croissant d'expertise et remise en cause de sa légitimité traditionnelle » (Joly, 1999).

Douguet *et al.* (2006) estiment que « face à ce nouveau contexte, un besoin d'approche délibérative, réflexive et multidimensionnelle est né. L'incertitude n'est pas traitée comme un déficit mais comme une opportunité ». Comme le proposait déjà Dewey (1927) au début du siècle passé, l'enjeu est alors de fonder la politique non pas sur l'application d'un savoir mais sur l'ignorance. Il existe une pluralité de légitimités d'action et le dispositif de délibération doit permettre de confronter les différentes valeurs et représentations du monde afin de favoriser l'apprentissage, de faire émerger de nouvelles perspectives (Habermas, 1987; Funtowicz et Ravetz, 1994).

Blondiaux (2005) souligne à ce titre que malgré le fait que les expériences participatives prolifèrent, les ambigüités demeurent : au delà du consensus autour de la nécessité d'une approche participative, la pauvreté des concepts, des cadres théoriques et des moyens dont les acteurs disposent pour penser cette réalité nouvelle suscite des interrogations quant à sa mise en œuvre pratique (Pretty, 1995). L'absence d'un cadre légal précis renvoie souvent aux porteurs de projets la responsabilité de construire au jour le jour les savoirs et règles pragmatiques de la participation (Bacqué *et al.*, 2005). La mise en place de dispositifs délibératifs ne suffit pas à rendre possible des accords entre les différents protagonistes et un rapport de force peut rapidement s'imposer si certaines conditions ne sont pas réunies (Fortier, 2007). L'instauration d'un espace de dialogue autour duquel les acteurs peuvent se sentir en confiance, être en capacité d'apprentissage et reconnaître à l'autre son savoir, ses opinions, ses jugements nécessite du temps et des compétences particulières (Mathevet, 2006; Reed, 2008).

Depuis les années 70, le concept de réseau écologique a connu en Europe un succès politique et sociétal sans précédent. Reconnaissant le besoin de protéger l'ensemble des milieux nécessaires au cycle de vie des espèces, il suppose la mise en œuvre de stratégies de conservation de la biodiversité qui dépassent largement les limites des dispositifs d'aires protégées pour s'étendre sur l'ensemble du territoire. Ainsi le concept de réseau écologique est une opportunité pour créer du lien entre conservation de la biodiversité et aménagement du territoire (Opdam *et al.*, 2006) et finalement donner du sens à la notion de développement durable. Mais au delà du concept, la mise en œuvre pratique d'un réseau écologique n'est pas sans poser de problèmes. D'une part, il s'agit de définir un modèle d'action qui permette de tenir compte de la diversité, la complexité et de l'incertitude des connaissances qui le caractérisent. A ce titre, de récents débats ont mis en garde contre le réductionnisme inhérent à la mise en œuvre des stratégies de réseau (Boitani *et al.*, 2008)[1]. D'autre part, une telle politique publique ne peut se mettre en place sans le soutien et la participation active de l'ensemble des acteurs concernés. Il s'agit de créer les conditions nécessaires à son appropriation. La mise en œuvre opérationnelle des réseaux écologiques se trouve ainsi confrontée à l'incertitude et à la complexité qui caractérisent tant l'objet d'étude que les démarches participatives (Beuret, 1999; Blondiaux, 2005).

Dans cet article, nous analysons la mise en place d'une stratégie de réseau écologique au travers d'un processus participatif dans la Région *Provence-Alpes-Côte-d'Azur*. Comment, ensemble, des personnes et organismes aux horizons différents peuvent créer, se retrouver, travailler, se positionner, pour construire le modèle de pensée et d'action d'une stratégie de conservation intégrée de la nature ? Nous portons plus particulièrement notre attention au positionnement de l'expertise dans le dispositif et tentons d'analyser comment elle influence la qualité du dialogue et des résultats qui en émergent.

Après une présentation du dispositif, nous décrivons brièvement le déroulement de l'étude et du dispositif d'animation. Au-delà des enjeux de toute concertation tels que ceux de la représentativité, du concernement ou de la mobilisation des acteurs, nous analysons ensuite le rôle et la place de l'expertise au sein du dispositif et, dans une dernière partie, nous discutons les résultats produits et l'intérêt d'une telle démarche au regard des enjeux de la trame verte et bleue.

[1] Boitani *et al.* (2007) montrent notamment que le modèle « taches, corridors, matrice » couramment utilisé pour représenter le réseau écologique relève d'une approche trop simplificatrice du fonctionnement des systèmes écologiques.

LE DISPOSITIF INITIAL

Suite à la proposition du Grenelle de l'Environnement de « construire la trame verte nationale, tissu vivant du territoire, qui assure les continuités et les proximités entre milieux naturels et permet aux espèces de circuler et d'interagir et aux écosystèmes de fonctionner » (MEEDDM, 2007), le MEEDDM[1] a lancé en 2007 un appel d'offre à destination des Parcs naturels régionaux (PNR) de France en tant que territoires d'expérimentation. C'est dans ce cadre que les cinq PNR de la région PACA[2] ont proposé un projet intitulé « Acceptabilité et faisabilité d'une politique stratégique de trame verte et bleue en région Provence-Alpes-Côte d'Azur ». D'une durée de 18 mois, celui-ci consistait selon le cahier des charges du projet à « préciser la vision d'une trame verte et bleue » en région PACA et à évaluer « les modalités économiques, sociales et politiques de sa mise en œuvre ». L'ambition était clairement affichée de « disposer d'un véritable outil-test reproductible d'aide à la décision et à la mise en œuvre d'une politique publique en créant une méthodologie innovante, basée sur la prospective et la gouvernance ».

Ainsi le projet PACA, piloté par les directions des PNR des Alpilles et de Camargue, s'inscrivait en rupture avec les autres initiatives en cours à l'échelle nationale en faisant le pari de la co-construction avec les acteurs du territoire à une échelle régionale. Une grande partie du budget a d'ailleurs été allouée au dispositif d'animation du projet et notamment à un cabinet de conseil en management. Le projet a par ailleurs bénéficié du soutien d'un écologue, directeur de l'Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléontologie (IMEP) en tant que coordinateur scientifique et d'un géographe chercheur au Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) en appui méthodologique.

Trois instances étaient initialement prévues : le comité de pilotage (CP) regroupait une vingtaine de personnes incluant les présidents et directeurs des parcs ainsi que des représentants de l'Etat[3] et de la Région. Son rôle consistait à veiller « au bon fonctionnement du projet » et à piloter la démarche « en rendant les arbitrages nécessaires ». La cellule d'appui technique (CT) était composée des ingénieurs chargés de mission des parcs et de l'Agence Régionale pour l'Environnement (ARPE), des universitaires mentionnés ci-dessus

[1] Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.
[2] PNR des Alpilles, de Camargue, du Lubéron, du Queyras et du Verdon
[3] DREAL : Direction Régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

ainsi que du CEMAGREF[1], de représentants de la DREAL et de la de la Maison Régionale de l'Eau. Sa mission consistait à fournir les informations et données utiles aux autres instances, à apporter des repères scientifiques ou techniques en fonction des besoins et cela tout au long du projet. Enfin, le groupe général (GG) était composé d'une « centaine d'acteurs clés de l'ensemble du territoire régional concernés par ces enjeux ». En plus des membres du CP et de la CT, étaient invités les associations de protection de la nature, les pôles urbains, les gestionnaires d'espaces naturels et les conseils scientifiques des PNR ainsi que de nombreuses structures appartenant à divers domaines sectoriels (eau, forêt, agriculture, industrie et commerce, urbanisme et aménagement du territoire, transport, énergie). Dans une logique de « démarche ascendante », le GG devait être la véritable « équipe projet » chargée de produire « des idées et des propositions ».

Le plan initial de l'étude comportait six étapes : le cadrage du projet, le partage et la définition du concept de trame verte et bleue (TVB), la réalisation d'un état des lieux, la conception de scénarios prospectifs, l'analyse de l'acceptabilité et la définition des conditions d'intégration de la démarche dans les politiques publiques.

Notre analyse se base sur le suivi de l'ensemble des réunions du projet[2] complété par des questionnaires adressés à tous les participants.

DU CADRAGE AU DEROULEMENT DE L'ETUDE

La complexité tant de l'objet d'étude que de la mise en place d'une démarche participative a nécessité de créer dès la conception du pilotage et de l'animation, les conditions nécessaires pour que le projet en lui-même et les résultats qu'il engendre s'inscrivent dans une logique d'évolution permanente et se précisent « chemin faisant » tout au long de la démarche. Concrètement, il s'agissait de définir un cadre suffisamment flexible mais cohérent en termes de contexte, d'instances, d'objectifs et d'ambitions ou de contraintes et d'adopter une posture basée sur l'ouverture d'esprit, l'écoute, la souplesse, l'adaptabilité et la capacité de remise en cause permanente. « L'autorité » organisatrice a ainsi défini un cadre ni trop flexible ni trop rigide et dans lequel elle a pris en charge l'organisation du débat (Blondiaux et Lévèque, 1999). Pour l'observateur, l'enjeu est d'analyser comment le

[1] Institut de recherche en sciences et technologies de l'environnement

[2] Le CP s'est réuni sept fois, le GG cinq fois, et la CT neuf fois. Le groupe pilote du projet s'est réuni au moins quinze fois.

dispositif a résisté à la tentation d'une approche simplificatrice du concept de TVB et à la dérive qui conduit bien souvent la co-construction à la simple consultation (Blondiaux, 2001; Pretty, 2003 ; Reed, 2008). Nous constatons qu'au-delà des grands contours préétablis du projet, les différentes étapes, le contenu des réunions, les méthodes d'animation ou encore les modalités d'interactions entre les différentes instances ont été définis ou se sont affinés au fur et à mesure de l'avancée de l'étude au regard des résultats et des différents retours dont pouvaient bénéficier les pilotes de la démarche. Le projet s'est ainsi construit pas à pas mais le GG est toujours resté au cœur du processus et toutes les réunions des autres instances avaient pour finalité la préparation ou l'évaluation des travaux qui y étaient effectués. Nous passons brièvement en revue à présent les grandes étapes de l'étude.

La première réunion du GG a consisté à préciser la définition d'une vision partagée de la TVB en région PACA. Dans un premier temps, en séance plénière, les scientifiques ont présenté les concepts et enjeux relatifs à la biodiversité en général et plus spécifiquement à la biodiversité régionale. Les acteurs ont ensuite défini en ateliers les « éléments majeurs et essentiels permettant de définir la TVB de la région PACA » concernant les thématiques suivantes: « la biodiversité dans toutes ses dimensions », « sortir des sanctuaires », « des connectivités à la continuité », « place et rôle de la TVB dans les zones urbaines », « les dimensions géographiques », « les outils de mise en œuvre », « créer l'adhésion et l'acceptabilité », « un laboratoire grandeur nature ».

La deuxième étape du projet consistait à réaliser un état des lieux des menaces portant sur la biodiversité. Ainsi la CT a préparé des cartes à l'échelle régionale qui ont été présentées au GG lors de la deuxième réunion. Elle proposait notamment un zonage du territoire en cinq zones biogéographiques[1]. Après une séance plénière visant à valider les éléments constitutifs de la TVB identifiés lors de la réunion précédente et à débattre des grands enjeux en région PACA, les acteurs ont été regroupés par zone et autant d'ateliers pour définir les enjeux et pressions spécifiques qui y étaient associées.

L'essentiel de la troisième réunion du GG s'est déroulé en atelier et a consisté à évaluer pour chaque zone, les causes à l'origine des pressions identifiées précédemment ainsi que les potentiels leviers d'action permettant de les réduire ou de les éviter.

Lors de la quatrième réunion, après une courte séance plénière pour faire le point sur l'état d'avancement du projet PACA, et informer le groupe de l'état d'avancement de la loi

[1] Zone alpine, Arrière pays, Vallée du Rhône, Arrière littoral, Zone littorale.

Grenelle 2 visant la mise en place d'une TVB nationale, les acteurs ont évalué la faisabilité et l'acceptabilité de chaque levier d'action. Dans un premier temps, ils devaient répondre aux questions suivantes : « Comment concrètement ce levier d'action peut-il être mis en œuvre de manière opérationnelle ? Existe-t-il une expérience concrète dans la région permettant d'illustrer ce levier d'action ? Identifiez-vous un point de rupture en terme de faisabilité et comment y répondre ? Identifiez-vous un point permettant de favoriser ou d'accélérer la mise en œuvre ? ». Dans un second temps, ils devaient produire des éléments d'argumentaires à destination des élus d'une part et des acteurs concernés d'autre part, pour mettre en œuvre ces leviers d'action.

La cinquième et dernière réunion avait pour objectif de co-produire le bilan et d'évaluer l'ensemble de la démarche. Réunis par ateliers, les acteurs se prononçaient au sujet de la composition du groupe, de la méthodologie de projet, des résultats obtenus et des effets de la démarche.

D'un point de vue procédural, soulignons ici la place des séances plénières qui, bien que d'une durée variable d'une réunion à l'autre, ont été les moments forts de validation collective des avancées du projet au cours desquels les acteurs ont souvent été invités à faire usage de boitiers de vote électroniques.

Au-delà du GG, deux réunions importantes mobilisant de nouveaux acteurs ont été mises en place. Ainsi, neuf mois après le démarrage de l'étude, les pilotes du projet ont décidé d'organiser la phase prospective en mobilisant exclusivement des scientifiques. Au cours d'une journée de travail, des universitaires écologues de la région ont donc été invités à se prononcer quant à l'impact sur la biodiversité de différents scénarios d'évolution des facteurs de pression identifiés par le GG (urbanisation, développement des usages et loisirs dans les milieux naturels, mise en place d'énergies renouvelables, etc.). Par ailleurs, à l'approche de la fin de l'étude, des entretiens individuels et une rencontre d'une demi-journée ont été organisés à destination des élus afin de leur faire partager les travaux du GG et de récolter leur avis sur la thématique TVB[1].

Enfin, l'étude a fait l'objet d'un travail de restitution. Les porteurs de projet ont à ce titre réalisé trois documents dans l'idée notamment que cette expérience soit renouvelée dans d'autres territoires. Le premier porte sur les résultats du projet, le second est une réflexion

[1] Notons cependant que malgré la venue d'un représentant du ministère, cette journée consacrée exclusivement aux élus n'a pas eu le succès escompté. Sur plus de 1000 élus invités, moins de 20 d'entre eux se sont déplacés.

plus large quant aux enseignements de la démarche et le troisième est un guide méthodologique qui renvoie le lecteur à l'ensemble des comptes rendus de toutes les réunions du projet.

DE L'ENJEU DE L'ANIMATION ET DE LA COMMUNICATION POUR FAIRE VIVRE LE PROJET

La qualité de l'animation est un enjeu majeur pour donner une cohérence au dispositif considéré et mettre les acteurs en situation d'ouverture, d'apprentissage, et de réflexion. Elle se jauge d'une part, au travers de la continuité temporelle du projet et de l'interaction entre les différentes instances et niveaux de gouvernance (interaction avec les acteurs en dehors des réunions, explicitation du rôle et des travaux effectués par chacune des instances, etc.) et d'autre part, à une échelle plus fine au travers de chacune des réunions notamment du GG (rappel de l'ordre du jour, organisation des ateliers, gestion du temps et de la prise de parole, etc.). C'est bien l'interaction entre ces deux échelles d'animation qui a donné sa cohérence globale à la démarche et a permis à chacun des acteurs de se sentir concerné et investi. Mais l'exercice a nécessité, pour les pilotes du projet, de savoir remettre en question leurs méthodes et orientations et de se considérer eux aussi en situation permanente d'apprentissage. A titre d'exemple, à l'issue de la deuxième réunion du GG, les participants ont manifesté leur mécontentement quant au déroulement de la journée qui globalement laissait peu de place au débat et donnait l'impression qu'on leur imposait un zonage du territoire auquel ils n'avaient pas contribué. L'utilisation du boitier électronique afin de valider les conclusions tirées de chacune des cartes n'avaient pas non plus recueilli l'adhésion des acteurs qui pointaient du doigt l'instrumentalisation du vote pour valider des évidences et non mettre en avant des divergences de points de vue (par exemple : « Confirmez-vous que l'évolution de la pression démographique et ses conséquences en terme d'urbanisation sont bien à identifier comme des éléments déterminants pour l'élaboration de la TVB de la région PACA ? »). Pourtant, pour les membres du groupe pilote, il s'agissait de s'assurer que les éléments qui permettraient de donner corps à la TVB étaient bien partagés par tous. Lors des séances suivantes, ils ont dès lors pris garde à laisser suffisamment de temps au débat, à utiliser avec parcimonie les boitiers de vote et à favoriser les échanges en atelier.

La communication au sein du groupe et à l'extérieur joue un rôle déterminant dans une telle démarche pour qui sait la manier. Bien conscients des enjeux qu'elle représentait, les

pilotes du projet ont tout mis en œuvre pour valoriser leur travaux tant au niveau du groupe que des référents politiques et bailleurs de fonds ou vis-à-vis de la société civile en général. Ainsi très souvent la communication s'est mêlée à l'animation pour mettre un peu plus en confiance les acteurs. La directrice du PNR des Alpilles ne tarissait pas d'éloges pour mettre en valeur « *la véritable intelligence collective* » du GG, rappelait sa suprématie « *C'est votre travail qui a organisé le recollement des données. C'est vous qui avez passé la commande* » et montrait que la démarche avait une visibilité au niveau national *« on fait le relais de vos travaux au niveau national et c'est le seul groupe sur la gouvernance. On intéresse énormément de monde* ». Il semble par ailleurs que l'un des moyens employés pour valoriser le projet a consisté à mettre systématiquement en avant le décalage entre les résultats générés par l'étude et les préconisations nationales en termes de TVB. Les pilotes du projet n'ont pas non plus manqué d'idées pour mettre en valeur la démarche bien au-delà du collectif invité à participer. Presses quotidiennes, photographies en compagnie des élus régionaux, lettre au ministère et jusqu'à l'édition d'un CD-ROM et d'une revue pour présenter le bilan du projet. Ainsi même si l'importance donnée à la communication nécessite d'être attentif à d'éventuels écarts entre le résultat produit et le résultat communiqué, celle-ci reste partie intégrante du dispositif et représente un outil non négligeable pour susciter l'intérêt au sein du collectif d'acteurs invités et au-delà.

L'EXPERTISE: DU PILOTAGE PERILLEUX A L'ACCOMPAGNEMENT

Comme nous l'avons mentionné, le rôle des différentes instances s'est précisé au fur et à mesure de l'avancée du projet. Ainsi les porteurs du projet se sont rapidement interrogés quant à la pertinence du CP pour piloter et orienter la démarche. Composé de membres peu investis au-delà des réunions du CP, il semble que celui-ci ait bien plus été un moyen de faire en sorte que les grandes orientations et résultats du projet soient régulièrement validés par les élus et bailleurs de fonds. De ce point de vue, les réunions du CP ont aussi été l'occasion d'établir un contact avec des acteurs qui ne prenaient pas part aux réunions du GG. Elles ont ainsi permis de partager les avancées de la TVB dans une arène politique. L'intérêt du CP pour les porteurs de projet semblait aussi justifié par le fait qu'il assurait aux cinq PNR une légitimité pour mener une telle expérimentation bien au-delà de leur frontière sur tout le territoire régional, et parce qu'il représentait une « chambre d'enregistrement politique ».

Le rôle de la CT a été beaucoup plus ambigu et fluctuant. S'il était prévu qu'elle « réponde à la commande du GG » et mette à disposition des données, ceci lui a semble-t-il conféré un certain pouvoir d'orientation et de pilotage de la démarche notamment au travers de la préparation des deux premières réunions du GG. Ainsi, suite à la première réunion qui avait permis d'établir une définition de la TVB en région PACA, la CT s'est mise à l'œuvre pour réaliser ce que le cahier des charges mentionnait comme « l'état des lieux ». Elle s'est orientée vers une approche spatialisée qui consistait à réaliser des cartes à l'échelle régionale représentant les enjeux de biodiversité et les activités humaines : évolution de la démographie par commune, occupation du sol, réseau hydrographique, sites touristiques, etc. C'est donc logiquement à ce niveau de gouvernance que les acteurs se sont retrouvés confrontés à la complexité mentionnée plus haut tant de l'objet que de la procédure participative. D'une part le groupe s'est interrogé quant à la finalité de ces cartes. L'échelle est-elle suffisamment précise ? Comment aboutir à un résultat opérationnel ? D'autre part, il s'est questionné quant à la manière de présenter ces cartes au GG. L'enjeu était de donner aux participants suffisamment d'informations sans qu'ils aient l'impression que « tout était déjà fait ». Faut-il simplement livrer ces cartes telles quelles ou les accompagner d'une analyse ? N'y a-t-il pas un risque que les résultats soient mal interprétés ?

Ici, c'est bien la question du pilotage qui se pose. Jusqu'où un groupe d'individus peut-il orienter, contrôler, prévoir les suites d'un projet censé se baser sur un travail de co-construction mené par un grand nombre d'acteurs ? Dans le cas de notre étude, le rôle hybride de la CT entre pilotage et accompagnement technique a cependant laissé entrevoir le risque d'une dérive vers une démarche technique qui s'imposerait au collectif. Et si certains, comme le représentant de l'ARPE, semblaient garants de la place non hégémonique de l'expertise technique: « *On a trop d'incertitudes techniques. On est au stade recherche et développement. Il faut que les gens qui présentent ce résultat soient capables d'expliquer cette démarche et cette incertitude* », d'autres semblaient avoir plus de mal à comprendre le sens du projet et auraient bien redéfini les rôles, comme le montre cette intervention d'un ingénieur d'étude du PNR des Alpilles: *« Il aurait fallu mettre en débat des propositions TVB scientifiques mais pas leur laisser construire. Le simple mortel n'a pas à dire ce qu'est la connectivité ».*

Mais la volonté initiale d'une démarche centrée sur le dialogue au sein du groupe d'acteurs a semble-t-il prévalu et l'absence d'une vision préconçue de la TVB et de la manière de la prendre en compte a favorisé un débat au sein du GG qui s'est rapidement détaché à la

fois d'une approche naturaliste et à la fois d'une approche spatiale de la TVB. C'est d'ailleurs ainsi qu'à la suite de la seconde réunion du GG, le groupe composé des directions des deux parcs pilotes ainsi que du cabinet d'étude et des référents scientifiques, a assuré de plus en plus un rôle de « leadership » et de véritable pilote de toute la démarche. En effet, le recours aux compétences disponibles au sein de la CT n'étant alors plus indispensable, les porteurs du projet ont rapidement préféré éviter la complexité et la longueur des débats qui avaient pu prévaloir pour la préparation des deux premières réunions du GG. En outre, cela montre la nécessité d'assumer que le pilotage et la dynamique d'un tel projet ainsi que les arbitrages qu'il suscite puissent dépendre d'un groupe limité d'individus.

Ayant perdu à la fois son rôle de pilote et sa suprématie technique, la CT n'a donc été mobilisée que pour effectuer des synthèses des travaux du GG, que l'on assimilerait plus à un travail de secrétariat que d'expertise. Cependant, ceci témoigne plus d'un problème de compétences représentées au sein de la CT que d'une absence des experts au sein du projet TVB PACA. En effet, au vu des avancées du projet, d'autres formes d'expertise (agriculture, urbanisme, etc.) ont été mobilisées notamment afin d'évaluer la faisabilité technique des leviers d'action proposés par le GG. Lors d'une réunion de bilan, les membres de la CT ont d'ailleurs regretté que ces experts n'aient pas été intégrés dès le départ au sein même de la CT. S'il est clair que cela aurait pu permettre de donner une réelle légitimité à cette instance qui n'a finalement pas vraiment joué son rôle, il faut cependant souligner qu'il était difficile de prévoir ces besoins en amont du projet. C'est bien la construction collective d'une vision alternative de la TVB qui se détache notamment d'une approche spatiale qui a porté le débat à d'autres dimensions et créé le besoin de nouvelles formes d'expertise. Ainsi la mise en retrait de la technique au profit de la participation a permis de faire émerger le caractère multidimensionnel du concept de TVB. La redéfinition du rôle de l'expertise habituellement mobilisée dans les démarches de conservation crée l'opportunité d'un décloisonnement des disciplines vers une expertise plurielle.

Enfin, on ne peut parler d'expertise sans mentionner le rôle joué par les scientifiques universitaires. Certains, comme le directeur de l'IMEP, ont assuré les portés à connaissance auprès du GG et des autres instances du projet. D'autres ont été mobilisés de manière plus ponctuelle. C'est le cas en particulier de la plupart des universitaires qui avaient été invités au travail de prospective afin « d'insuffler plus de biodiversité » dans le projet qui s'était ancré plutôt dans une démarche d'aménagement du territoire. Notons par ailleurs concernant ce dernier point que l'on peut s'interroger quant à la pertinence d'un tel travail réalisé dans une

arène si déconnectée du collectif d'acteurs. En effet, au-delà des conclusions globales qui ont été présentées ultérieurement aux membres du GG, l'intérêt de cette réunion résidait certainement plus dans les débats qui soulignaient toute la complexité et les lacunes des connaissances et auxquelles le collectif n'a finalement pas eu accès. Cette importante légitimité accordée aux scientifiques n'est cependant pas anodine. Pour les pilotes du projet, elle est aussi un moyen de limiter la portée de toute critique de la part de la communauté de chercheurs tout en affichant une démarche garantie sur le plan scientifique.

LA TVB PACA: VERS LA PRISE EN COMPTE D'UN RESEAU ÉCOLOGIQUE?

Au-delà du dispositif mis en place, notre analyse interroge la nature du résultat d'une telle démarche et notamment le contenu de ce qui avait été initialement appelé une « politique stratégique de trame verte et bleue ». Il semble que la TVB soit bien un objet hybride (Callon *et al.*, 2001) qui concentre tout à la fois la définition d'une nature dynamique, la prise en compte d'une réalité territoriale, l'évaluation des pressions humaines, l'élaboration de propositions d'actions et d'une stratégie pour concilier activités humaines et biodiversité. Et si la première étape avait pour but d'identifier les éléments constitutifs de la TVB, c'est tout au long de l'étude, au travers d'un processus permanent de partage et d'interactions entre acteurs, que ses dimensions sociales, écologiques et politiques ont été révélées, construites et débattues.

Le projet TVB PACA semble se distinguer des conceptions communément admises du réseau écologique en s'inscrivant dans une vision plus globale des enjeux de conservation qui met l'accent sur « la nécessaire prise en compte de la biodiversité dans les politiques publiques et notamment dans l'aménagement du territoire ». Dans la définition proposée par le GG, il est d'ailleurs frappant de voir que, si la TVB semble parfois faire écho à une réalité biologique plus qu'à un outil stratégique, rien ne permet cependant de définir ce qui la compose au-delà de la phrase suivante : « Son approche intègre l'ensemble des zones naturelles, des zones agricoles et des zones urbaines ». Ainsi le collectif n'a pas vraiment cherché à se doter d'une représentation mentale de ce qu'est la TVB en termes de réalité écologique. Sur la base du porté à connaissance ayant permis d'appréhender la complexité de la nature et des interdépendances qui la caractérise, le groupe reconnait implicitement l'existence d'un réseau écologique et, dès lors, l'enjeu et le sens du projet relèvent plus de

l'organisation humaine et de l'ingénierie sociale nécessaire à sa préservation que de sa stricte caractérisation.

L'absence d'une définition préconçue de la TVB et une méthodologie de projet privilégiant avant tout le dialogue et la co-construction, ont donc permis d'aboutir à une vision partagée de la TVB qui s'éloigne des approches techniques habituelles (Bennett et Wit, 2001), crée l'opportunité d'une vision bien plus centrée sur la qualité de la matrice paysagère, sur la biodiversité au sens large et souligne l'attachement au territoire. La question du rôle donné à la cellule technique et aux scientifiques en général est ici primordiale. En effet, dans le cadre de ce projet, l'expertise scientifique est restée au service du collectif. A titre d'exemple, les cartes produites ont simplement permis de partager avec le GG les grands enjeux et pressions sur l'ensemble de la région. Elles sont donc une base de discussion, une étape intermédiaire qui joue un rôle de médiation au sein du collectif (Mélard, 2008). La procédure mobilisée a donc permis de faire en sorte que la dimension technique n'absorbe pas la dimension pratique, le choix de valeurs, la dimension politique (Granjou, 2003; ComMod, 2009).

On peut regretter cependant que les porteurs de projet n'aient pas fait l'effort d'aboutir à une position clairement définie par rapport à la question de la spatialisation. S'il semble évident que celle-ci n'aurait pas pour objectif de représenter la TVB selon le modèle réducteur mentionné plus haut, rien ne permet de dire si la démarche proposée remplace toute approche spatiale de la TVB ou si elle en est un préalable. Derrière le consensus apparent, l'évitement de certains « frottements » cognitifs favorise le maintien de potentielles controverses ultérieures.

DU RESEAU ECOLOGIQUE AU RESEAU SOCIAL

Une partie importante du travail réalisé au cours de l'étude a consisté à définir des leviers d'action pour agir sur les menaces préalablement identifiées. Ceux-ci représentent ainsi les principaux composants de la TVB en tant qu'outil stratégique pour la protection de la nature. Fidèles à la définition mentionnée plus haut, ils permettent d'envisager une grande diversité d'actions dans tous les domaines de politiques publiques (urbanisme, agriculture, patrimoine naturel et activités humaines, infrastructures, aménagement du territoire, etc.). Mais à la lecture du document de restitution du projet, le caractère trivial de ces propositions d'actions n'échappe à personne (par exemple : Mobilisation de tous les outils à disposition dans les documents d'urbanisme pour intégrer la biodiversité et la TVB, Développement d'une

agriculture économe en eau et en intrants, Elargissement à l'ensemble de la problématique biodiversité des études d'incidence lors de la création de nouveaux ouvrages hydrauliques, etc.). Dès lors, il convient de s'interroger quant au sens de cette trivialité. De notre point de vue, celle-ci ne relève pas d'un manque d'approfondissement ou d'originalité du travail mais au contraire souligne la nécessité d'utiliser les outils et instruments de politiques publiques déjà en place. Mettant en avant la complexité non pas écologique mais sociale à même de limiter l'appropriation et l'utilisation de ces outils, la suite de l'étude a d'ailleurs consisté à identifier, pour chacun des leviers d'action produits, les conditions qui pourraient favoriser leur mise en œuvre. La trivialité produite par le collectif met ainsi en exergue le fait qu'il n'est pas besoin d'inventer de nouveaux outils ou d'élaborer des stratégies toujours plus techniques mais au contraire que la protection de la biodiversité et son intégration à l'aménagement du territoire supposent avant tout de créer les conditions nécessaires à l'appropriation et au partage des enjeux par les acteurs.

Bien sûr, les plus sceptiques diront qu'il n'y avait nul besoin d'un groupe de 100 personnes pour aboutir à de telles propositions d'actions et conclusions. Mais l'intérêt du projet PACA réside dans le fait que les résultats produits émanent d'un travail collectif seul à même de leur donner du sens et une légitimité sociale pour être mis en œuvre au sein du territoire. Les bénéfices apportés par la diversité des participants vont par ailleurs bien au-delà de la stratégie élaborée et concernent le partage des points de vue, l'appropriation des enjeux, la construction d'orientations communes, la reconnaissance de l'autre, l'échange de savoirs et l'apprentissage mutuel. A titre d'exemple, lors d'un questionnaire adressé aux membres du GG, plus de 80% des répondants ont estimé que l'expérience TVB PACA avait contribué à modifier leur « façon de voir les enjeux de biodiversité » et à améliorer leur « compréhension et compétence en matière de gestion et d'aménagement du territoire ». L'enjeu ne repose donc pas sur la qualité des choix mais plutôt sur la qualité du processus qui conduit à la production de connaissances partagées puis à la décision (Funtowicz et Ravetz, 1994; ComMod, 2006). Le sens du projet PACA, c'est finalement la constitution d'un réseau avant tout social.

CONCLUSION

Alors que la démocratie participative semble aujourd'hui incontournable dans la perspective d'un développement durable des territoires, le projet PACA est riche d'enseignements.

Nous avons vu que le remplacement du modèle traditionnel de décision fondé sur l'autorité naturelle de l'expertise (Joly, 1999) demande à être constamment pensé, organisé et maîtrisé. Il suppose aussi un changement dans la nature de l'expertise produite. Ici, les scientifiques universitaires ou les membres de la CT, n'ont pas fourni au collectif d'acteurs une recommandation mais un constat, une appréciation portée sur le risque mentionnant les points d'accord, de controverses et d'incertitudes inhérents au sujet traité. Ce positionnement de l'expertise en situation d'accompagnement a permis aux acteurs de réfléchir collectivement aux enjeux écologiques et aux outils nécessaires à leur prise en considération. Le dispositif privilégie ainsi une rationalité communicationnelle plus qu'instrumentale (Habermas, 1987) et de ce fait, l'expertise et son usage ne sont plus un enjeu de pouvoir et un produit de conflits entre une variété d'intérêts (Leca, 1993). Bien au contraire, le collectif s'appuie sur l'enseignement synthétisé des sciences de mode 1 (Nowotny *et al.*, 2001), c'est-à-dire académiques, initiées par le chercheur et où la production de connaissances est basée sur une discipline, pour prendre acte de la complexité du vivant, établir un constat propre au territoire, tirer des conclusions globales qui font sens pour tous et optimiser avant tout la complémentarité des savoirs en présence pour définir une position stratégique. L'expertise est donc en quelque sorte partagée et assurée par l'ensemble du collectif (Callon et Rip, 1992). Ici l'objet réseau écologique, en tant que symbole d'un renouveau des politiques publiques de conservation de la nature, n'est finalement qu'un concept médiateur, un moyen pour faire partager, hésiter ensemble les individus.

Ainsi, le dispositif n'a pas nécessairement favorisé l'émergence de solutions nouvelles, plus performantes mais plutôt un regard différent quant aux enjeux de trame verte et bleue qui repose sur une appréciation moins hasardeuse des concepts écologiques et qui met l'accent sur le besoin de gérer les territoires dans leur ensemble en se focalisant sur les enjeux sociaux, humains, plus que techniques. Bien évidemment, le travail réalisé dans le cadre du projet PACA n'est que la première étape de la mise en place d'une stratégie. C'est d'ailleurs ce qui explique le climat consensuel que nous avons décrit. La mise en place du Schéma Régional de Cohérence Ecologique, prévu par la loi Grenelle II, nécessitera d'identifier des espaces, d'allouer des financements ou de limiter certains aménagements. Elle sera donc évidemment l'occasion de controverses et peut être même de conflits qui seront arbitrés par l'autorité compétente. Mais, ce qui importe ici est que le projet PACA montre qu'avant toute chose un climat consensuel est possible dans la mesure notamment où l'équilibre entre expertise technique et débat social est maîtrisé (Callon et Rip, 1992; Roqueplo, 1997). Cette phase

préliminaire offre ainsi l'occasion d'un regard différent et peut être mieux approprié de ce qu'est la TVB tout en permettant aux acteurs de s'abstraire de leurs contraintes respectives, d'appréhender les enjeux et d'apprendre à mieux se connaitre.

Enfin, ici le dispositif a mobilisé des acteurs appartenant essentiellement au corps intermédiaire et à une échelle régionale. Il ne s'agissait pas de faire participer le citoyen mais les structures qui représentent les activités humaines de la région en lien avec la thématique traitée. Si la démarche donne à voir quel intérêt le conseil régional peut avoir à travailler avec « ce premier niveau » d'acteurs, il n'en reste pas moins que les réflexions autant que les effets de la démarche actuels ou à venir ne sauraient suffire pour répondre aux enjeux de la durabilité des territoires. En effet le public n'est pas une entité distincte et figée, il émane d'un renouvellement permanent de cette expérience à toutes les échelles territoriales. Seul ce processus peut permettre d'enrôler l'ensemble des habitants de la cité pour définir un intérêt général et aboutir à une réelle prise en compte des réseaux écologiques.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les équipes des Parcs naturels régionaux de la région PACA et plus particulièrement Carine Ritan, directrice du Parc des Alpilles et Didier Olivry, directeur du Parc de Camargue. Cette étude a été financée par l'Agence Nationale de la Recherche (contrat 05-BDIV-014, ABIME), par l'Union Européenne (contrat 226852, SCALES) et par la Région Languedoc-Roussillon.

LITTERATURE CITEE

Bacqué M.H., Rey H. et Sintomer Y., 2005. *Gestion de proximité et démocratie participative. Une perspective comparative*, La Découverte, Paris, France.

Bennett G. et Wit P., 2001. The development and application of ecological networks. A review of proposals, plans and programmes, AIDEnvironnement - IUCN.

Beuret J.E., 1999. Petits arrangements entre acteurs… Les voies d'une gestion concertée de l'espace rural. *Natures Sciences Sociétés* 7, 1, 21-30.

Blondiaux B. et Lévèque S., 1999. La politique locale à l'épreuve de la démocratie. Les formes paradoxales de la démocratie participative dans le XXe arrondissement de Paris, in Neveu C. (Ed), *Espace public et engagement politique*, L'Harmattan, Paris, France.

Blondiaux L., 2001. Démocratie locale et participation citoyenne : la promesse et le piège *Mouvements* 18, 44-51.

Blondiaux L., 2005. L'idée de démocratie participative : enjeux, impensés et questions récurrentes, in Sintomer Y. et Bacqué M. H. (Eds), *Gestion de Proximité et Participation démocratique*, La Découverte, Paris, France.

Boitani L., Sinibaldi I., Corsi F., De Biase A., Carranza I.D., Ravagli M., Reggiani G., Rondinini C. et Trapanese P., 2008. Distribution of medium- to large-sized African mammals based on habitat suitability models. *Biodiversity and Conservation* 17, 3, 605-621.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, France.

Callon M. et Rip A., 1992. Humains, non humains : morale d'une coexistence, in Theys J. et Kalaora B. (Eds), *La Terre outragée. Les experts sont formels*, Editions Autrement, Paris, France.

Claeys-Mekdade C., 2006. La participation environnementale à la française: le citoyen, l'Etat...et le sociologue. *VertigO* 7, 3, URL : http://vertigo.revues.org/8446.

ComMod, 2006. Modélisation d'accompagnement, in F. A. et D. P. (Eds), *Modélisation et simulation multi-agents: applications aux sciences de l'homme et de la société*, Hermes Sciences, Londres, UK.

ComMod, 2009. La posture d'accompagnement des processus de prise de décision: les références et les questions transdisciplinaires, in Hervé D. et Laloë F. (Eds), *Modélisation de l'environnement: entre natures et sociétés*, Quae, NSS -Dialogues, collection Indisciplines, Paris, France.

Dewey J., 1927. *Le public et ses problèmes*, Farrago, Editions Léo Scheer, Pau, France.

Douguet J.M., Van der Sluijs J.P., O'Connor M., Guimaraes Pereira A., Corral Quintana S. et Ravetz J.R., 2006. Assurance qualité de la connaissance dans un processus délibératif élargi. De NUSAP aux Outils Kerbabel d'aide à la délibération *Cahiers du C3ED*.

Fortier A., 2007. Quand la concertation produit de l'évitement. La mise en oeuvre de Natura 2000 en région Nord-Pas-de-Calais. *Développement durable et territoires, Varia*, http://developpementdurable.revues.org/4602.

Funtowicz S.O. et Ravetz J.R., 1994. The Worth of a Songbird - Ecological Economics as a Post-Normal Science. *Ecological Economics* 10, 3, 197-207.

Funtowicz S.O. et Ravetz J.R., 1994. The worth of a songbird: Ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, 197-207.

Granjou C., 2003. L'expertise scientifique à destination politique. *Cahiers internationaux de sociologie* CXIV, 175-183.

Habermas J., 1987. *Théorie de l'agir communicationnel*, Fayard, Paris, France.

Joly P.B., 1999. Besoin d'expertise et quête d'une légitimité nouvelle : Quelles procédures pour réguler l'expertise scientifique ? *Revue française des affaires sociales* 1.

Leca J., 1993. Sur le rôle de la connaissance dans la modernisation de l'Etat et le statut de l'évaluation. *Revue Française de Science Politique* 66.

Mathevet R., 2006. Faut-il en finir avec le développement durable? Regard sur les zones humides méditerranéennes. *Les Ateliers de l'Ethique* 1, 70-84.

MEEDDM, 2007. Le Grenelle de l'Environnement. Préserver la biodiversité et les ressources naturelles. Synthèse du groupe 2.

Mélard F., 2008. *Écologisation. Objets et concepts intermédiaires*, Peter Lang, coll. « Ecopolis », Bruxelles, Belgium.

Morin E., 1979. *Le paradigme perdu, la nature humaine*, Editions du Seuil, Paris, France.

Nowotny H., Scott P. et Gibbons M., 2001. *Re-thinking Science. Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty*, Polity Press, Cambridge, UK.

Opdam P., Steingröver E. et Rooij S.v., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 3-4, 322-332.

Pretty J., 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302, 5652, 1912-1914.

Pretty J.N., 1995. Participatory Learning for Sustainable Agriculture. *World Development* 23, 8, 1247-1263.

Reed M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141, 10, 2417-2431.

Roqueplo P., 1997. Entre savoir et décision, l'expertise scientifique, INRA, Paris, France.

Theys J., 1996. L'expert contre le citoyen ? Le cas de l'environnement. *Centre de prospective de veille scientifique*.

Synthèse partie II

Dans cette deuxième partie, notre analyse a principalement porté sur les enjeux relatifs à la mobilisation de l'expertise technique et scientifique sur la base du suivi de trois dispositifs complémentaires en termes d'objectifs, de niveau d'organisation territoriale et de modalités d'association des acteurs. Du Comop TVB (chapitre 3) au PNR de la Narbonnaise (chapitre 4) en passant par la démarche PACA (chapitre 5), nous observons ainsi des situations diverses où expertises associative, universitaire, administrative ou consultante fournissent un accompagnement technique et scientifique pour guider l'action publique (Massardier et Verdier, 2000). Nous synthétisons ici les principaux résultats et conclusions qui en émergent.

Dans le chapitre 3, nous avons montré que le peu d'importance accordée à l'accompagnement scientifique et technique du Comop a entrainé une surreprésentation de l'expertise environnementale. Les acteurs de la conservation, et notamment le lobby associatif, bénéficiant d'une légitimité d'expert, ont grandement prescrit leur vision de la TVB et de l'ingénierie nécessaire à sa prise en compte, laissant peu de place au partage des enjeux et à la co-construction d'un référentiel commun. Le dispositif s'est alors davantage apparenté à un processus de négociation où les différents acteurs se sont principalement focalisés sur les instruments de la nouvelle politique publique, mobilisant leur compétence pour défendre leurs intérêts plutôt que pour les mettre à profit du collectif. Le cadre d'action publique proposé ancre la TVB dans une approche technique qui pose la question tant de son fondement scientifique que de son acceptabilité sociale une fois confrontée aux réalités du territoire.

Le dispositif décrit dans le chapitre 4 se distingue par le fait qu'il est majoritairement composé d'experts en lien direct avec la conservation de la nature. L'absence d'une démarche de projet clairement définie a logiquement conduit à positionner les travaux du bureau d'étude au centre des débats. Les compétences des différents acteurs ont alors principalement servi à mettre en avant les écueils techniques des représentations graphiques produites par le prestataire, limitant ainsi le partage des enjeux et d'autres dimensions de la TVB. Le résultat qui émerge de cette première confrontation du modèle TVB aux réalités du territoire est peu innovant, contesté et jugé sans grand intérêt par certains des acteurs.

Dans le chapitre 5, la nature expérimentale de la démarche, avant tout centrée sur les acteurs, a nécessité de cadrer le rôle des experts identifiés en tant que tels en amont et tout au long de l'étude. L'expertise mandatée s'est principalement exprimée au sein d'arènes dissociées du collectif d'acteurs, par le biais de scientifiques universitaires ainsi que de chargés de mission des parcs et de structures régionales, dans le but d'accompagner les

avancées du collectif. La mise en retrait de l'expertise a permis aux acteurs de mettre à profit leurs connaissances et de se concentrer sur la définition d'une vision partagée de la TVB qui se détache de la représentation communément admise pour une approche plus intégrative des enjeux de conservation de la biodiversité. Au vue des avancées, les porteurs de projets ont par ailleurs fait appel à d'autres formes d'expertise (en urbanisme, en agronomie, etc.) au cours de l'étude. Ici, le résultat n'est pas la production d'une carte ou d'un règlement mais plutôt d'une vision stratégique préliminaire qui met avant tout l'accent sur le besoin de travailler sur l'appropriation des enjeux par l'ensemble des acteurs du territoire, sur la mise en application des lois et outils déjà en place, et sur leur complémentarité. Soulignons ici que le résultat d'une démarche participative n'est pas seulement relatif à la production au sens strict qui émerge du dispositif, mais concerne aussi les effets sur les acteurs (apprentissage, appropriation des enjeux par exemple) et finalement l'acceptabilité du cadre d'action publique (Reed, 2008; Blondiaux et Sintomer, 2009). C'est bien dans le cadre de l'étude présentée dans le chapitre 5 que la qualité du dialogue a été la plus bénéfique aux acteurs de ce point de vue.

Ainsi, nous avons montré au cours de ce travail le lien de cause à effet entre le cadrage préalable du dispositif participatif, la nature des experts participant au processus d'expertise ainsi que la place qu'ils occupent au sein du dispositif puis la qualité des débats et des résultats qui en émergent. Dans le cadre d'un dispositif participatif, nous observons que si l'expertise n'est pas cadrée préalablement, elle mène principalement à une dérive technique qui limite la place du débat. Au contraire, un positionnement prédéfini de l'expertise en termes d'accompagnement a permis aux acteurs de mettre à profit et de rendre complémentaire la diversité de leurs compétences, et de s'abstraire des contraintes techniques mais aussi d'une certaine opérationnalité pour partager une vision commune des enjeux.

Si notre analyse confirme la pluralité des situations d'expertise dans la gestion des ressources naturelles (Lascoumes, 1994; Roqueplo, 1998), nous souhaitons à présent nous pencher d'avantage sur la nature et la qualité de l'expertise produite. Nous avons décrit des processus d'expertise différents mettant en avant le lobby environnemental, le prestataire de services ou une association plus large d'experts. Mais si l'on considère seulement l'expertise scientifique, au sens de l'intégration de connaissances scientifiques dans l'action publique, l'objet des controverses dans le chapitre 4 est très similaire à celui de l'exclusion des non spécialistes dans le chapitre 3. En effet, dans les deux cas, le modèle TVB communément admis est considéré comme un savoir, une connaissance qui n'est pas à discuter ni à remettre en cause. La complexité et l'incertitude ne sont dès lors pas publicisées et l'expertise se fonde

plutôt sur un savoir-faire, la maîtrise d'un outil pour prendre en compte le modèle tel qu'il est défini. Dans le chapitre 2, nous mentionnions le décalage entre l'étendue des connaissances scientifiques qui mènent à « penser » réseau écologique et le réductionnisme inhérent au modèle considéré, et discutions alors l'enjeu du transfert des connaissances de la science à l'action. L'analyse montre que le processus d'expertise n'a pas permis d'assurer ce transfert.

Le savoir, incarné ici par le modèle TVB, est en réalité issu d'un processus de traduction dont les acteurs sont plus politiques que scientifiques, et qui allie besoin d'une représentation pragmatique sur laquelle on puisse agir, pédagogie, non remise en cause outre mesure de certains fondamentaux du développement humain et savoir-faire qu'il sera possible de mettre en œuvre. Dans ce processus, les experts jouent un rôle central. En effet, considérant le modèle comme un savoir stabilisé, ils développent des stratégies d'intéressement (Callon, 1986) pour en assurer la diffusion au sein de l'espace public. Rappelons ici que chaque expert y trouve cependant un intérêt particulier: le bureau d'étude produit des cartes qui lui assurent un revenu, le lobby associatif inscrit dans le marbre de la loi un modèle qui lui assure une certaine efficacité environnementale. Ainsi, le décalage dans la validité des connaissances au sein de la communauté des scientifiques ou de la communauté des experts est bien du au fait que leur légitimité respective n'est pas dépendante des mêmes systèmes d'évaluation. Dans le chapitre 5 cependant, le processus d'expertise conduit à un tout autre résultat. L'expertise est plurielle et le modèle n'est jamais présenté au collectif parce que les porteurs de projet veulent laisser une grande marge de liberté aux acteurs. Les experts scientifiques issus de diverses disciplines présentent un aperçu synthétisé des connaissances scientifiques dans l'idée d'établir un constat et de lancer les premières réflexions. Le savoir n'est pas lié à un savoir-faire. C'est le groupe d'acteurs qui, en confrontant cette synthèse à ses propres connaissances, choisit le type d'expertise technique nécessaire.

Ainsi du positionnement de l'expertise dépend la dialectique entre savoir et savoir-faire mais aussi entre connaissances dites scientifiques et dites profanes. Notre analyse montre alors que l'importance de la définition d'un cadre procédural pour positionner l'expertise (Joly, 1999) n'est pas tant une question d'hégémonie scientifique au sens des connaissances savantes mais plutôt d'hégémonie technique. Ainsi, comme le proposent Hermitte (1997) et Roqueplo (1997), il s'agit de faire en sorte que l'expertise soit collective, contradictoire et transparente. Les concepts de science post normale ou de mode 2 pourraient effrayer les scientifiques, soucieux de ne pas perdre leur souveraineté dans la production du savoir rationnel. Nous argumentons ici que ces concepts cherchent pourtant moins à inventer une

nouvelle méthode scientifique qu'à définir les enjeux relatifs à une forme de production de connaissances que personne ne peut remettre en cause. De nos jours en effet, les collectivités, les bureaux d'études, les associations d'experts écologues, etc. travaillent tous de manière empirique face à des situations dans lesquelles la science ne peut apporter de réponse unique et non controversée (Callon *et al.*, 2001; Barré, 2004). Le modèle TVB relève lui-même de ce processus et montre qu'en l'absence de connaissances, la tendance est à basculer vers des orientations techniques. Redéfinir la légitimité traditionnelle de l'expert, c'est le contraindre à partager les incertitudes et la complexité, à séparer le savoir du savoir-faire, et donc offrir au collectif l'occasion d'éviter certaines hypothèses qui ne trouveront pas plus d'appui dans la communauté locale que scientifique et qui dépendent avant tout d'aptitudes techniques. De ce point de vue, développer la science post normale ne signifie pas remettre en cause la science dite normale mais, au contraire, s'assurer qu'au travers du processus qui mène de l'incertitude au choix pragmatique, ses limites soient reconnues afin que ses fondements ne soient pas pervertis. En privilégiant une rationalité communicationnelle (Habermas, 1987), le forum hybride doit donc produire un cadre d'action qui soit un compromis le plus solide possible entre les connaissances scientifiques, les connaissances locales, les solutions techniques et les intérêts socio-économiques (Callon *et al.*, 2001). Cela signifie donc de reconnaitre à chacun ses compétences et finalement son domaine d'expertise tant pour produire un savoir qu'imaginer un savoir-faire. C'est cette approche de l'action publique qui conduit à penser que dans bien des cas, il n'y a plus d'experts mais seulement un processus d'expertise (Callon et Rip, 1992). Le paradoxe tient alors au fait que, dans une société qui accorde encore une grande place à l'expertise « traditionnelle », il faut pourtant qu'un collectif d'experts scientifiques, le plus divers possible, ouvre la voie et fasse preuve d'une éthique de « l'objectivation scientifique » (Roqueplo, 1997), en montrant initialement que le savoir universel, pensé comme rationnel, ne détient pas la solution.

Il ne s'agit pas ici non plus de dire qu'un consensus est envisageable dans toutes les questions de politique publique. Le compromis entre différents niveaux de connaissances et d'intérêts n'appelle d'ailleurs pas nécessairement au consensus entre les acteurs. De ce point de vue, nous avons mentionné dans la conclusion du chapitre 5, que si le dispositif décrit a mené à un apparent consensus, il n'est qu'une phase préliminaire. La mise en place du Schéma Régional de Cohérence Écologique, prévu justement par la loi, devrait mener quelle que soit l'animation à une phase de négociation, de controverse et d'opposition entre ces mêmes acteurs. Mais doit-on pour autant systématiquement opposer consensus et controverse

dans les effets attendus des dispositifs participatifs ? Chantal Mouffe (2000) propose de construire l'idéal démocratique non pas sur la recherche d'un consensus qui signifierait la fin du politique mais plutôt sur un pluralisme agonistique au travers duquel les meilleurs arguments l'emportent. La politique ne sera pas pour autant mise en danger et la société n'en sortira que plus « saine », mieux équilibrée, si le processus de décision permet à chacun des acteurs de comprendre et de respecter les positions de l'autre. En ce sens, nous argumentons l'intérêt de dissocier autant que possible les différentes étapes du processus de décision. Dans un premier temps, le dispositif doit permettre de mettre à plat les connaissances scientifiques et de les confronter au territoire et aux expériences des différents acteurs. S'ensuit alors l'identification des solutions potentielles les plus optimales et le partage de leurs limites mais aussi des enjeux qu'elles représentent pour chacun des acteurs. L'étape décisionnelle à proprement parler est par la suite prise en charge par le collectif lui-même ou comme bien souvent par des représentants élus. Si cela peut paraître trivial, c'est pourtant ce qu'il semble avoir manqué aux dispositifs décrits aux chapitres 3 et 4. L'avantage d'une telle procédure clairement établie est avant tout la séparation de la phase de diagnostic au travers de laquelle prévalent les savoirs, de la phase d'identification des solutions au travers de laquelle peuvent s'exprimer les savoirs-faire. Dans le cadre d'un dispositif de type Comop TVB, ces deux étapes peuvent être tout à fait consensuelles. Un acteur peut en effet accepter qu'une solution soit certainement efficace pour « la nature » et expliquer aux autres en quoi elle n'est cependant pas envisageable dans le cadre de ses activités. Et si la phase décisionnelle pourra toujours générer des vainqueurs et des perdants, une telle procédure crée les conditions d'égalité entre tous les acteurs, les positionne en situation d'apprentissage mutuel, d'ouverture à l'autre, permet l'émergence de solutions nouvelles et offre finalement la possibilité d'un accord ou d'une meilleure acceptation de la décision finale.

Dans le cadre de cette thèse, notre regard sur le concept de démocratie participative n'a porté que sur des espaces expérimentaux, ponctuels, et mobilisant essentiellement des individus qui déjà sont des représentants de groupes plus larges d'acteurs, reconnus la plupart du temps pour leur expertise dans un domaine particulier. L'avènement d'une certaine logique de projet, au travers de laquelle il devient de plus en plus difficile de prendre le temps, conduit paradoxalement à imaginer les nouvelles formes de gouvernance uniquement sous cet angle. Si notre analyse montre qu'il reste du chemin à parcourir, l'idée de participation ne saurait être cantonnée ni à une certaine catégorie d'acteurs, ni à un temps imparti, ni à un projet prédéterminé.

Lippmann (1925) envisageait le public comme fantôme parce que selon lui on ne pouvait plus *« croire en une cité de taille réduite où l'individu puisse s'investir et intervenir en connaissance de cause »*. Pourtant, comme nous l'avons souvent rappelé au travers de ce travail, la réconciliation entre développement humain et conservation de la biodiversité repose avant tout sur l'appropriation des enjeux par l'ensemble des acteurs du territoire et donc la relocalisation de nos modes de réflexions comme d'organisation. Il ne s'agit pas là d'organiser un retour en arrière, mais de constituer un capital social (Pretty, 2003), de dépasser le projet pour faire vivre le public, seul réel pilier d'un développement durable.

LITTERATURE CITÉE

Barré R., 2004. La Science est morte, vive la Science ! Le nouveau contrat entre la science et la société post-moderne : l'avènement de la recherche de mode 2. *Natures Sciences Sociétés* 12, 1, 52-55.

Blondiaux L. et Sintomer Y., 2009. L'impératif délibératif. *Rue Descartes* 63, 28-38.

Callon M., 1986. Éléments pour une sociologie de la traduction. La domestication des coquilles Saint-Jacques dans la Baie de Saint-Brieuc. *L'Année sociologique* 36.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, France.

Callon M. et Rip A., 1992. Humains, non humains : morale d'une coexistence, in Theys J. et Kalaora B. (Eds), *La Terre outragée. Les experts sont formels*, Editions Autrement, Paris, France.

Habermas J., 1987. *Théorie de l'agir communicationnel*, Fayard, Paris, France.

Hermitte M.A., 1997. L'expertise scientifique à finalité politique, réflexion sur l'organisation et la responsabilité des experts. *Justices* 8, 79-103.

Joly P.B., 1999. Besoin d'expertise et quête d'une légitimité nouvelle : Quelles procédures pour réguler l'expertise scientifique ? *Revue française des affaires sociales* 1.

Lascoumes P., 1994. *L'éco-pouvoir, environnements et politiques*, La Découverte, Paris, France.

Lippmann W., 1925. *Le public fantôme*, Demopolis.

Massardier G. et Verdier E., 2000. Quelle responsabilité pour les experts et les évaluateurs dans les politiques publiques, *Colloque international de la Revue Politiques et Management Publics*. Paris, France.

Mouffe C., 2000. Deliberative Democracy or Agonistic Pluralism, in Neuhold C. et Hafner G. (Eds), *Reihe Politikwissenschaft / Political Science Series*.

Pretty J., 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302, 5652, 1912-1914.

Reed M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141, 10, 2417-2431.

Roqueplo P., 1997. Entre savoir et décision, l'expertise scientifique, INRA, Paris, France.

Roqueplo P., 1998. *Pluies acides : menaces pour l'Europe*, Economica, Paris, France.

ÉLÉMENTS DE DISCUSSION



Biodiversité, illustration pour la Semaine de l'Environnement 2010
© Marc Blanchard 2010 - http://marc.arette.free.fr

NOS RESULTATS

Il y a 50 ans à peine, la loi relative aux Parcs Nationaux venait de voir le jour et le Ministère de l'environnement n'existait pas. De ce point de vue, l'avènement du concept de « réseau écologique » constitue selon nous une réelle avancée dans la perception de notre environnement. L'enjeu à présent est d'être en mesure de lui restituer toute sa signification et de le traduire dans les réalités concrètes de ce qui fait vivre un territoire. En trois ans d'analyse, nous avons pu constater l'attention dont ce concept a bénéficié et la dynamique sociale qu'il a engendrée auprès des acteurs de la conservation, mais aussi des acteurs politico-administratifs et socioprofessionnels. Tous les dispositifs suivis dans le cadre de cette thèse représentent des démarches innovantes et une progression certaine pour la démocratie participative et la durabilité des territoires. Le débat sur l'avenir de la biodiversité n'est pas condamné à être marginalisé, isolé dans des arènes regroupant quelques agents des PNR ou du Ministère, mais il prend progressivement place au sein de collectifs hybrides qui ébauchent les prémices d'une certaine culture commune.

C'est dans cet esprit que notre analyse a mis en avant les nombreux défis qui seront à relever à l'avenir. Elle donne à voir comment le processus de planification d'une conservation intégrée de la biodiversité participe d'une hybridation entre connaissances, outils et méthodes techniques et intérêts des acteurs en présence. La recherche d'une efficacité écologique fondée sur les instruments d'aménagement du territoire mène à la construction d'une représentation partielle des enjeux de conservation, et légitime une approche technique plutôt que de mettre en avant l'enjeu du dialogue social. Si le modèle est clairement à l'origine du succès des réseaux écologiques, il s'agit maintenant de faire en sorte que le concept soit un moyen d'interroger les relations entre science, politique et société, un médiateur pour définir de manière pragmatique une vision partagée de la durabilité des territoires. Nos observations montrent que l'enjeu repose alors sur la place et la qualité du processus d'expertise au sein du dispositif de médiation et notamment sur la dialectique entre connaissances et techniques.

Les méthodes de planification spatiale de la conservation que nous avons développées dans la première partie se distinguent largement de celles proposées dans la plupart des forums qui mettent en place des stratégies de réseau écologique. En effet, les arguments qui motivent leur élaboration ne sont pas du tout les mêmes. Le besoin d'identifier le réseau écologique afin de l'intégrer au processus d'aménagement du territoire notamment (« où passe le réseau ? ») aboutit à un modèle de représentation que les méthodes proposées

permettent de prendre en compte. Les méthodes sont donc contingentes d'un modèle de représentation du réseau qui lui, est dicté par l'enjeu de l'efficacité de la politique publique. Dans le cadre de nos propres travaux de recherche, les méthodes sont contingentes des connaissances et, considérant l'impossibilité de représenter spatialement ce qui compose un réseau écologique, nous proposons plutôt de représenter et de hiérarchiser les enjeux au travers de l'imbrication des niveaux d'organisation du territoire. Il en résulte un positionnement de la technique dans le processus d'élaboration de l'action publique diamétralement différent. Dans le premier cas, l'expertise technique est de fait incontournable pour identifier le réseau écologique représenté par le modèle, véritable « prêt à penser » dont les fondements ne sont plus à questionner. Le dialogue est borné au partage des enjeux et à la négociation de l'action publique sur la base de ce que dictent l'expertise technique et le modèle. Nous avons par ailleurs montré que même ces échanges peuvent être rapidement éludés aux dépens du débat technique sur les représentations produites. Dans le deuxième cas, l'expertise technique est au service du collectif. Elle est itérative et donc entièrement dépendante du dialogue social. La production de représentations spatiales mène à un débat sur les méthodes, les connaissances, les hypothèses, les enjeux et le cadre d'action publique qui en retour permet des ajustements et oriente le travail des experts. L'expertise devient dès lors un instrument de médiation qui met l'accent non pas sur l'enjeu technique mais sur l'enjeu social. Cela signifie que le changement de nature de l'expertise technique que supposent les méthodes proposées dans la première partie, est aussi un moyen de redéfinir la place du débat technique au sein du dispositif et finalement de favoriser le dialogue, même si le dispositif initial ne l'avait pas nécessairement prévu.

NOTRE POSTURE

Cette thèse s'est clairement ancrée dans une perspective opérationnelle en posant comme objectif l'élaboration de recommandations pour la conservation intégrée de la biodiversité.

Eviter les écueils d'une « recherche appliquée non applicable » (Latour, 2001) a nécessité d'être constamment en lien avec le tissu social. Notre contact avec un grand nombre d'acteurs et de situations d'action a évidemment largement contribué à orienter ce travail. Une telle posture suppose néanmoins que le questionnement, les outils, les terrains d'étude ou l'objet de la recherche ne soient pas définis préalablement ou définitivement par le scientifique. Ils sont au contraire contingents des dynamiques sociales. Ainsi l'adaptation de la science aux enjeux posés par la société suppose une méthode scientifique radicalement différente qui consiste

notamment à accepter l'incertitude non pas seulement des résultats qui seront produits, mais aussi du type de résultats qui sont attendus et de fait des moyens mis en oeuvre pour y parvenir. Ici les contours de notre recherche se sont définis « chemin faisant », pas à pas, autour de l'objet social émergent et en construction permanente que représentait la trame verte et bleue en France.

Ce premier constat nous interroge à présent quant au sens à donner aux notions de recherche appliquée et de recherche action. Selon le psychologue allemand, Kurt Lewin, considéré comme le père de la recherche action, celle-ci est une démarche qui naît de la rencontre entre une volonté de changement et une intention de recherche (Liu, 1997). Le plus souvent, la volonté de changement est portée par les usagers et l'intention de recherche par les chercheurs, sans pour autant exclure que la volonté de changement puisse être également l'un des objectifs du chercheur. Il s'agit de compléter les critères de validité et les méthodes positivistes par un modèle propre, basé sur une connaissance co-construite et qui embrasse la complexité. Si la recherche appliquée s'applique à l'action et/ou à partir de l'action, la recherche action s'inscrit ainsi souvent dans une recherche impliquée où le chercheur influence le comportement et l'objet d'étude, voire même une recherche engagée où acteurs et chercheurs sont en quête d'une utilité sociale forte. Ainsi, la recherche action est plurielle, la question du mandatement est alors déterminante ainsi que celle de l'interdisciplinarité et du travail en équipe.

Nos travaux présentés dans la première partie n'ont pas été réalisés dans le cadre d'un dispositif d'action concret mais se sont largement inspirés des interactions que nous avons pu avoir avec l'ensemble des acteurs de terrain et au travers des dispositifs suivis dans la partie II. Les travaux présentés dans les chapitres 1 et 2 devraient d'ailleurs être prochainement mobilisés dans le cadre de la Stratégie de Création d'Aires Protégées mise en place dans chaque région française et ceux présentés dans le chapitre 5 ont déjà fait l'objet d'échanges avec les partenaires régionaux pour la mise en place du Schéma Régional de Cohérence Ecologique. Par ailleurs, le suivi effectué au travers des chapitres 4 et 5 de la partie II offre des situations tout à fait atypiques qui diffèrent de par le type d'expertise que nous avons mobilisée et les passerelles que nous avons pu créer avec nos activités de recherche. Dans le dispositif décrit au chapitre 4, nous avons joué un rôle d'experts écologues et dans le même temps, nous nous sommes positionnés en tant qu'observateurs pour répondre aux questions posées dans le cadre de la deuxième partie de cette thèse. Si nous avons influencé le dispositif, notre expertise n'a cependant pas directement abouti à la production d'une

connaissance en écologie valorisable au sein de la communauté scientifique (la production émanant plutôt du bureau d'étude). Dans le dispositif décrit au chapitre 5, le statut qui nous a été conféré relevait davantage de nos compétences en sciences humaines et ce positionnement nous a rapproché un peu plus de la recherche action puisque nous avons produit une connaissance dérivée entre autres de l'influence que nous avons pu avoir sur le dispositif, sur le déroulement de l'action.

Si la discipline est l'un des premiers fondamentaux de la science (Morin, 2003), notre travail illustre que l'interdisciplinarité est aujourd'hui indispensable "comme attitude scientifique de base et comme présupposé méthodologique à l'analyse et à la résolution des problèmes environnementaux" (Leroy, 2004). Nous tentons de présenter ici certains des éléments qui témoignent du fait que l'interdisciplinarité de ce travail se manifeste de différentes manières, ouvrant par ailleurs des perspectives quant à l'idée d'une recherche réellement collaborative au service de la société. Dans la seconde partie de cette thèse, notre analyse a clairement relevé d'un travail de recherche en sciences humaines et a donc fait appel à des compétences issues notamment de la sociologie et des sciences politiques. Nous n'avons pas la prétention de croire que le travail fourni est comparable à l'analyse qu'auraient pu produire des chercheurs issus de ces disciplines et c'est avec beaucoup de précaution que nous avons mobilisé les concepts et cadres théoriques qui s'y rapportent. Nous souhaitons tout de même mentionner que les compétences d'un écologue peuvent conférer certains bénéfices à de telles analyses. En effet, les clés de lecture d'un chercheur en écologie peuvent être tout à fait complémentaires de celles du sociologue notamment dans le cadre du suivi de dispositifs où les acteurs mobilisent amplement des répertoires techniques et scientifiques. Ainsi, si le sociologue cerne avec précision les jeux de pouvoirs qui animent le collectif, l'écologue peut apporter un éclairage quant aux débats techniques et contextualiser leur mobilisation au regard d'enjeux qui dépasseraient les frontières du forum considéré. Notons par ailleurs que le statut d'expert écologue qui nous a été conféré pour le suivi du dispositif décrit dans le chapitre 3, nous a permis de mieux saisir le positionnement de ce type d'acteur au sein d'un collectif, et représente dans le même temps une opportunité considérable pour accéder à des réunions et autres espaces de discussion auxquels un « simple » observateur n'aurait pas été nécessairement convié.

Le fait qu'un travail pluridisciplinaire visant à répondre à deux types de questions différentes soit porté par une seule et même personne peut paraître à la fois risqué et improductif. Ne serait-il pas plus avantageux d'organiser une équipe et de partager le travail

selon des compétences bien distinctes pour chacune des deux parties ? En pratique et selon nous, il s'agit d'un positionnement qui a clairement enrichi le travail produit dans son ensemble parce que les recherches menées dans une partie de la thèse ont alimenté la réflexion des travaux conduits dans l'autre partie et inversement. En effet, le travail réalisé dans le cadre de la première partie nous a évidemment permis de mieux comprendre la complexité des outils techniques et donc les enjeux relatifs à leur mobilisation dans les dispositifs suivis. A l'inverse, le suivi des dispositifs socio-techniques nous a permis d'appréhender les attentes des acteurs et les écueils relatifs à l'utilisation des outils et modèles existants.

La posture à la fois impliquée et pluridisciplinaire qui a été au final la notre dans le cadre de cette thèse n'a évidemment pas que des avantages, et de nombreux défis sont encore à relever dans l'optique d'une science aux prises avec les enjeux de société. D'autres ont déjà signalé l'accumulation de difficultés pour les doctorants adoptant une démarche interdisciplinaire (Golde et Gallagher, 1999). Chaque discipline a un langage, des théories, méthodes et paradigmes qui lui sont propres et il parait évident qu'un tel travail en trois ans se réalise au prix de certaines lacunes ou compromis quelquefois difficiles. Mais cet argument ne saurait justifier un repli du scientifique dans des cadres théoriques restreints limitant ainsi son potentiel d'innovation. Il s'agit donc de trouver le meilleur arrangement pour éviter l'hyperspécialisation à laquelle peut rapidement conduire l'institution disciplinaire (Morin, 2003), qu'elle soit à dominante technique ou sociale. La posture adoptée ici permet de ce point de vue d'illustrer les enjeux et bénéfices de la mise en complémentarité des savoirs et des méthodes scientifiques, notamment à destination de l'action publique.

Notre expérience nous a par ailleurs montré la difficulté, pour le chercheur, à produire des résultats valorisables dans la sphère scientifique et réellement utiles dans la sphère sociale. L'enjeu d'une recherche « applicable » est de combler les besoins des acteurs du territoire tout en étant capable d'utiliser des méthodes ou des concepts qui soient diffusables et extrapolables en d'autres lieux. La volonté de répondre à une demande sociale ne signifie cependant pas que le chercheur s'abstrait de sa vision des problématiques qui apparaissent, de sa manière de les traiter ou d'en rendre compte. Au contraire, la recherche d'une certaine objectivité nécessite de prendre du recul quant aux attentes de chacun des acteurs ou d'éviter de tomber dans la stricte expertise. Un traitement partiel de l'information contingent des choix du chercheur ou une approche critique développée dans le cadre d'une problématique plus globale peuvent décevoir les acteurs qui se cantonnent à la problématique de leur territoire et

à leur domaine de compétence. Parfois, la volonté d'aboutir à un résultat qui puisse réellement être appliqué au territoire en question, suppose une manière de traiter le sujet et d'en rendre compte qui ne cadre pas forcément avec les exigences normatives de la communauté scientifique et notamment des revues internationales.

Mais si la recherche appliquée n'est pas l'expertise, il semble tout de même évident qu'aujourd'hui, c'est aussi l'activité scientifique telle qu'elle est communément requise et d'une certaine manière concentrée sur l'enjeu du capital de publications, qui n'est tout simplement pas adaptée à la production d'une recherche réellement appliquée et pluridisciplinaire au service d'un développement durable. De ce point de vue, l'enjeu n'est pas seulement de créer des passerelles entre disciplines et entre science et société, mais plutôt d'inventer un nouveau rapport à la connaissance, un nouveau mode de production scientifique, plus collectif, plus intégrateur et fondé localement pour l'action publique (Nowotny *et al.*, 2001; Mathevet et Poulin, 2006). Dans les nombreux forums hybrides qui voient le jour face aux défis environnementaux, l'enjeu n'est pas forcément d'organiser le compromis entre science et acceptabilité sociale, mais plutôt d'organiser la co-construction de la science et de l'action.

Ainsi selon nous, l'intérêt de notre recherche ne se jauge pas par l'addition des résultats produits dans chaque chapitre au sein de chaque partie mais par l'appréciation du travail dans son ensemble. Au-delà des discours et des grandes théories, les enseignements dont nous avons bénéficié au cours de ces trois années de thèse devraient nous permettre à l'avenir de contribuer à répondre à l'enjeu primordial de la dimension relationnelle, d'interface entre les différentes disciplines et entre science et société.

Comme Marcel Proust le soulignait: « Un vrai voyage de découverte n'est pas de chercher de nouvelles terres, mais d'avoir un œil nouveau[1] ». Tout comme nous avons montré que le débat sur la conservation de la biodiversité ne devait pas être technique mais social, le défi pour la science aujourd'hui n'est pas de produire toujours plus de connaissances qui aboutiront à toujours plus de techniques, mais bien de prendre conscience de la réalité du monde qui l'entoure et de sa responsabilité pour se mettre réellement au service des sociétés humaines !

[1] Cité par Edgard Morin (1990). Sur l'interdisciplinarité. *Carrefour des sciences*, Actes du Colloque du Comité National de la Recherche Scientifique *Interdisciplinarité*, Éditions du CNRS.

CONCLUSION

Les réflexions menées dans le cadre de ce travail de recherche se sont fondées principalement sur deux constats que nous avons largement mis en avant tout au long de ce manuscrit.

Le vivant est caractérisé par son immense complexité et l'appréhender, en prendre soin, nécessite de porter notre regard sur l'ensemble des dimensions territoriales, d'intégrer le souci de protection de la nature, le souci de la durabilité, à l'ensemble de nos activités. Aussi le deuxième constat est évidemment celui du besoin de partager cet enjeu de durabilité avec les acteurs du territoire. Nous nous inscrivons dès lors dans le vaste mouvement réflexif et pragmatique qui tente de redéfinir les relations entre science, politique et société au sens large.

Notre thèse consiste ici à révéler comment l'hégémonie de l'expertise tend non seulement à limiter le partage au sein du collectif et donc l'adhésion des acteurs aux normes de durabilité mais aussi à fournir une vision réductrice et partielle des enjeux de conservation. A l'inverse nous montrons qu'un positionnement de l'expertise en accompagnement au dialogue territorial favorise le partage des enjeux et l'apprentissage social et aboutit à un cadre d'action publique qui intègre davantage les incertitudes et la complexité du vivant. Ainsi, l'impératif délibératif n'est pas seulement lié au besoin de répondre à une crise des modes de représentation pour faire en sorte que les citoyens adhèrent aux normes environnementales et pour qu'ils s'investissent dans leur mise en œuvre, mais aussi au fait que seule l'interaction avec le public peut contribuer notablement à mieux appréhender la complexité pour définir les conditions de durabilité d'un territoire. A partir de cette analyse, nous différencions le rôle de la technique du rôle de la connaissance, et montrons que le débat social est un moyen de ne pas pervertir les connaissances scientifiques tout en permettant de déplacer le processus d'expertise de la mobilisation des techniques par quelques uns à l'intégration des savoirs et savoirs-faire de tous. L'enjeu n'est pas celui du compromis entre science, technique et débat social mais plutôt celui de la gestion de leur interaction et de leur complémentarité.

Si l'environnement n'a pu se concevoir jusqu'ici que comme une problématique segmentée en différentes composantes ayant permis une gestion plus ou moins effective (Charvolin, 2003), il s'agit aujourd'hui d'être capable d'interroger plus globalement la relation entre nature et société. C'est bien de cette approche que s'inspire notre conception du réseau écologique. Aldo Léopold (1949, p.260) nous a proposé une éthique de la nature : « *Une chose est juste quand elle tend à préserver l'intégrité, la stabilité et la beauté de la*

communauté biotique. Elle ne l'est pas autrement ». Nous avons et nous continuons à détruire tant de choses que nous connaissons très bien. Si les moyens humains et financiers sont limités, si les connaissances sont partielles, faut-il dépenser toute notre énergie pour définir comment mesurer la connectivité et où elle doit être « prise en compte », comment compenser le prochain aménagement ou financer des réintroductions plus efficaces ? Ne devrions-nous pas plutôt admettre que c'est notre fonctionnement dans son ensemble qui est incompatible avec un objectif de durabilité, pour replacer l'homme et l'enjeu social au centre du débat ?

LITTERATURE CITEE

Charvolin F., 2003. L'invention de l'environnement en France. Chronique anthropologique d'une institutionnalisation, La Découverte, Paris, France.

Golde C. et Gallagher H.A., 1999. The challenges of conducting interdisciplinary research in traditional doctoral programs. Ecosystems 2, 281-285.

Latour B., 2001. La métier de chercheur. Regard d'un anthropologue, INRA, Paris, France.

Léopold A., 1949. Almanach d'un comté des sables, Aubier, Paris, France.

Leroy P., 2004. Sciences environnementales et interdisciplinarité : une réflexion partant des débats aux Pays-Bas. Natures Sciences Sociétés 12, 274-284.

Liu M., 1997. Fondements et pratiques de la recherche-action, L'Harmattan, Paris, France.

Mathevet R. et Poulin B., 2006. De la biologie à la géographie de la conservation. Bull. Ass. Géographes Français 3, 341-354.

Morin E., 2003. Sur l'interdisciplinarité. L'Autre Forum, 5-10.

Nowotny H., Scott P. et Gibbons M., 2001. Re-thinking Science. Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty, Polity Press, Cambridge, UK.

ANNEXES

ANNEXE 1

La gestion des écosystèmes (Christensen *et al.*, 1996, Moote *et al.*, 1994, Grumbine, 1994)

Durabilité	Un aspect central de la gestion des écosystèmes est la prise en compte de la durabilité écologique, socioéconomique et culturelle comme condition *sine qua none* à une bonne gestion.
Perpectives des systèmes	La gestion des écosystèmes dépend de l'usage et la compréhension de modèles écologiques, traduisant les avancées récentes de l'écologie scientifique. Les éléments de cette perspective comprennent: - les échelles multiples: il n'existe pas d'échelle unique et valable pour la gestion des écosystèmes (génétique, espèces, populations, paysages); au contraire, la gestion des écosystèmes s'attarde sur les interactions à différentes échelles. - la complexité et les interdépendances: les connections entre les écosystèmes soutiennent les fonctions clés des écosytèmes. - comportement dynamique des écosystèmes: les changements et évolutions sont des caractéristiques inhérentes aux écosystèmes; les efforts en vue de stabiliser un écosystème dans un état spécifique sont futiles.
Etendue des échelles spatiales et temporelles	Les processus écologiques agissent sur un vaste panel d'échelles spatiales et temporelles. La gestion des écosystèmes doit alors être tournée vers les frontières écologiques (échelles spatiales et temporelles plus larges que les approches de gestion traditionnelles), à la jonction entre les frontières administratives, politiques, et les propriétés privées.
L'Homme comme composant écosystémique	Les humains sont indissociables de la nature. Ils affectent les systèmes écologiques et sont partie prenante des solutions durables.
Objectifs définis socialement	Comme toute gestion, la gestion des écosystèmes est un processus défini socialement, et les valeurs humaines jouent un rôle prépondérant dans l'établissement d'objectifs écosystémiques.
Construction d'une décision participative	Des limites spatiales plus larges impliquent des processus de décision en présence de partis pris multiples : agences gouvernementales, organisations locales, ONG, propriétaires, industries.
Changements organisationnels	Les décisions en matière de gestion des écosystèmes sont restreintes par les limites légales de planning, de gestion, et autres facteurs sociopolitiques. Une prise de décision réussie requiert des changements à différents niveaux : intragouvernemental, intergouvernemental, public-privé.
Gestion évolutive	La gestion des écosystèmes est un processus d'apprentissage basé sur la science, dans lequel les objectifs et stratégies de gestion sont fonction du travail de gestion antérieure.
Management/Organisation	Les actions de management doivent être conçues de façon à ce que les succès comme les échecs puissent être mesurés et les résultats incorporés dans des actions futures.
Collecte de données	La gestion des écosystèmes, et la gestion évolutive en général, nécessitent plus de recherches et de bases de données, ainsi que d'une meilleure coordination et utilisation des données existantes.

ANNEXE 2

Le Rollier d'Europe, de l'enjeu naturaliste à l'enjeu de territoire

Antoine Carrer, Mathieu Bonnemaison, Patrick Mayet, Ruppert Vimal

Le Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*), espèce migratrice, s'étend de la Chine à l'Espagne et du Maghreb au Sud de la Pologne. Il est inscrit sur la liste rouge mondiale de l'UICN (2008 - NT) ainsi que sur liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine (2008 – NT) et figure par ailleurs à l'annexe I de la Directive Oiseaux.



Visiteur d'été en Languedoc Roussillon, sa tendance démographique est estimée comme stable, avec un renforcement de noyaux de population existants en plaine et la disparition de couples en bordure de piémont[1]. Ce macro-insectivore occupe des espaces ouverts et diversifiés, tels les prairies, les vignobles, les garrigues plus ou moins fermées, où la ressource en insectes abonde, et utilise des cavités de nidification, arboricoles dans la plupart des cas, dans les ripisylves, les arbres isolés, les linéaires arborés, ou en lisière de boisements. Les territoires d'alimentation ainsi que les sites de nidification (en dehors des ripisylves), sont donc le produit de pratiques anthropiques, qu'il s'agisse de l'action d'un troupeau ou de l'usage agricole en plaine languedocienne.

Le pastoralisme représente historiquement la composante fondamentale des structures paysagères des piémonts méditerranéens. Il repose sur une organisation humaine complexe en interaction avec les ressources des milieux naturels. Les pratiques pastorales conditionnent de faibles recouvrements en ligneux hauts et une strate herbacée pérenne et dynamique. Ces

1 Cette tendance est à modérer du fait d'une pression d'observation plus importante ces dix dernières années. L'augmentation de noyaux en plaine semble liée à la pose de nichoirs.



milieux sont reconnus pour la richesse des cortèges d'insectes[1], tant sur le plan de la diversité que de l'abondance des espèces. La viticulture est l'assolement dominant des plaines languedociennes (vallée de l'Hérault, basse plaine de l'Aude…), représentant encore plus du tiers de la Surface Agricole Utile (SAU) de l'ensemble des terres cultivées en Languedoc Roussillon. Les parcellaires complexes associés favorisent la présence d'espaces interstitiels qui sont autant de zones d'alimentation pour les macro-insectivores et de potentielles cavités de nidification.

Ainsi, dans le contexte méridional, le Rollier d'Europe est une espèce profondément anthropophile associée notamment à la mosaïque paysagère qui caractérise le territoire. Les évolutions de pratiques humaines au cours des dernières décennies questionnent cependant la possibilité d'un maintien à long terme des populations de Rollier mais aussi de bien d'autres espèces associées au même type de paysage (Pie grièche, Chouette chevêche, Faucon crécerellette…). Les données du Recensement Général Agricole[2] montrent une diminution du nombre d'exploitations viticoles en Languedoc Roussillon[3] de plus de 60% entre 1988 et 2007, tandis que la SAU viticole diminue plus modestement d'un peu moins de 20%. La réduction du nombre d'exploitants ainsi que de la surface utilisée sont donc conjuguées à une augmentation des SAU par exploitation[4]. Cette augmentation de la SAU par exploitations se traduit bien souvent par un remembrement parcellaire qui, couplé à l'impact de l'urbanisation, compromet ainsi la diversité des éléments paysagers indispensables aux espèces comme le Rollier. Par ailleurs, dans les piémonts languedociens, les tendances des vingt dernières années montrent une diminution forte, de plus de 30% du cheptel d'ovins et de caprins. La diminution de la pression de pâturage conjuguée à un changement global des pratiques d'élevage (moindre

1 Les garrigues ouvertes contiennent deux à trois fois plus d'individus en moyenne ainsi qu'une richesse spécifique un tiers à deux fois supérieure que les garrigues hautes (Aymard M. et Jaulin S., 2008. Suivi des Orthoptères du site expérimental du LIFE Crécerellette. Rapport de synthèse sur les trois années de suivi. Rapport d'étude de l'OPIE-LR, Perpignan, 57 p).

2 Agreste - statistique agricole annuelle (2009)

3 Seuls les départements méridionaux (*i.e.* le LR sans la Lozère) sont pris en compte dans les calculs suivants.

4 L'augmentation de la taille des exploitations viticoles est ainsi multipliée par 2 entre 1988 et 2007.

complémentarité des différentes productions d'un territoire, changement des conduites des troupeaux...) est associée aux phénomènes de fermeture des milieux. Les paysages de garrigues basses font ainsi place à des espaces boisés, aux ressources alimentaires moindres pour le Rollier d'Europe.



Puechabon (Hérault) - à gauche 1940, à droite 1992

Le maintien du Rollier comme celui de bien d'autres espèces est donc intimement lié à l'évolution des systèmes agricoles et pastoraux, dont la qualité est compromise du fait même d'orientations des politiques agricoles et par extension, économiques. La diversification des mosaïques agricoles, le maintien des milieux ouverts (garrigues basses…) et la limitation de l'utilisation de produits phytosanitaires sont autant d'enjeux de conservation qui ne peuvent être pensés à la marge de l'organisation du territoire, de manière isolée et là où les zonages le permettent. Il s'agit de faire en sorte que les enjeux sociaux et environnementaux soient mis en exergue, associés voir même confrontés, dans la définition d'une vision d'ensemble de la durabilité du territoire.

ANNEXE 3

Participation à des manifestations et valorisation de la thèse au-delà des articles

Poster

Mars 2009, Lille - Congrès France Nature Environnement « Trame verte et bleue » - Réseaux écologiques : quels objectifs, enjeux et dispositifs socio-techniques ? Avec John Thompson et Raphael Mathevet (CEFE/CNRS).

Présentations orales

Mars 2009, Montpellier - Colloque "Le réveil du Dodo" - Réseaux écologiques : quels objectifs, enjeux et dispositifs socio-techniques ?

Avril 2009, Montpellier - Rencontres du réseau des gestionnaires d'espaces naturels Languedoc-Roussillon - Contribution des aires protégées aux enjeux de conservation en Languedoc-Roussillon.

Avril 2009, Orry-la-Ville - Formation « Corridors » de l'ATEN - La mise en place des stratégies de réseau écologique : l'exemple du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée. Avec Marie Bonnevialle (IPAMAC).

Janvier 2010, Octon - Rencontres du réseau des gestionnaires d'espaces naturels Languedoc-Roussillon - Les objectifs de conservation dans la planification des aires protégées.

Mars 2010, Montpellier - Séminaire DREAL/Région Languedoc-Roussillon - Quelles bases méthodologiques pour la prise en compte des réseaux écologiques en Languedoc-Roussillon ? Avec John Thompson (CEFE/CNRS).

Juin 2010, Paris - Restitution de l'appel d'offre du MEEDDM à destination des Parcs naturels régionaux - Trame verte et bleue : du modèle à la stratégie. Avec Raphael Mathevet (CEFE/CNRS).

Novembre 2010, Montpellier - Congrès des Conservatoires d'Espaces Naturels - Fondements scientifiques pour la déclinaison régionale de la stratégie de création d'aires protégées : le cas du Languedoc-Roussillon. Avec John Thompson (CEFE/CNRS).

ANNEXE 4

Le coût de la thèse

Nature des dépenses	Quantité	Coût moyen (euros)	Total dépensé (euros)
Salaire brut	36	2564	92296
CNRS subvention restaurant	150	5	750
Déplacement en voiture	39	90	3510
Déplacement en train	24	115	2758
Déplacement en avion	2	808	1615
Frais de mission	30	16	465
Achat de matériel	-	2760	2760

Le coût total de la thèse pour les dépenses mentionnées ici s'élève à 104 154 euros. Les montants mentionnés ici tiennent compte uniquement des frais relatifs au doctorant et n'incluent pas ceux liés notamment à l'encadrement et à l'administration. Nous avons effectué 61 missions ayant engendré des frais. Les calculs ci-dessus incluent aussi les dépenses liées aux déplacements de membres du comité de thèse. Les frais de déplacement en voiture incluent des frais de location. A 11 reprises, nous avons en effet utilisé des voitures de location (Délégation régionale CNRS) pour un coût total (carburant et péage compris) de 2180 euros. Sur les 39 déplacements en voiture la distance moyenne parcourue est de 315 km (aller/retour). Elle est de 1200 km pour les 24 voyages en train.

Titre: Des aires protégées aux réseaux écologiques: science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires.

Résumé: Les stratégies de conservation de la nature évoluent, de la protection stricte d'espaces isolés et dépourvus d'activités humaines à l'intégration des enjeux de biodiversité dans le développement territorial. Ce changement de perspective, des aires protégées à la territorialisation de l'environnement, suppose de gérer la complexité et d'appréhender la nature collectivement et met l'accent sur les relations entre science, politique et société. Cette thèse, fondée sur une approche pluridisciplinaire, a eu pour objectif l'élaboration de recommandations pour répondre aux enjeux d'une conservation intégrée de la biodiversité. S'inscrivant dans le contexte de l'avènement des stratégies de réseau écologique en France, notre recherche porte à la fois sur les méthodes spatiales et sur les dispositifs socio-techniques en charge de planifier la conservation intégrée de la biodiversité. Chacune de ces parties a mené à des résultats et conclusions qui lui sont propres et a contribué à une réflexion plus globale sur le rôle de l'expertise pour répondre à ces nouveaux enjeux. Nous montrons comment une approche trop technique, centrée notamment sur la spatialisation du réseau écologique, tend non seulement à limiter le partage au sein du collectif et donc l'adhésion des acteurs mais aussi à fournir une vision réductrice et partielle des enjeux de conservation. A l'inverse, un positionnement de l'expertise en accompagnement du dialogue territorial favorise l'apprentissage social et aboutit à un cadre d'action publique qui intègre davantage les incertitudes et la complexité du vivant. Le processus participatif doit donc permettre d'opérer un glissement de l'expertise technique comme fondement de l'action publique à l'expertise collective qui assure l'intégration des savoirs et savoir-faire de tous. Ainsi l'enjeu n'est pas celui du compromis entre science, technique et débat social mais plutôt celui de la gestion de leur interaction et de leur complémentarité.

Mots clés: conservation intégrée, trame verte et bleue, réseau écologique, dispositifs socio-techniques, participation, planification territoriale, recherche appliquée, interdisciplinarité.

Title: From protected areas to ecological networks: science, technique and participation to think collectively the sustainability of the territory.

Abstract: Nature conservation strategies evolve from the strict protection of isolated and devoid of human activity spaces, to the integration of biodiversity issues in territory development. This change in perspective requires the development of a collective management of complexity and a collective conception of nature and highlights the developing relationship between science, policy and society.
Based on a multidisciplinary approach, the objective of this thesis was the elaboration of recommendations for integrated conservation. In the context of the advent of ecological network strategies in France, our research concerns both the spatial methods and the socio-technical process which are in charge of the conservation planning. The analysis of these two issues has produced results pertinent to each theme and more general reflection concerning the role of expertise in the development of such new issues. We show how an overly technical approach, which notably aims to spatially identify the network, tends to limit the collective sharing of major issues and thus the adherence of the stakeholders to conservation goals, and also provide a reductive and partial vision of conservation issues. In contrast, a position of expertise which accompanies the dialogue on territory favors social learning and leads to a framework for public action which more fully integrates both the uncertainty and complexity of the natural world. The participative process could thus allow for a transition from technical to collective expertise as the foundation of public action, which ensures the inclusion of general knowledge and know-how. In this way, the issue is not of a compromise between science, technique and social debate, but of the way that they can complement each other through interaction and how this interaction may be conducted.

Keywords: integrated conservation, blue and green infrastructure, ecological network, socio-technical processes**,** participation, land-use planning, applied research**,** interdisciplinarity.