

# La sélection du site de couche diurne chez l'ours brun

(Mémoire de stage 2008)



**Voinson Christophe**

Master pro Biostatistiques  
et Modélisation en écologie

Université Paul Sabatier  
de Toulouse

**Quenette Pierre-Yves**

Maître de stage,  
Equipe Technique Ours

Office National de la  
Chasse et de la Faune Sauvage  
de Villeneuve-de-Rivière

**Grenouillet Gaël**

Professeur encadrant,  
Laboratoire Evolution  
et Diversité Biologique

Université Paul Sabatier  
de Toulouse

## Remerciements

Je souhaite remercier Pierre-Yves Quenette, pour son enseignement, ainsi que sa générosité et sa clairvoyance, au cours de ces nombreuses heures de recherche passées ensemble.

Je remercie vivement Pierrick Touchet de l'équipe technique ours, pour sa participation à l'accomplissement de ce travail, ainsi que sa sympathie.

Merci à toute l'équipe ours, pour sa sympathie et sa bonne humeur ! Notamment les secrétaires, Françoise et Mélanie, pour leur disponibilité.

Merci à mon professeur, Monsieur Gaël Grenouillet, pour ses conseils.

Merci à : Georges Janeau (Institut de recherche sur les grands mammifères, INRA de Castanet-Tolosan), Bruno Cargnelutti (Comportement et écologie de la faune sauvage, INRA de Castanet-Tolosan), Clément Calenge (Laboratoire de biométrie et biologie évolutive de Lyon et fondateur de la librairie *Adehabitat*), Jean-Louis Tichadou (enseignant au sein du Master BSM) et Jodie Martin (doctorante en biologie, en thèse sur l'ours brun dans les Pyrénées), pour m'avoir aidé à avancer dans ce travail.

Merci à mes amis : Aurélien Augier, Lucien Coutu et Benjamin Lavigne pour vos relectures, remarques, participations et critiques !

Enfin, je veux adresser mon plus grand merci à mon père.

Vous avez tous participé à la réalisation de ce travail, merci beaucoup.

## Résumé

La conservation de l'ours brun dans les Pyrénées nécessite de mieux connaître son habitat. Notre travail repose sur l'analyse de la sélection du lieu pour la phase de repos diurne. La création d'une cartographie des sites susceptibles d'accueillir des couchés diurnes est possible grâce à la modélisation par les nouvelles techniques d'analyse multivariée. Une méthode récemment développée est l'analyse factorielle des distances de Mahalanobis (MADIFA). Nous utiliserons cette technique pour une étude sur la population d'ours de souche pyrénéenne anciennement localisée dans le département des Pyrénées-atlantiques. Les résultats de la MADIFA montrent un évitement des routes secondaires et forestières à accès libre ou interdit et un rapprochement des routes régionales et principales. Ajouté à cela, l'exploitation des fonctions de sélection des ressources (RSF) est utilisée pour la modélisation de ces sites sur une grande partie de la chaîne pyrénéenne à partir de données issues de cinq ours équipés d'émetteur et réintroduits en 2006. Notre étude sur ces cinq individus est initiée par une analyse K-select pour déterminer la variabilité inter-individuelle du choix du site diurne, en tenant compte de deux saisons : le printemps et l'été-automne. Les résultats de la K-select montrent une similitude de comportement de choix du site de couche diurne entre les individus. Il y a une sélection des lieux forestiers éloignés des perturbations humaines (routes) et très pentus. L'évitement des perturbations humaines est davantage marqué durant la saison d'été-automne avec l'augmentation de l'activité humaine.

**Mots-clés** : sélection de l'habitat, *Ursus arctos arctos*, Pyrénées, Analyse factorielle des distances de Mahalanobis, Analyse K-Select, Fonctions de sélection des ressources, cartographie de l'habitat favorable.

## **Abstract**

The conservation of the brown bear in Pyrenees needs to know his habitat better. Our work is based on the analysis of bedding sites selection. The creation of habitat suitability maps is possible with new multivariate analysis techniques. A method recently developed is the Mahalanobis distance factor analysis (MADIFA). We will use this technique for a study about the population of pyrenean bears formerly localised in the department of *Pyrénées-atlantiques*. The results of MADIFA show an avoidance of secondary roads (forest roads with free or prohibited access) and sites close to main roads. Added to this, the utilization of resource selection functions (RSF) is used to build a model of habitat suitability map across the biggest part of french pyrenean landscape from the radio-tracking of five reintroduced bears. Our study of these five individuals is started by a K-select analysis to determine the variability inter-individuals of choice of bedding site, considering two seasons : the spring and the summer-autumn. The results of K-select analysis show a similarity of resting site choice behaviour between individuals. There is a strong selection of the forest sites far from human disturbances (roads) and very slope. The avoidance of human disturbances is more accentuated during summer-autumn season with the increasing of human activity.

**Key words** : habitat selection, *Ursus arctos arctos*, Pyrenees, Mahalanobis distance factor analysis, K-select analysis, resource selection functions, habitat suitability map.

## **Table des matières :**

<b>1.Introduction</b>	<b>1</b>
<b>2.Matériel et Méthodes</b>	<b>4</b>
2.1.Aire d'étude et durée : Détermination de l'espace disponible	4
<i>Population autochtone</i>	4
<i>Ours équipés</i>	4
2.2.Données : Détermination de la niche écologique	5
<i>Population autochtone</i>	5
<i>Ours équipés</i>	6
2.3.Modélisation de l'habitat potentiel	7
2.3.1.Notions de tolérance et de marginalité	7
2.3.2.Notion de carte d'habitat favorable ( <i>Habitat Suitability Map</i> ou HSM) (Clark et al., 1993)	8
2.3.3.Analyse exploratoire	8
<i>Population autochtone</i>	9
2.3.3.A.Analyse factorielle des distances de Mahalanobis	9
2.3.3.B.Test de randomisation	10
<i>Ours équipés</i>	10
2.3.3.C.Analyse K-select	11
2.3.3.D.Test de randomisation	11
2.3.4.Fonctions de sélection des ressources	12
2.4.Dimensions de l'espace écologique	13
2.5.Pixellisation : Résolution des cartes	14
<b>3.Résultats</b>	<b>17</b>
<i>Population autochtone</i>	17
<i>Ours équipés</i>	24
Saison du printemps	24
Saison d'été-automne	30
<b>4.Discussion</b>	<b>35</b>
<b>5.Conclusions</b>	<b>38</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>42</b>
Annexes	46
Annexe n°1 : Détermination des localisations de couches	46
Annexe n°2 : Pixellisation : Détails de construction	50
Annexe n°3 : Espace écologique de la MADIFA	52
Annexe n°4 : Photographies de couches	53

# 1. INTRODUCTION

La population d'ours des Pyrénées n'a cessé de diminuer au cours du vingtième siècle, pour aboutir à seulement cinq ou six individus en 1995. Les principales causes de raréfaction étaient la mortalité directe due à l'homme (chasse) ou indirecte liée aux dérangements occasionnés par les activités humaines ou à l'altération de son habitat (diminution et fragmentation du milieu disponible). Au début des années 1990, vu l'état de conservation de la population d'ours des Pyrénées, seul un renforcement permettait d'entrevoir la sauvegarde de l'espèce. Dans ce cadre, il a été décidé de réaliser une réintroduction d'ours bruns dans le massif des Pyrénées. Ce projet lancé par le programme européen LIFE en 1996 a pour objectif de reconstituer une population viable d'ours en prenant en compte l'ensemble des activités humaines des régions concernées. Le transfert d'individus à partir d'une population source est devenue un outil indispensable à la restauration de petites populations. Ainsi les régions du sud de la Slovénie ont-elles été choisies pour prélever des ours à transférer. La première réintroduction de l'ours brun dans les Pyrénées a lieu en 1996 et s'est poursuivie jusqu'en 2006. A ce jour, on dénombrerait environ une vingtaine d'individus présents dans le massif grâce aux différentes techniques de suivi basées sur la récolte d'indices divers. A l'heure actuelle, on parle de nouvelles réintroductions en 2009 dans le Béarn.

L'ours est un prédateur du cheptel domestique. Ce renforcement se fait dans un climat local de forte opposition, car sa présence pose à nouveau le problème de l'organisation de l'élevage ovin, très présent dans les Pyrénées. Le retour de l'ours bouleverse le fonctionnement du pastoralisme.

Il y a huit espèces d'ours réparties à travers le monde, parmi lesquelles l'ours brun (*Ursus arctos* L. 1758) qui habite l'Europe, l'Asie et l'Amérique du Nord. En Europe, il s'agit de la sous-espèce *Ursus arctos arctos*, qui fait partie des trois grands carnivores présents avec le loup et le lynx. Son régime alimentaire est constitué aux trois quarts de végétation puis d'insectes ou de viande pour le reste. L'ours brun est un mammifère de l'ordre des carnivores plantigrades. Pour assurer ses besoins tels que la reproduction, l'alimentation et le repos, il exploite une grande surface appelée domaine vital. Celui-ci mesure de quelques dizaines de kilomètres carrés pour une femelle à plusieurs centaines de kilomètres carrés pour un mâle.

La question de la sélection de l'habitat par ce grand prédateur est donc fondamentale pour comprendre et viabiliser la cohabitation avec les hommes. En outre, la destruction et la fragmentation de l'habitat est un facteur de menace important pour une espèce. C'est pourquoi la préservation de l'ours brun dans les Pyrénées nécessite la protection de son habitat. Au cours de notre étude nous nous intéresserons à un type d'habitat particulier : le

lieu de la couche ou repos diurne. Elle constitue dans notre analyse l'entité définie sous le terme de niche écologique (habitat disponible utilisé).

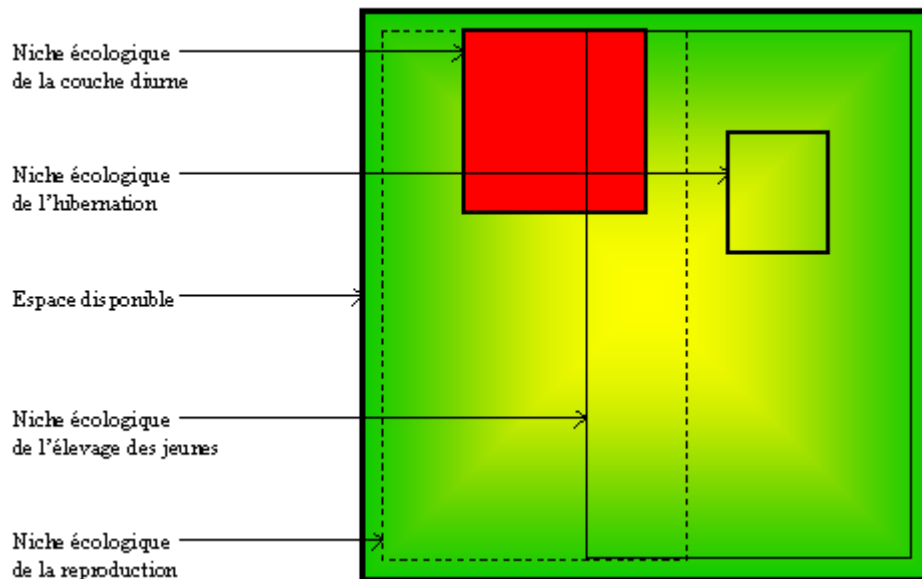
L'ours brun est un animal crépusculaire et nocturne. Il effectue ses plus grands déplacements la nuit pour limiter le risque d'être repéré. Le repos a lieu la journée et de manière quotidienne dans des emplacements qu'il aménage et que l'on nomme couches diurnes. Ce comportement de repos se rencontre aussi chez de nombreux autres mammifères comme le sanglier ou le cerf. Pour établir une couche, l'ours creuse légèrement le sol et il lui arrive même d'améliorer son confort en disposant des branches autour de l'endroit où il restera allongé plusieurs heures (Annexe n°4, Photographies). Cependant l'ours ne reste pas complètement immobile, à certains moments il peut effectuer de petits déplacements autour de sa couche, il ne s'agit pas d'un état de sommeil (com. pers. Quenette). Le repos est indispensable à la récupération et a donc une grande importance physiologique. De plus, il permet à l'animal de limiter la possibilité d'être vu lorsque l'activité humaine est importante. En effet, l'heure du début de la couche ainsi que sa durée peuvent varier selon la période de l'année et la tranquillité du milieu (Caussimont, 1997). D'autre part, la localisation des couches étant plus ou moins agrégative, cela définit la notion clé de sites de repos diurne.

L'étude des sites de repos diurne pose la question d'un aménagement respectueux de l'habitat de l'ours dans les Pyrénées. Or il n'existe pas de cartographie opérationnelle de ces sites peu accessibles et mal connus. Ceci accorde toute son importance à la modélisation cartographique de ces endroits. En outre, ils constituent de très bons indicateurs biologiques de la qualité du milieu. Leur identification et leur délimitation pourra permettre de limiter ou d'adapter les aménagements paysagers liés à l'activité humaine. Au cours de notre étude, nous tenterons de montrer la sélection du lieu de la couche par l'ours. En théorie, on peut considérer qu'il y a un continuum des niveaux de sélection, depuis la sélection d'un item alimentaire jusqu'à la sélection d'une niche écologique par les individus d'une espèce (Johnson, 1980).

Les nombreuses études de sélection de l'habitat ont entraîné le développement de plusieurs méthodes statistiques d'estimation de l'habitat favorable. Les méthodes multivariées permettent d'appréhender au mieux toute la complexité de l'environnement, elles rendent compte du concept de niche écologique décrit par Hutchinson (1957). Ce dernier définit la niche écologique comme un hyper-volume à  $n$  dimensions (qui définissent autant de variables environnementales) dans lequel chaque point correspond à un état de l'environnement qui permet à une espèce de subsister. La niche écologique définit l'utilisation de l'habitat par une espèce. Traditionnellement, la niche écologique qui traduit l'espace utilisé par une population d'individus est comparée à l'espace qualifié de disponible, c'est à dire l'ensemble de l'espace potentiellement exploitable par l'espèce sur la base des connaissances de sa biologie.

Notre étude comprend deux types d'analyses, liés à deux jeux de données différents :

i) une première analyse à partir des localisations de couchés diurnes non individualisés obtenues sur la population des derniers ours autochtones des Pyrénées-atlantiques et ii) une deuxième analyse à partir des localisations de cinq individus réintroduits en 2006 et équipés d'un collier émetteur GPS/GSM. Le travail sera articulé autour de deux axes principaux communs à ces deux niveaux d'analyse pour aborder la question de la sélection de la couche diurne. Nous exposerons d'abord une analyse exploratoire à l'aide de méthodes multivariées pour une approche globale des caractéristiques du choix du site de couche diurne. Ensuite nous utiliserons ces résultats dans le but de modéliser les zones susceptibles d'accueillir des couchés diurnes ou « habitat potentiel pour couche diurne ». Ce travail s'inscrit avant tout dans une démarche de modélisation cartographique de cet habitat dans les Pyrénées (la niche écologique, ou habitat potentiel, est incluse dans l'espace disponible qui est l'habitat global, l'habitat global regroupe l'ensemble des niches écologiques ou lieux des activités de l'animal) (Fig. 1). Observe t-on une sélection de l'endroit de la couche? Et quels sont les facteurs environnementaux pouvant influencer le choix de la couche diurne?



**Fig. 1. Schéma de l'espace disponible et de la niche écologique.**



## **2. MATERIEL ET METHODES**

### **2.1. AIRE D'ETUDE ET DUREE : Détermination de l'espace disponible**

#### ***Population autochtone.***

L'aire étudiée est l'union des zones de présence régulière estimée entre 1977 et 2006 mise en place selon le critère d'échantillonnage suivant (rapports internes ONCFS, Camarra) : présence d'au moins un indice de présence par unité spatiale d'échantillonnage (secteur de prospection = vallon). Elle se situe dans le Béarn (département français des Pyrénées-atlantiques), dernier noyau d'ours de souche pyrénéenne (Fig. 2). Elle couvre une surface de 898,6 km<sup>2</sup>. Au sein de la zone de présence régulière on trouve des zones d'activités particulières. Il s'agit de sites précis reconnus comme zones essentielles pour les ours : hibernation, repos diurne, passages obligés, alimentation saisonnière, élevage des jeunes et places de rut. Le choix de l'espace disponible utilisé pour l'analyse dépend du choix du plan d'échantillonnage. Selon la terminologie de Manly *et al.*, (1993), il s'agit ici d'un design de type I, c'est à dire que l'espace disponible est mesuré pour l'ensemble de la population, et l'espace utilisé est lui aussi mesuré à l'échelle de la population sans que les animaux ne soient identifiés (Thomas & Taylor, 1990).

#### ***Ours équipés.***

L'aire d'étude est une zone qui s'étend sur 170 km de l'est des Pyrénées-atlantiques au centre de l'Ariège, englobant les cinq domaines vitaux des ours étudiés avec une surface de 5970,6km<sup>2</sup> (Fig. 2). Cependant comme nous n'avons pas accès aux couches d'informations du versant espagnol des Pyrénées, la zone est délimitée au sud par la frontière avec l'Espagne. La durée du suivi télémétrique est d'un an, pour l'autonomie des batteries du collier émetteur, soit de 2006 à 2007 (Annexe n°1, Table 1).

Nous choisissons de distinguer deux saisons : la saison dite de printemps, qui va de la date de sortie de tanière jusqu'au 15 juin inclus et correspond à la période pendant laquelle l'enneigement est encore important en altitude, et la saison dite d'été-automne, qui va du 16 juin à la date d'entrée en tanière et qui correspond à la période des fortes chaleurs et de grande disponibilité des ressources avec l'abondance des fruits et des baies (myrtilles) ainsi que des fruits secs à l'automne (glands, châtaignes, fânes) (com. pers. Quenette). Nous espérons ainsi mettre en évidence des différences de comportement de sélection causées par ce changement complet du milieu montagnard. Nous choisissons le design de type III : il signifie que l'espace disponible est calculé individuellement pour chaque ours, et il correspond au domaine vital

calculé en fonction de la saison. L'espace utilisé est aussi mesuré séparément pour chaque individu en fonction de la saison (Thomas & Taylor, 1990). Lors d'une étude au niveau d'un échantillon d'individus il est préférable d'employer un design III plutôt qu'un design II lorsque les individus occupent différentes parties d'un environnement globalement hétérogène (Thomas & Taylor, 1990). En effet, les domaines vitaux se chevauchent peu. Il faut donc tenir compte des différentes surfaces occupées (en l'occurrence il s'agit de domaines vitaux) sur le massif qui ne présente globalement pas les mêmes caractéristiques environnementales d'est en ouest. Cela est lié au gradient climatique existant entre l'influence méditerranéenne et océanique.

Le domaine vital de chaque ours est calculé d'après un critère de deux localisations par jour, une à midi et une à minuit, tous les jours sur l'ensemble d'une saison (com. pers. Quenette) (Annexe n°1, Table 4). Cela permet de considérer non seulement les localisations diurnes de l'animal, mais aussi ses localisations nocturnes, lors desquelles il peut effectuer ses plus grands déplacements. La méthode Kernel est ensuite appliquée sur 99% des points. Nous fixons le critère d'ajustement  $h$  égal à 7000 et un lissage selon *Epanechnikov* adapté aux localisations non-normales (plusieurs zones de fortes densités de présences identifiées) (Worton *et al.*, 1989). Les cinq domaines vitaux couvrent une surface de 3830,7km<sup>2</sup> à la saison du printemps et une surface de 2411,4km<sup>2</sup> à la saison d'été.

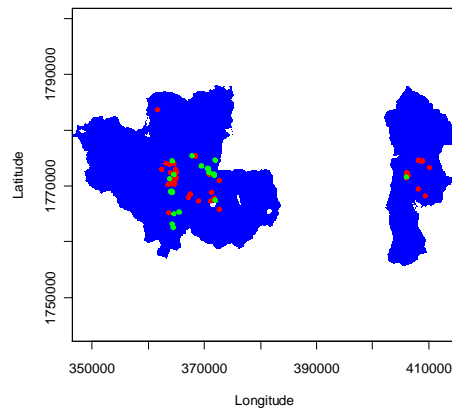
**Fig. 2. Situation géographique des zones pyrénéennes étudiées.**



## 2.2. DONNEES : Détermination de la niche écologique

### ***Population autochtone.***

***Prospection pédestre.*** La localisation en Lambert II étendu de 83 couches a été répertoriée durant les 29 années d'échantillonnage en Béarn (Fig. 3). Il s'agit de positions exactes géoréférencées, qui furent directement notées par l'observateur qui visita l'emplacement de la couche. Nous coupons le jeu de données en deux, un pour le calibrage du modèle (53 couches de 1977 à 2003) et un pour la validation (30 couches de 2004 à 2006). Il s'agit de données de type disponibilité/présence (*presence only*) où certaines zones de l'espace disponible ne sont pas forcément des zones d'absences confirmées.

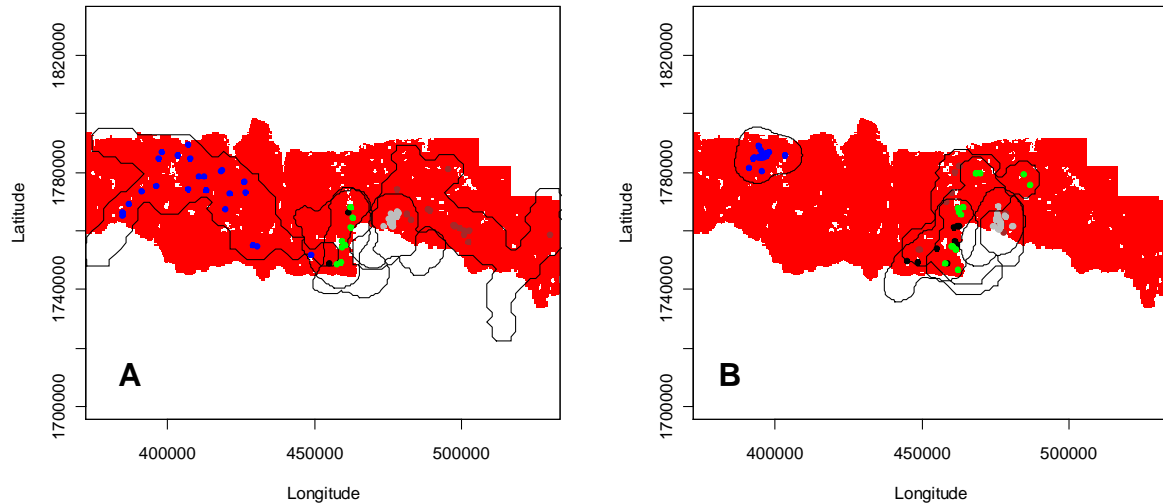


**Fig. 3. Aire d'étude et localisation des couches du jeu d'ajustement (rouge) et du jeu de validation (vert).**

Les coordonnées sont indiquées en **Lambert II étendu** (unité métrique) comme c'est le cas pour l'ensemble des cartographies réalisées dans cette étude.

### *Ours équipés.*

**Suivi télémétrique (ou radio-pistage).** Cinq ours introduits en 2006 dans les Pyrénées centrales ont été équipés d'un collier GPS/GSM de modèle LOTEK 4400 L d'une autonomie relative de un an. Parmi ces ours, il y a quatre femelles (Palouma, Francka, Hvala et Sarousse) dont Hvala qui est avec deux jeunes, et il y a un mâle (Balou). A partir de ces données nous avons identifié les localisations propres aux couches puis avons calculé le barycentre des localisations d'une même couche pour déterminer le point de la couche (Cargnelutti *et al.*, 2007) (Annexe n°1). De cette manière il y a 285 couches identifiées en Lambert II étendu. On dénombre 83 couches dans la saison du printemps et 111 couches dans la saison d'été, situées sur le versant Français (Fig. 4A et 4B) (Annexe n°1, Table 5). Il s'agit de données de type présence/absence où à la fois les zones de présence et d'absence sont confirmées comme telles par le radio-pistage.



**Fig. 4. Aire d'étude et domaines vitaux** en tracé noir, avec localisations des couches (bleu : Francka, marron : Balou, gris : Hvala, noir : Palouma, vert : Sarousse). (A) Saison du printemps (2006 et 2007). (B) Saison d'été-automne (2006 et 2007).

## 2.3. MODELISATION DE L'HABITAT POTENTIEL

*L'intégralité des tests statistiques sera réalisée avec un risque  $\alpha$  égal à 5%.*

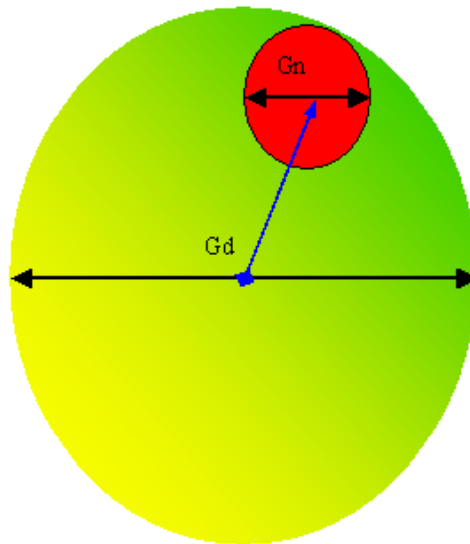
*L'intégralité des tests et des figures sera réalisée avec le logiciel R.*

### 2.3.1. Notions de tolérance et de marginalité :

Le vecteur de marginalité est le vecteur reliant le centre de gravité du nuage de points disponibles au centre de gravité du nuage de points utilisés (Fig. 5). Le barycentre des points correspondants à la niche représente la position optimale dans l'espace écologique, c'est-à-dire là où les variables environnementales sont idéales. La marginalité mesure donc la position de la niche dans l'espace écologique. Une marginalité importante correspond à un caractère excentré de la niche écologique par rapport à l'ensemble du nuage de points disponibles, donc à une sélection importante de la part de l'animal (Calenge *et al.*, 2005b).

La tolérance est égale à la somme des carrés des écarts entre les points disponibles et le centre de gravité de la niche. La tolérance mesure donc le volume occupé par la niche au sein du volume de l'espace disponible (Fig. 5). Une tolérance faible correspond à un faible volume occupé par la niche dans l'espace écologique disponible, donc à une exigence écologique plus forte (Calenge *et al.*, 2005b).

**Fig. 5. Schéma de la marginalité (flèche bleue) et de la tolérance (flèches noires).** L'espace disponible est en vert (centre de gravité  $G_d$ ) et sa partie utilisée est en rouge (centre de gravité  $G_n$ ).



### 2.3.2. Notion de carte de l'habitat favorable (*Habitat Suitability Map* ou *HSM*) (Clark *et al.*, 1993) :

La construction des cartes de l'habitat favorable est permise lorsque nous reportons les conditions environnementales de la niche à l'ensemble de la zone étudiée. Une HSM est créée grâce à l'application d'un modèle de sélection de l'habitat. Dans le cas de la population autochtone, une cellule de l'espace disponible est susceptible d'accueillir une couche selon sa valeur de distance de Mahalanobis, dans le cas des ours équipés il s'agit de son score de RSF ou indice de qualité de l'habitat.

La représentation cartographique de l'habitat favorable est une mesure de la potentialité de l'aire géographique, c'est pourquoi on l'appelle aussi habitat potentiel. Dans notre étude ce sont donc les endroits susceptibles d'accueillir des couches d'ours.

### 2.3.3. Analyse exploratoire :

Les analyses exploratoires ne font aucune hypothèse sur les données et ne sont pas sensibles à l'autocorrélation entre les variables (Calenge *et al.*, 2008, Calenge *et al.*, 2005a). Elles nécessitent des données quantitatives sur le milieu.

L'indépendance est vérifiée si un animal est capable de se déplacer jusqu'à n'importe quelle couche, parmi toutes celles identifiées, dans un intervalle de temps défini par le temps minimal entre deux couches (Swihart *et al.*, 1985). Dans notre étude les couches les moins espacées dans le temps sont séparées de 24h. Nous considérons les couches comme indépendantes dans les deux cas d'étude (com.pers. Quenette). En outre De Solla *et al.* (1999) défendent l'utilisation de toutes les localisations même à des intervalles de temps courts, en démontrant que les estimations de domaines vitaux sont meilleures.

## *Population autochtone.*

### **2.3.3.A. Analyse factorielle des distances de Mahalanobis :**

La distance de Mahalanobis est la distance entre le centre de gravité d'un nuage de points et un point de l'espace.

Le modèle est basé sur la statistique multivariée non-paramétrique de distance de Mahalanobis ( $D^2$ ) donnée par la formule suivante :

$$D^2 = (\mathbf{x} - \mathbf{m})^T \mathbf{C}^{-1}(\mathbf{x} - \mathbf{m})$$

Où  $\mathbf{x}$  est le vecteur des caractéristiques de l'habitat associé à chaque cellule,  $\mathbf{m}$  est le vecteur moyen des caractéristiques de la niche, et  $\mathbf{C}^{-1}$  est l'inverse de la matrice de covariance de la niche.  $\mathbf{T}$  indique que le vecteur doit être transposé.  $D^2$  est une mesure de dissimilitude des conditions environnementales, à l'intérieur du nuage multidimensionnel, entre un point et le centre de gravité des points définissant la niche. Elle a été introduite dans les études de sélection de l'habitat pour construire des HSM (Clark *et al.*, 1993, Peralvo *et al.*, 2005). Dans ce contexte, des distances de Mahalanobis faibles correspondent à des conditions proches de celles de la niche. Statistiquement il s'agit d'une mesure qui élimine les problèmes de corrélations entre variables communément rencontrés avec d'autres techniques de régression multiple (Clark *et al.*, 1993). Cette mesure évite aussi de normaliser les variables (Produzny *et al.*, 2002, Calenge *et al.*, 2008). La distance de Mahalanobis est sans dimension car il s'agit en fait d'une fonction de variables standardisées malgré les différences d'échelles de mesure des variables (Cuesta *et al.*, 2003). Par exemple, une même distance peut correspondre à plusieurs combinaisons possibles parmi les variables environnementales (Clark *et al.*, 1993, Cuesta *et al.*, 2003). Il s'agit d'une analyse mise au point pour traiter des jeux de données de type disponibilité/présence (*presence only*), particulièrement adaptée aux espèces discrètes dont les absences sont peu documentées et où il n'y a pas d'identification des individus.

Le principe de la MADIFA est la séparation du jeu de distances de Mahalanobis, pour l'ensemble des points, en axes principaux (ou directions de l'espace), définis par la part de variance (ou inertie) qu'ils représentent, et tous orthogonaux entre eux, comme pour une ACP (analyse en composantes principales). Ainsi la MADIFA compose de nouveaux axes factoriels selon la distance entre points utilisés et points inutilisés, de façon à visualiser un plan factoriel sur lequel la représentation de chaque variable est lisible (corrélation aux axes). C'est donc une méthode de réduction du nombre de variables permettant des représentations géométriques de la niche et des variables (Calenge *et al.*, 2008). La construction de ces nouvelles variables synthétiques obtenues en combinant les variables initiales (combinaisons linéaires) définit l'espace écologique de la MADIFA (Annexe n°3, Fig. 1). Le principe est donc similaire à celui d'une ACP sauf que ce n'est pas la distance euclidienne qui est mesurée

mais bien la distance de Mahalanobis. C'est pourquoi l'analyse est centrée sur le centre de gravité de la niche. Nous retiendrons trois possibilités d'exploitation des valeurs propres (ou inerties liées à un facteur) issues de la diagonalisation de la matrice de covariance. La première possibilité consiste classiquement à ne conserver que les premiers axes pour lesquels la part d'information expliquée est la plus grande. La deuxième consiste à conserver la totalité des axes. Enfin, il existe une troisième technique décrite par Rotenberry, qui préconise la conservation des derniers axes sur lesquels la variance est la plus petite. Ces axes définiraient ainsi une sorte d'habitat basique (*minimum set of basic habitat requirements*) à ne pas exclure de l'analyse (Calenge *et al.*, 2008). L'ajustement (ou calibrage) du modèle se fait donc d'après le jeu de calibrage sur lequel est appliqué la MADIFA.

Le modèle est ensuite testé grâce au jeu de validation en comparant les distances de Mahalanobis (mesurées sur chacun des trois modèles HSM selon les axes retenus) entre les couches observées du jeu de validation et 1000 couches théoriques générées aléatoirement dans le modèle HSM. Nous appliquons un test non-paramétrique unilatéral de Mann-Whitney avec l'hypothèse alternative d'infériorité ( $H_0$  = les distances de Mahalanobis aux points de couches du jeu de validation ne sont pas plus faibles que celles des couches théoriques) afin de montrer que les couches observées ont bien des distances de Mahalanobis plus faibles que les couches théoriques, pour un modèle HSM donné (Cuesta *et al.*, 2005). Cette procédure de validation est donc répétée trois fois.

### **2.3.3.B. Test de randomisation :**

Nous appliquons un test préliminaire de génération de couches théoriques afin de montrer que la sélection de l'habitat est significative dans au moins une direction de l'espace écologique (Calenge *et al.*, 2008). A chaque étape du processus (400 répétitions) nous générons aléatoirement 150 couches théoriques dans l'espace disponible sur lesquelles nous faisons une MADIFA. Nous conservons à chaque étape la première valeur propre de la MADIFA. Au bout de 400 répétitions nous avons une distribution de premières valeurs propres simulées que nous comparons avec la première valeur propre de notre MADIFA des couches observées. Nous utilisons un test non-paramétrique de permutation pour comparer la première valeur propre observée, aux 400 premières valeurs propres simulées ( $H_0$  = adéquation entre la valeur observée et les valeurs simulées). Cette première étape sert à justifier l'emploi de la MADIFA.

## ***Ours équipés.***

### **2.3.3.C. Analyse K-select :**

La plupart des analyses de sélection de l'habitat font l'hypothèse forte que tous les individus sélectionnent leurs ressources de manière identique. Or cette hypothèse ne tient pas compte de la différence de disponibilité des ressources entre individus, qui influence beaucoup le niveau de sélection des ressources (Mysterud *et al.*, 1998). L'analyse K-select permet de montrer les différences de sélection entre les individus (variance inter-individus). Cette faculté de l'analyse doit servir à créer un modèle adapté aux différents comportements de choix observés. La technique est particulièrement adaptée aux données issues du suivi par radio-pistage sur un échantillon réduit d'individus (Calenge *et al.*, [2005a, 2005b, 2007] ). Le principe suit celui d'une ACP, sauf que celle-ci est non centrée et recherche les axes (aussi orthogonaux entre eux) qui maximisent le vecteur de marginalité de chaque individu. La taille du vecteur de marginalité est proportionnelle au niveau de sélection de l'habitat et sa direction indique quelle variable est sélectionnée. La pointe du vecteur étant le centre de gravité de la niche de l'individu et l'origine de la flèche étant le centre de gravité de l'espace disponible de l'individu. Ce type d'analyse est bien adapté aux jeux de données de type présence/absence (Calenge *et al.*, 2005b). Les variables bien représentées sur les premiers axes de l'analyse peuvent être utilisées dans un modèle d'utilisation de l'habitat (Calenge *et al.*, 2005a). Seul un nombre très limité de variables doit être conservé (com. pers. Grenouillet, Boyce & McDonald, 1999).

### **2.3.3.D. Test de randomisation :**

Nous appliquons un test préliminaire qui consiste à générer des couches théoriques afin de regarder la significativité du vecteur de marginalité de chaque individu sous l'hypothèse nulle d'une utilisation aléatoire de l'habitat par un individu (Calenge *et al.*, 2005a). Pour cela, à chaque étape du processus (200 répétitions), nous générons aléatoirement autant de couches théoriques que de couches observées pour un individu, au sein même de son espace disponible (domaine vital), pour mesurer à chaque répétition la longueur de son vecteur de marginalité. L'effet d'une variable  $j$  peut être mesuré d'après le critère (moyenne de la variable  $j$  utilisée par l'animal  $i$ ) moins (moyenne de la variable  $j$  disponible pour  $i$ ). De cette manière, le test permet aussi de mesurer le niveau de sélection (ou significativité) de chaque variable séparément pour un individu grâce au test non-paramétrique d'inégalité de Bonferroni qui compare ce qui est utilisé avec ce qui est disponible (Neu *et al.*, 1974). Cette



première étape sert à justifier l'emploi de la K-select. Il n'y a pas le même nombre de couches entre individus. La marginalité individuelle est également pondérée par le nombre de couches de chaque individu. Ainsi l'ours qui a le plus de couches a le plus de poids dans l'analyse. Cette option assure une lecture plus robuste des résultats car elle tient compte de la taille des échantillons.

#### 2.3.4. Fonctions de sélection des ressources (RSF) :

Nous utilisons un modèle type fonction de sélection des ressources (RSF) (Mace *et al.*, 1998, Boyce *et al.*, 2003, Nielsen *et al.*, 2002). Une RSF est une équation proportionnelle à la probabilité d'utilisation des ressources (Boyce *et al.*, 2002). C'est une extension de la régression multiple qui permet d'intégrer des variables non-normales (p.e. binomiale ou exponentielle). La fréquence d'utilisation des ressources suit une loi de Poisson car cela obéit à un processus considéré comme aléatoire (Manly *et al.*, 1993).

La réponse est donc calculée de la manière suivante selon un modèle log-linéaire (Manly *et al.*, 1993) (le terme constant  $\beta_0$  sera négligé) :

$$w(\mathbf{x}) = \exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 \dots \beta_p x_p)$$

Les  $x_p$  sont les  $p$  variables environnementales indépendantes (ou ressources) retenues parmi les 11 initiales. Ces variables sont choisies d'après les résultats de l'analyse K-select et ceux du test de Bonferroni. Enfin un test du Chi-carré permet de tester leur indépendance, car la régression logistique est sensible aux variables corrélées (Nielsen *et al.*, 2002).

Les  $\beta_i$  sont les coefficients du modèle (ou coefficients de sélection).

Les modèles linéaires généralisés (GLM) sont souvent utilisés pour prédire la RSF. Les coefficients  $\beta_i$  sont alors calculés par une régression logistique basée sur les données de présence (représentées par des 1) et les données d'absence (représentées par des 0).

La fonction est alors de la forme suivante :

$$w(x) = \frac{\exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 \dots \beta_p x_p)}{1 + \exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 \dots \beta_p x_p)}$$

La fonction de lien *logit* permet de linéariser la relation entre la probabilité et la variable. Cela permet d'estimer une RSF ( $w(x)$ ) comprise entre 0 et 1 qui sera utilisée comme

indice de qualité de l'habitat. Le modèle sera extrapolé à l'ensemble de la zone étudiée (Mace *et al.*, 1998).

La qualité prédictive du modèle est établie grâce à la méthode de Boyce (Boyce *et al.*, 2002). Elle consiste à procéder à une validation croisée à 5 itérations (*k-fold cross validation* où  $k = 5$ ) (Ciarniello *et al.*, 2005). La validation croisée est moins robuste que la validation à partir de données nouvelles indépendantes. A chaque itération nous tirons aléatoirement 20% des données pour constituer un jeu test parmi toutes les coordonnées de couches observées, les 80% restant servent à ajuster le modèle. Ensuite nous compartimentons en vingt classes identiques (en terme de longueur) l'intervalle entre les scores minimal et maximal observés dans le jeu test (c'est-à-dire les valeurs de probabilités prédites par le modèle aux pixels contenant des couches du jeu test). Boyce *et al.* (2002) préconise la réorganisation des classes en les réduisant à dix classes plus ou moins identiques (en terme de taille d'échantillon). Nous préférons une réorganisation en huit classes car nous disposons d'un nombre insuffisant de données dans le jeu test. Cette modification évite d'avoir des classes composées d'échantillons de taille nulle. Ensuite, nous calculons pour chaque classe son utilisation relative, donnée par le nombre de cellules utilisées (pixels contenant des couches du jeu d'ajustement) sur le nombre de cellules disponibles. Une fois ces classes créées, nous appliquons le test de corrélation de rang de Spearman ( $H_0 =$  corrélation nulle entre les rangs, le coefficient de corrélation : *rho* est nul). La moyenne des cinq valeurs de P observées donne une approximation de la valeur prédictive du modèle. Ainsi la qualité prédictive du modèle est d'autant plus forte que la corrélation est forte. Il faut donc que le rapport (utilisation relative) augmente avec le niveau de classe.

#### 2.4. DIMENSIONS DE L'ESPACE ECOLOGIQUE :

Nous choisissons une description de notre espace écologique au travers de onze dimensions (Table 1) (com. pers. Quenette, Ciarniello *et al.*, 2002, Cuesta *et al.*, 2003, Peralvo *et al.*, 2005, Calenge *et al.*, 2008). Les données environnementales sont centrées et réduites (standardisées : variance de 1 et centré sur 0). Ces données sont non-normales.

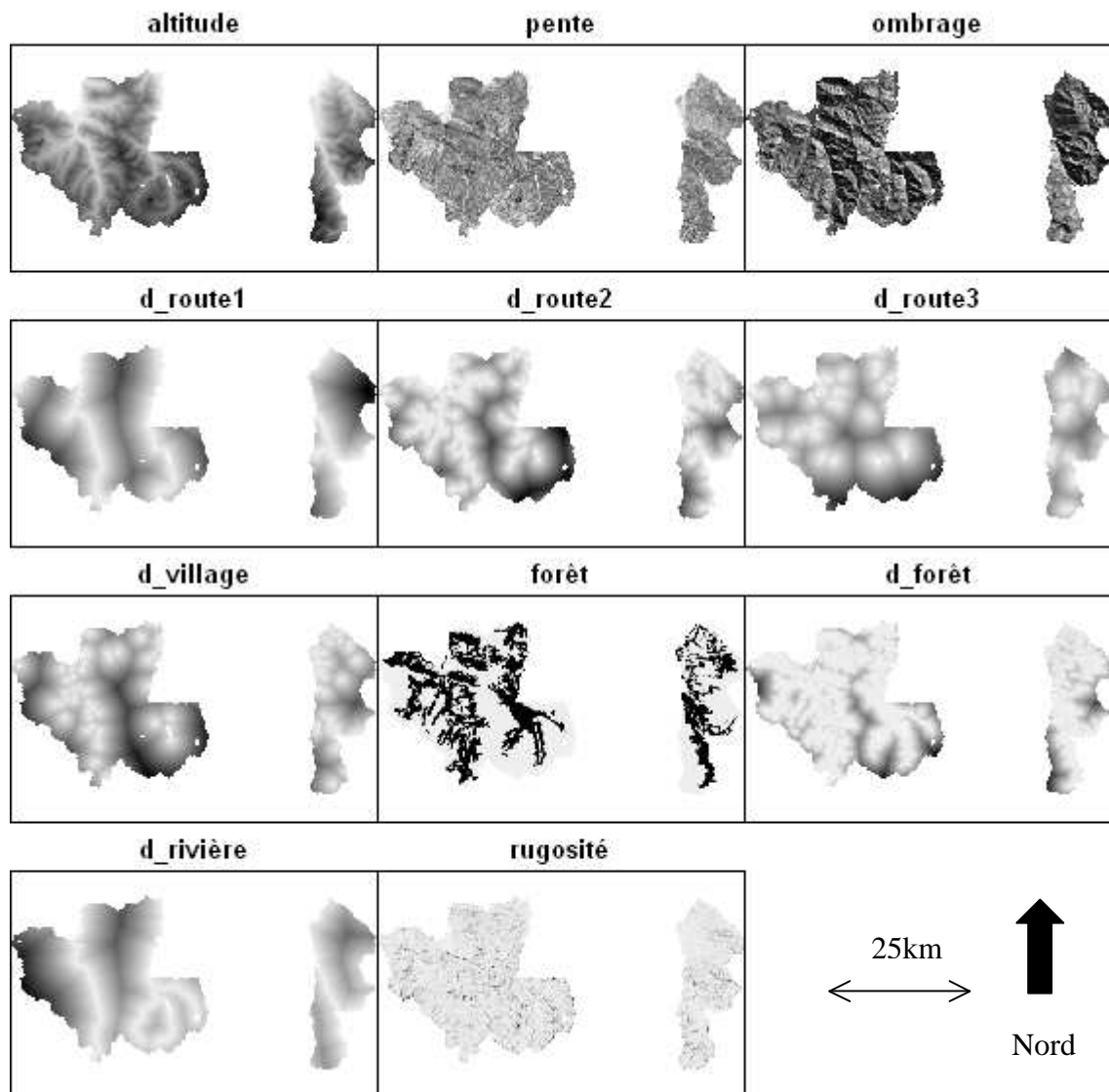
**Table 1 : Présentation des variables environnementales.** Le modèle numérique de terrain (MNT) a une résolution maximale de 50 mètres que nous fixons comme résolution initiale pour l'ensemble des variables (un pixel est un carré de 50m de côté). Les scripts pour le logiciel *Arcview* sont disponibles sur le site [web www.esri.com/arcsripts](http://www.esri.com/arcsripts). Il est indiqué en italique dans le tableau. La gamme donne la valeur minimale et maximale des pixels constitutifs des deux aires d'étude modifiées à moindre résolution (pixels de 150m et 400m de côté) utilisée dans l'analyse.

Nom	Gamme pop. auto. ours équipés	Source	Signification
altitude	373 à 2919 292 à 3070	MNT	Altitude, en mètres.
penne	0 à 69 0 à 51	MNT	Valeur de pente, en degrés.
ombrage	1 à 255 1 à 255	MNT + <i>(Extension Arcview Spatial Analyst)</i>	Valeur d'ombrage. 255 est l'ensoleillement maximal qui correspond à une exposition sud-ouest avec une pente de 45°. La valeur minimale 1 correspond aux versants nord-est.
d_route1	0 à 10174 0 à 12135	IGN	Distance aux routes régionales et principales, en mètres.
d_route2	0 à 6074 0 à 6076	IGN	Distance aux routes locales revêtues ou non à accès libre, en mètres.
d_route3	0 à 8768 0 à 10647	IGN	Distance aux routes revêtues ou non interdites, en mètres.
d_village	0 à 7651 0 à 10820	IGN	Distance aux villages, en mètres.
forêt	0 à 1 0 à 1	IFN/ONF	Pourcentage de couvert forestier.
d_forêt	0 à 4202 0 à 8009	R	Distance à la forêt, en mètres.
d_rivière	0 à 11165 0 à 7215	IGN	Distance aux cours d'eau, en mètres.
rugosité	0 à 0,210 0 à 0,248	MNT + <i>Vector Ruggedness Measure</i> (Mark Sappington, 2007)	Indice de rugosité. Valeur du pixel central calculée pour un voisinage de 8 pixels. (3×3)

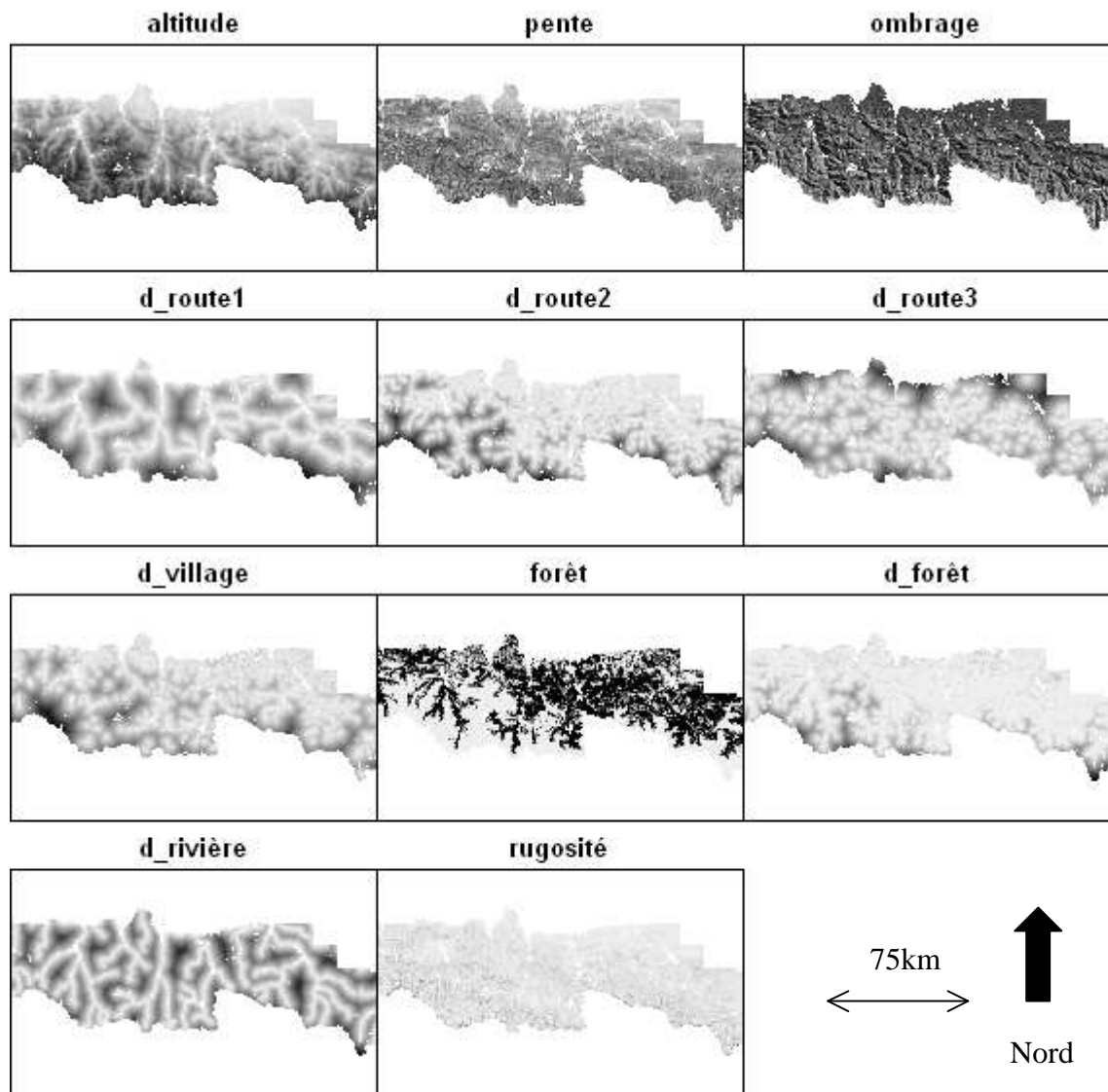
## 2.5. PIXELLISATION : Résolution des cartes

L'analyse totale de l'environnement disponible nécessite un quadrillage fin de la surface étudiée en cellules. Cela est réalisé par le logiciel de SIG (système d'information géographique) *Arcview* depuis lequel nous importons un fichier *raster* au format texte *ascii* lisible par *R* grâce à la librairie *Adehabitat* développée par Clément Calenge (Calenge *et al.*, 2006). De cette manière, la surface est représentée par un ensemble de plusieurs centaines de milliers de pixels (Fig. 6 et 7). Chaque pixel est une cellule de l'environnement représentée par un point dans l'espace écologique, aussi appelé espace des variables environnementales. Ainsi, un pixel possède une valeur pour chacune des variables d'habitat étudiées. Chaque pixel correspond à un point disponible dans l'espace écologique défini par les variables d'habitat. Le nombre de localisations dans chaque pixel permet d'associer un poids

d'utilisation à l'ensemble des points disponibles. L'ensemble des points utilisés définit la niche de l'animal. Pour un même espace disponible, les dimensions de l'espace ont nécessairement toutes le même nombre de cellules (résolution identique). L'étude au niveau de la population autochtone est effectuée a une résolution de 150m et l'étude au niveau des ours équipés est effectuée a une résolution de 400m (Annexe n°2). Ce changement de résolution imposé par la puissance de l'ordinateur n'a pas d'influence sur les résultats lorsqu'il y a une sélection forte des ressources (com. pers. Calenge).



**Fig. 6. Dimensions de l'espace écologique pour la population autochtone :** les zones obscures correspondent aux valeurs élevées de la variable (p.e. pour les variables distances les zones claires correspondent à l'objet considéré (p.e. route, village). Pour la variable forêt la zone noire correspond au milieu forestier).



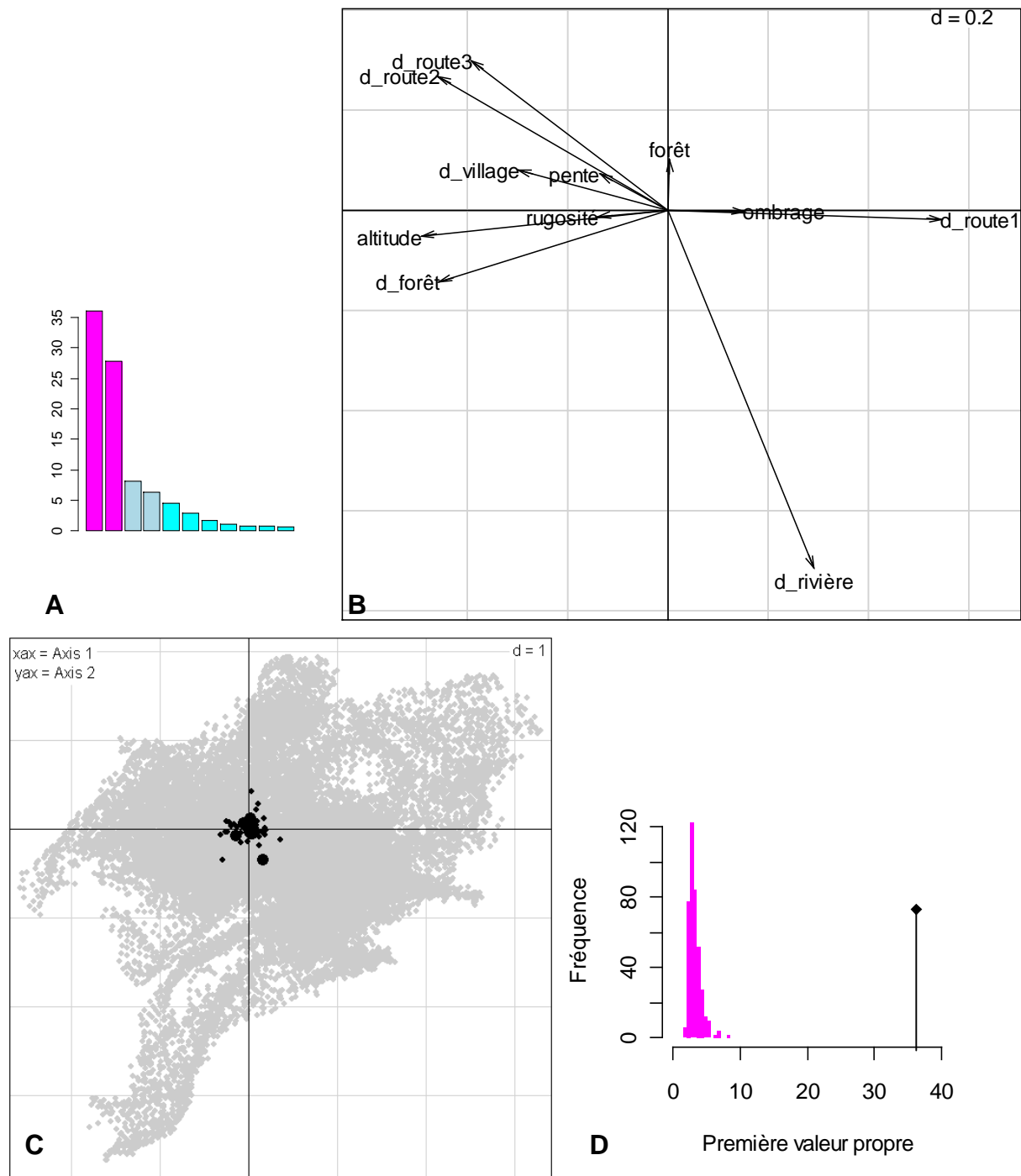
**Fig. 7. Dimensions de l'espace écologique pour les ours équipés.**

### **3. RESULTATS**

#### ***Population autochtone.***

Nous étudions d'abord la structure de l'environnement en utilisant le jeu d'ajustement. Une ACP sur l'espace disponible révèle une corrélation forte de l'altitude avec la plupart des variables, l'environnement étudié est très structuré par l'altitude (coefficient de corrélation de l'altitude avec le premier axe :  $R_{1 \text{ altitude}} = -0,87$ , première valeur propre :  $\theta_1 = 34,5\%$  et seconde valeur propre :  $\theta_2 = 15,3\%$ ). En effet, les zones de basse altitude qui constituent le fond des vallées concentrent les villages, les rivières et les principaux axes de circulation, tandis que en altitude il s'agit de zones où l'activité humaine est moins marquée, avec une disparition de la forêt à l'étage alpin. De la même manière, l'ACP réduite aux pixels où des couches ont été localisées révèle aussi une forte structuration de l'environnement selon l'altitude ( $R_{1 \text{ altitude}} = 0,8$ ,  $\theta_1 = 37,1\%$  et  $\theta_2 = 19,3\%$ ). La corrélation entre le premier axe de l'ACP réalisée sur les points disponibles et le premier axe de l'ACP sur les points utilisés comme couches est forte ( $R = -0,76$ ). Cette corrélation altitudinale caractéristique des zones de montagne est si forte qu'elle affecte les résultats de l'espace utilisé.

Le test de randomisation montre une très forte sélection de l'habitat ( $\theta_1 = 36$ ,  $P < 0,002$ ) (Fig. 8D).



**Fig.8. Résultats de la MADIFA dans l'espace écologique à 11 dimensions dans le plan factoriel des deux premières composantes (B et C).** (A) Diagramme des valeurs propres, celles-ci sont égales à la distance de Mahalanobis moyenne pour les unités de ressource disponible sur chaque axe ; (B) Graphe des corrélations entre variables environnementales et axes (1 et 2) de la MADIFA ; (C) Carte factorielle de la niche (points en noir) et de l'espace disponible (points en gris), l'intensité d'utilisation d'un point de la niche est proportionnelle à l'aire d'un rond noir. La totalité des points noirs définit la niche écologique. Plus un point disponible est loin de l'origine du plan, plus sa distance de Mahalanobis est grande ; (D) Distribution des  $\theta_1$  simulées et de  $\theta_1$  observée.

La MADIFA présente deux axes principaux ( $\theta_1 = 39,7\%$  et  $\theta_2 = 30,7\%$ ). Les axes suivants sont nettement moins explicatifs avec des pourcentages beaucoup plus faibles (Fig. 8A). Par conséquent, nous concentrons notre interprétation sur les deux premiers axes de

l'analyse. L'espace écologique est défini par deux nouvelles composantes environnementales. La première est très structurée par la variable *d\_route1* (corrélation au premier axe :  $R = 0,54$ ), l'altitude ( $R = -0,49$ ), la distance à la forêt ( $R = -0,45$ ) et la distance aux routes de type 2 et 3 (respectivement :  $R = -0,46$  et  $R = -0,39$ ). Il s'agit donc de cinq variables qui maximisent les distances de Mahalanobis. Le premier axe oppose les zones éloignées des routes de type 1 et proches des routes de type 2 et 3 sur les valeurs positives de l'axe, aux zones aux caractéristiques opposées sur les valeurs négatives de l'axe (Fig. 8B). La distance à la rivière qui structure beaucoup le second axe est très corrélée à la distance aux routes de type 1. Il semble donc normal qu'on la retrouve en seconde composante principale (effet confondant).

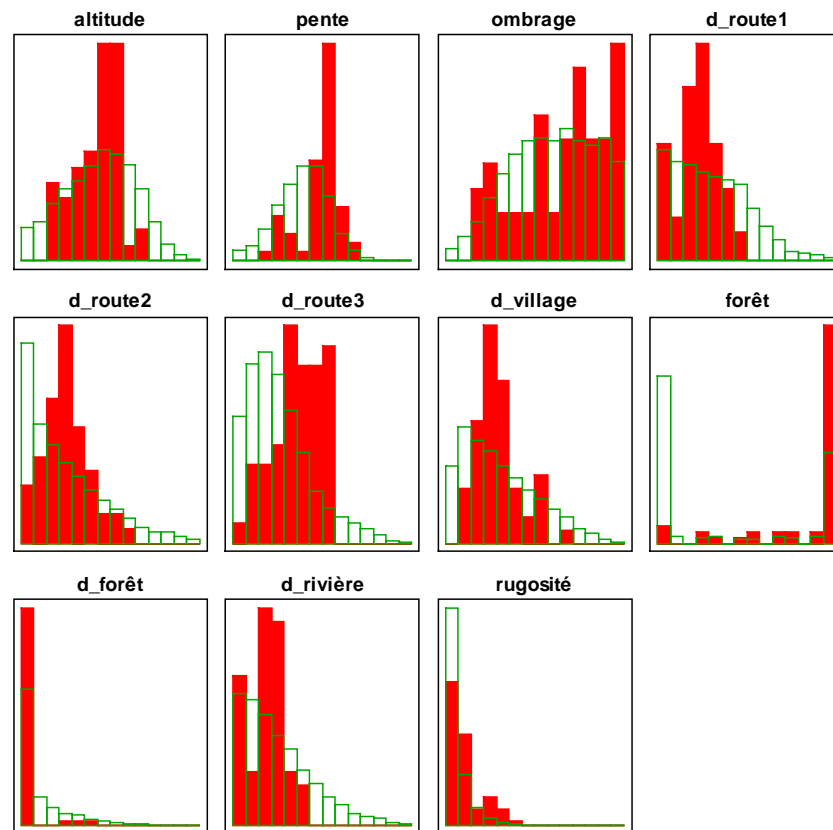
Lorsque l'on regarde la position du nuage de points disponibles par rapport à la niche, nous voyons que celui-ci est décalé sur la droite du plan donc les couches sont préférentiellement établies dans des zones d'altitude assez élevée, loin des routes de type 2 et 3 et plutôt proches des routes de type 1 (Fig. 8C) (Calenge *et al.*, 2008). La position de la variable de distance aux forêts est due à un effet confondant par sa forte corrélation à l'altitude. En effet 87% des couches sont situées en forêt sachant que 45% de l'espace disponible est couvert par la forêt. Ces quatre variables mettent le mieux en évidence les différences entre la niche et l'espace disponible.

Concrètement, 79% des couches sont à moins de 3km d'une route de type 1 et cette distance est la valeur médiane de cette variable dans l'espace disponible. Il y a 60% des couches qui se situent dans un intervalle altitudinal allant de 1400m à 1800m, sachant que l'altitude moyenne dans l'espace disponible est de 1480m et que cet intervalle ne représente que 29% de l'espace disponible. 58% des couches sont à plus de 1,5km des routes de type 2 alors que seulement 40% de l'espace disponible se situe au-delà de cette distance. Il y a 79% des couches qui sont à plus de 2,265km des routes de type 3, sachant que 43% de l'espace disponible en est distant de plus de 2,265km.

A la lecture des distances de Mahalanobis calculées pour la totalité des variables (HSM complète), la distance maximale observée pour un point de la niche est de 6 sur un intervalle allant de 1 à 36. Or seul 5,4% des cellules ont une distance de Mahalanobis inférieure à cette valeur (2147 pixels sur 39940, soit une surface de 48km<sup>2</sup> avec des conditions similaires). La niche ne représente que 45 pixels (il y a jusqu'à trois couches dans un même pixel). Nous utilisons cette distance maximale comme seuil en dessous duquel nous définissons les composantes de la MADIFA qui constituent l'habitat basique de Rotenberry (Calenge *et al.*, 2008). Le diagramme des valeurs propres montre qu'il y a sept composantes en dessous de ce

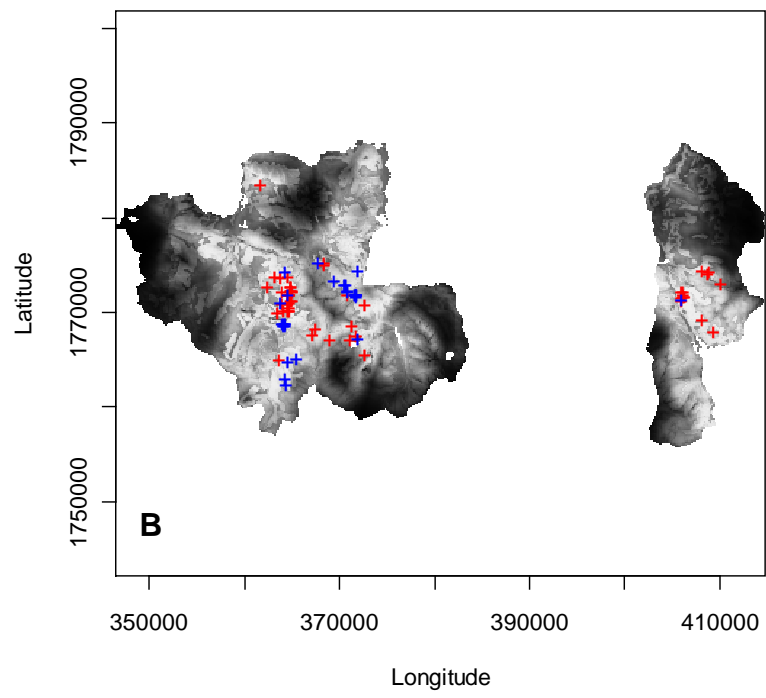
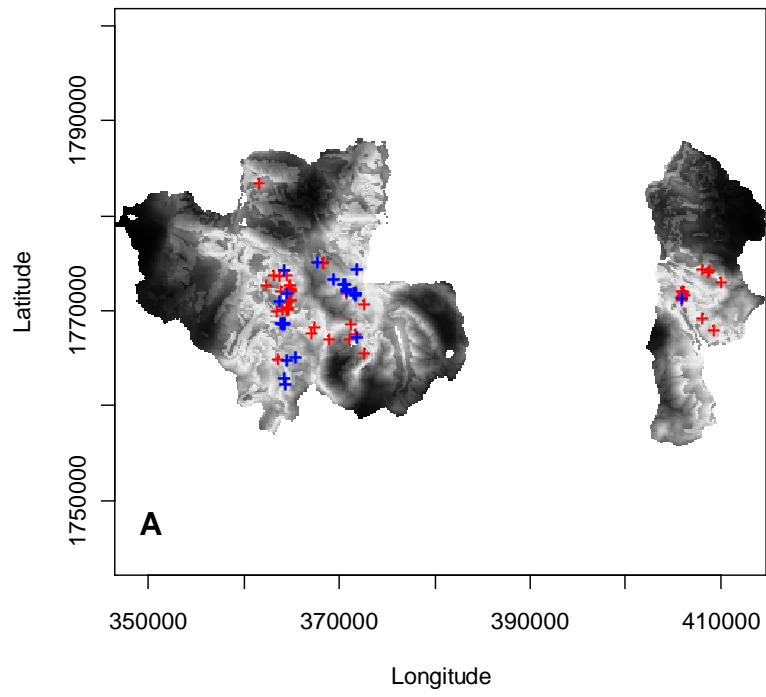


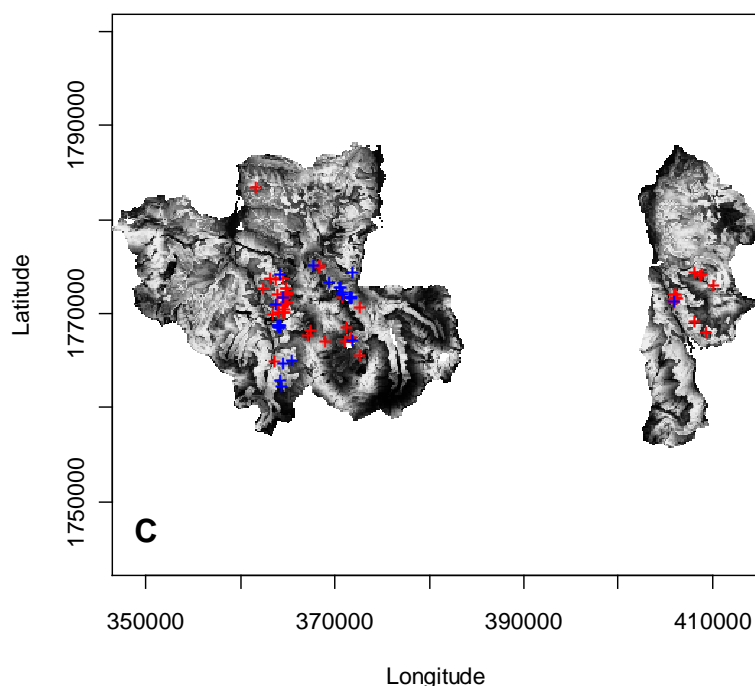
seuil. La gamme de valeurs pour ces composantes est très réduite. D'après Rotenberry ces variables font l'objet d'une sélection de base précise puisque c'est sur ces composantes que la variance est la plus réduite.



**Fig. 9. Histogramme des variables environnementales pour la niche (en rouge) et pour l'espace disponible (transparent).** Avec une croissance des valeurs de gauche à droite pour chaque ressource.

Néanmoins la représentation à l'aide d'histogrammes révèle une sélection de variables qui ne sont pas mises en évidence dans le plan de la MADIFA (Fig. 9). Il semble que les variables *forêt* et *pente* fassent l'objet d'une sélection, avec la sélection de la présence de forêt et d'une pente importante.

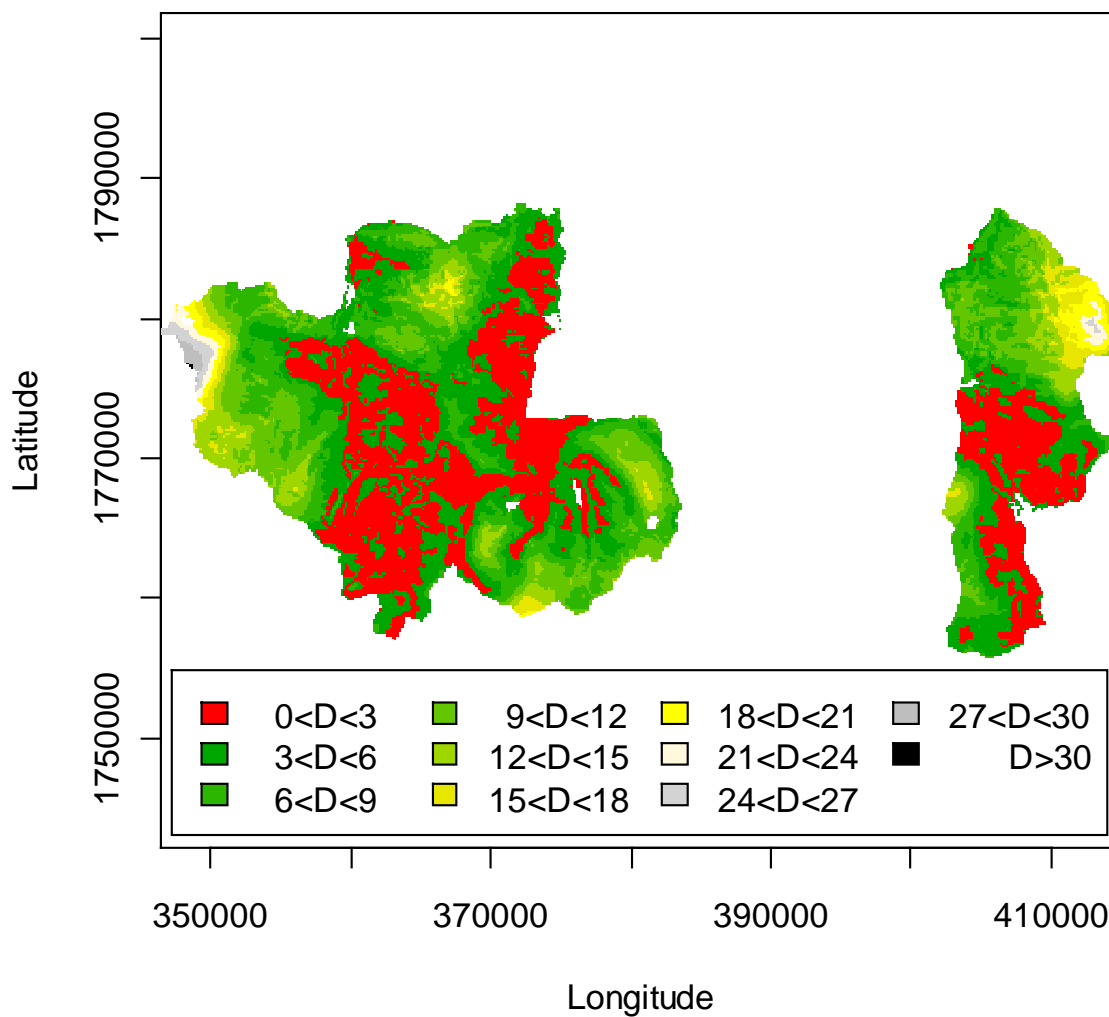




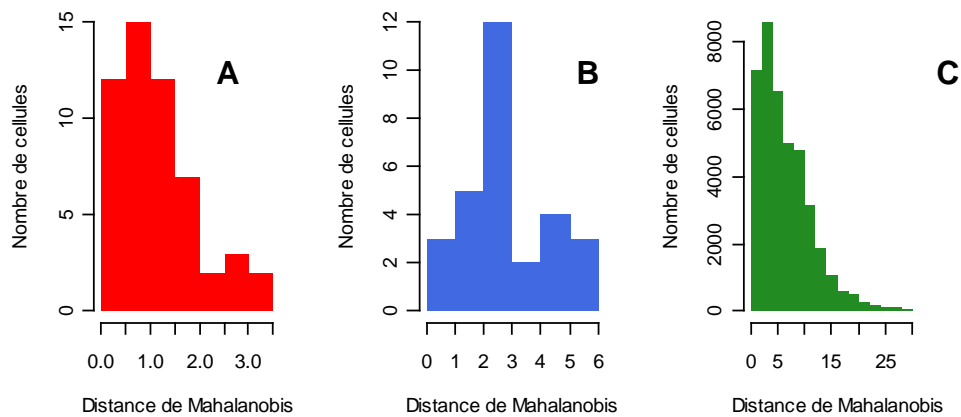
**Fig. 10. (A) HSM réduite aux deux premiers axes ; (B) HSM complète ; (C) HSM réduite aux sept derniers axes.** En rouge figurent les couches du jeu d'ajustement et en bleu celles du jeu de validation. Plus une zone est obscure, plus elle est défavorable à l'établissement d'une couche. Autrement dit, les cellules obscures possèdent les distances de Mahalanobis les plus élevées.

Le test de Mann-Whitney pour chacun des trois modèles montre que le modèle de HSM complète est très significativement celui qui a la meilleure valeur prédictive ( $P = 8,51 \cdot 10^{-9}$ ) (Fig. 10B). Le modèle de HSM réduite aux deux premiers axes semble également intéressant, avec une très bonne significativité ( $P = 7,49 \cdot 10^{-6}$ ) (Fig. 10A). Par contre, le modèle de HSM selon la méthode de Rotenberry semble être le moins correct ( $P = 0,29$ ) (Fig. 10C). Les deux premiers modèles de HSM (A et B) sont donc satisfaisants, mais la HSM réduite aux deux premiers axes de la MADIFA est un modèle plus parcimonieux car il n'est constitué que de deux variables. Par conséquent c'est celui que nous retenons comme modèle cartographique des sites de couches diurnes potentiels en Béarn.

Il est possible de faciliter la lecture de la HSM en décomposant les valeurs de distances de Mahalanobis en quelques classes (Fig. 11).



**Fig. 11. Sites potentiels de couche diurne chez l'ours brun en Béarn d'après le modèle de HSM réduite aux deux premiers axes de la MADIFA.**



**Fig. 12. Histogramme du nombre de pixels en fonction des distances de Mahalanobis pour le modèle de HSM réduite aux deux premiers axes de la MADIFA. (A) Les cellules de l'espace utilisé (jeu d'ajustement) ; (B) Les cellules de l'espace utilisé (jeu de validation) ; (C) Les cellules de l'espace disponible.**

Pour le modèle HSM réduite aux deux premiers axes de la MADIFA, la distance de Mahalanobis maximale observée pour un point de la niche est égale à 3,4 sur un intervalle allant de 0 à 30,6 (Fig. 12A). Sur l'ensemble de l'espace disponible il y a 33,5% des pixels (13392 sur 39940) qui ont une distance inférieure à ce seuil. Cela représente une surface de 301,3km<sup>2</sup> susceptible d'accueillir des couches diurnes. Les zones en rouge ont la plus grande probabilité d'accueil de couches, avec des conditions environnementales très proches de celles de la niche (Fig. 11).

### ***Ours équipés.***

Une analyse préliminaire en composantes principales réalisée sur le milieu et sur la niche (saison printemps et saison été-automne) révèle à nouveau une structuration de l'espace écologique selon l'altitude (respectivement :  $\theta_1 = 39\%$  et  $\theta_2 = 15,5\%$ ,  $\theta_1 = 35,5\%$  et  $\theta_2 = 16\%$  pour la saison du printemps,  $\theta_1 = 34,4\%$  et  $\theta_2 = 25,4\%$  pour la saison d'été-automne). L'altitude est la variable la mieux représentée par le premier axe de l'ACP réalisée sur le milieu (respectivement :  $R_{1 \text{ altitude}} = -0,9$ ,  $R_{1 \text{ altitude}} = -0,78$  pour la saison du printemps et  $R_{1 \text{ altitude}} = -0,60$  pour la saison d'été-automne). En effet, la corrélation entre le premier axe de l'ACP réalisée sur le milieu et le premier axe des deux ACPs réalisées sur les niches (saison printemps et saison été-automne) est très forte (respectivement :  $R = 0,94$  et  $R = 0,92$ ).

### **Saison du printemps**

Le test de randomisation révèle une sélection forte du lieu de couche diurne chez ces cinq ours suivis par télémétrie ( $\theta_1 = 1,57$  et  $P = 0,00497$ ). Autrement dit, nous observons au moins un individu pour lequel la marginalité est grande au sein de l'espace écologique défini par nos variables.

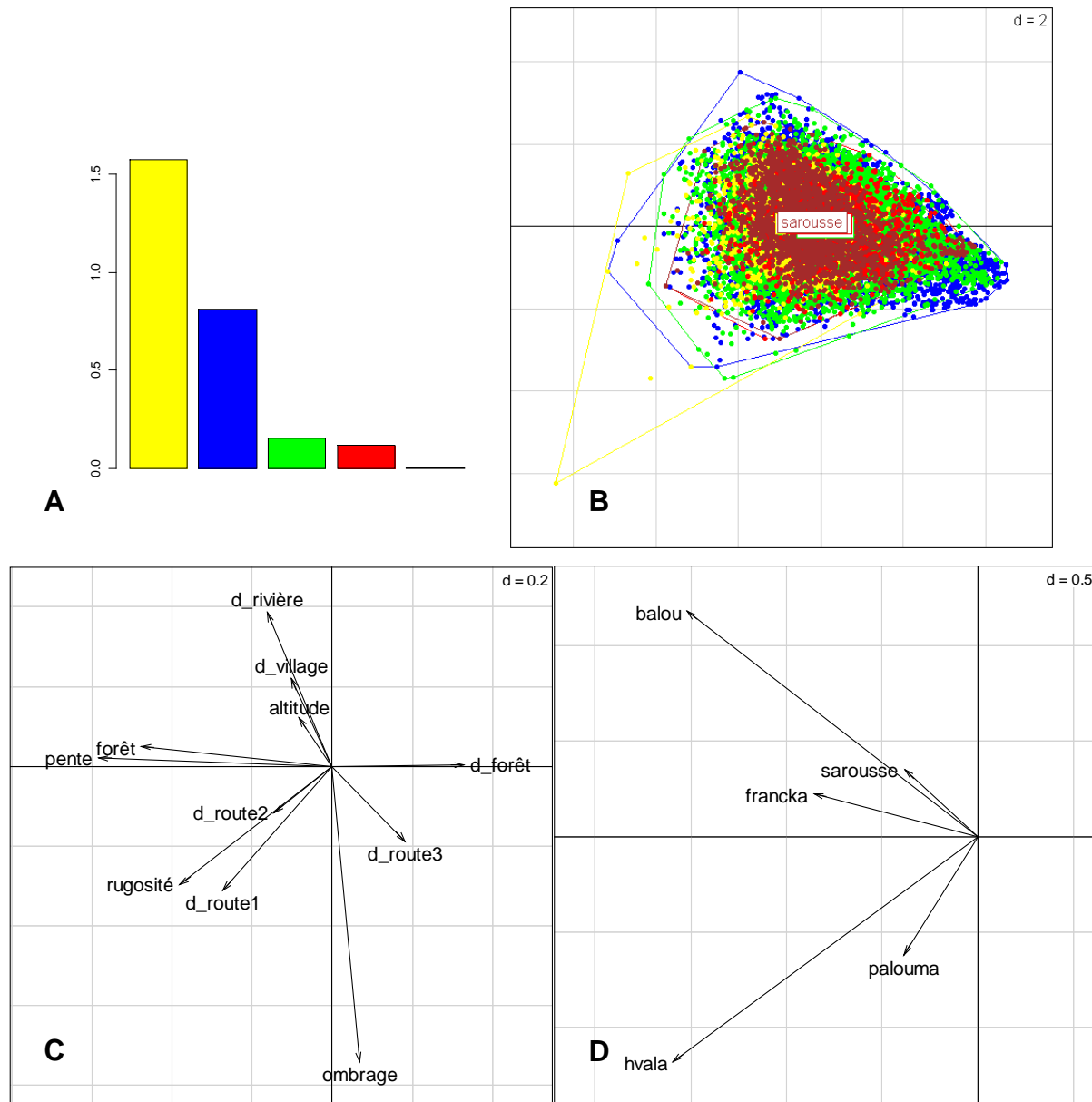
**Table 2 : Résultats du test de randomisation de la sélection de l'habitat par l'ours brun dans les Pyrénées centrales durant la saison printemps (design III).** Les variables sélectionnées sont annotées d'une astérisque.

Le signe permet de voir si il y a sélection des valeurs plutôt fortes ou plutôt faibles de la ressource considérée, selon la valeur numérique indiquée.

	Balou	Francka	Hvala	Palouma	Sarousse
<b>Tests de marginalité (alpha = 0.05)</b>					
<b>Marginalité</b>	3.770	1.161	3.934	2.551	0.970
<b># couches</b>	22	23	24	2	12
<b>P-value</b>	0.035	0.278	0.019	0.064	0.338
<b>Sélection des variables de l'habitat par chaque animal (*alpha = 0.05, **alpha = 0.01)</b>					
<b>Altitude</b>	0.313	0.009	0.004	-0.062	0.018
<b>Pente</b>	0.857*	0.649**	0.872**	0.493*	0.254
<b>Ombrage</b>	-0.875**	-0.524	0.804*	0.893*	-0.155
<b>D_route1</b>	-0.069	0.474*	0.761**	-0.142	-0.071
<b>D_route2</b>	0.097	0.078	0.380	-0.169	-0.065
<b>D_route3</b>	-0.624*	0.084	-0.120	0.126	-0.028
<b>D_village</b>	0.432	0.196	-0.096	-0.488	-0.176
<b>Forêt</b>	0.756**	0.331	0.703*	0.731*	0.665*
<b>D_forêt</b>	-0.499*	-0.200	-0.532**	-0.579*	-0.357
<b>D_rivière</b>	0.809*	-0.020	-0.151	-0.221	0.130
<b>Rugosité</b>	0.323	0.193	0.989**	-0.534	-0.502*

Parmi les cinq ours étudiés, Balou et Hvala ont un vecteur de marginalité de longueur significative (Table 2). A eux deux ils représentent plus de la moitié (55,4%) des couches identifiées à la saison du printemps. Sur l'ensemble des cinq individus, les variables majoritairement sélectionnées sont au nombre de trois : i) la pente (4 ours sur 5) avec 65,1% des couches qui se situent dans une pente supérieure à 35° pour les 4 ours confondus, alors que de telles pentes ne couvrent que 6,2% de l'espace disponible (constitué par le regroupement des quatre domaines vitaux concernés), ii) l'ombrage (3 ours sur 5) avec 42% des couches situées dans un ombrage entre 200 et 250 (ce qui correspond aux versants orientés nord-est et très pentus) pour les 3 ours confondus, sachant que cet intervalle représente 16,8% de l'espace disponible (regroupement des 3 domaines vitaux), et iii) la forêt (4 ours sur 5) avec seulement 7,2% de la totalité des couches (6 couches sur 83) se situant en dehors de la forêt qui couvre 73,1% de l'espace disponible (regroupement des 4 domaines vitaux). Pour information, la zone d'étude est recouverte à 63,7% par la forêt (pourcentages de forêt calculés supérieur à  $\alpha$ ). Par ailleurs, nous observons un évitement par rapport aux routes de type 1 chez Hvala et Francka qui ont toutes deux un nombre important de couches. Pour ces deux ours confondus, leurs couches sont établies à 4,325km de ces routes. Sur

leur espace disponible (regroupement des 2 domaines vitaux) on en est distant en moyenne de 2,75km, avec la moitié de l'espace disponible à moins de 2km. Chez Balou, il y a un rapprochement aux routes de type 3, avec des couches relativement proches de ces routes (1,04km en moyenne), sachant que l'on est en moyenne à 2,27km de ce type de voie dans son domaine vital.



**Fig.13. Résultats de la K-select dans l'espace écologique à 11 dimensions dans le plan factoriel des deux premières composantes, saison du printemps (B, C et D).** (A) Diagramme des valeurs propres, celles-ci sont égales à la marginalité moyenne expliquée par chaque axe factoriel ; (B) Position du nuage de points disponibles de chaque individu dans le plan factoriel, la taille du nuage est d'autant plus grande que le domaine vital est grand (Hvala en jaune, Balou en bleu, Francka en vert, Palouma en rouge et Sarousse en brun) ; (C) Graphe des corrélations entre variables environnementales et axes (1 et 2) de la K-select ; (D) Vecteurs de marginalité de chaque individu centrés sur l'origine du plan.

Bien que les ours occupent différentes parties du massif, leurs domaines vitaux sont très similaires du point de vue des caractéristiques environnementales. Il est en effet frappant

de voir que les nuages ont quasiment la même forme (arrondis sur la gauche du plan et pointus sur la droite du plan) (Fig. 13B). Pourtant, si l'on prend l'exemple de Francka, elle possède un domaine vital qui chevauche peu celui des autres ours, ce qui laisserait penser que son domaine vital présente des caractéristiques différentes. Cela signifie que les conditions du milieu telles que nous les avons définies (choix des 11 variables) diffèrent peu le long de la chaîne des Pyrénées, ou que les cinq ours sélectionnent de la même manière les endroits du massif pour l'établissement de leur domaine vital. De ce fait, il est difficile de mettre en évidence les différences de disponibilité entre individus. C'est pour cette raison que nous choisissons de centrer l'origine des vecteurs de marginalité sur l'origine du repère de l'analyse (Calenge et al. 2005) (Fig. 13D).

Le premier axe de l'analyse K-select ( $\theta_1 = 59,2\%$  de la variance totale) oppose deux types de milieu : les zones sans forêt peu pentues et très éloignées de la forêt sur les valeurs positives de cet axe, et les zones aux caractéristiques opposées sur les valeurs négatives de l'axe (Fig. 13C). Nous voyons aussi que le plan factoriel est très structuré par les observations de Balou et Hvala (Fig. 13A).

L'analyse K-select montre en parallèle que tous les vecteurs de marginalité sont orientés dans la même direction (négativement à l'axe 1). Cela signifie que les ours ont tendance à effectuer un choix identique de certaines variables (*pen*te et *for*êt) dans les endroits de couche diurne. Il s'agit d'une observation remarquable qui traduirait une similitude des comportements. Les ours sélectionneraient des terrains boisés et raides.

Le deuxième axe très représentatif de l'ombrage serait explicable par la forte corrélation entre pente et ombrage (effet confondant), ce qui expliquerait ce plan principal, surtout intéressant par sa mise en évidence de l'importance de la pente. Ainsi le deuxième axe n'apporte pas d'information intéressante à l'explication biologique que nous pouvons faire.

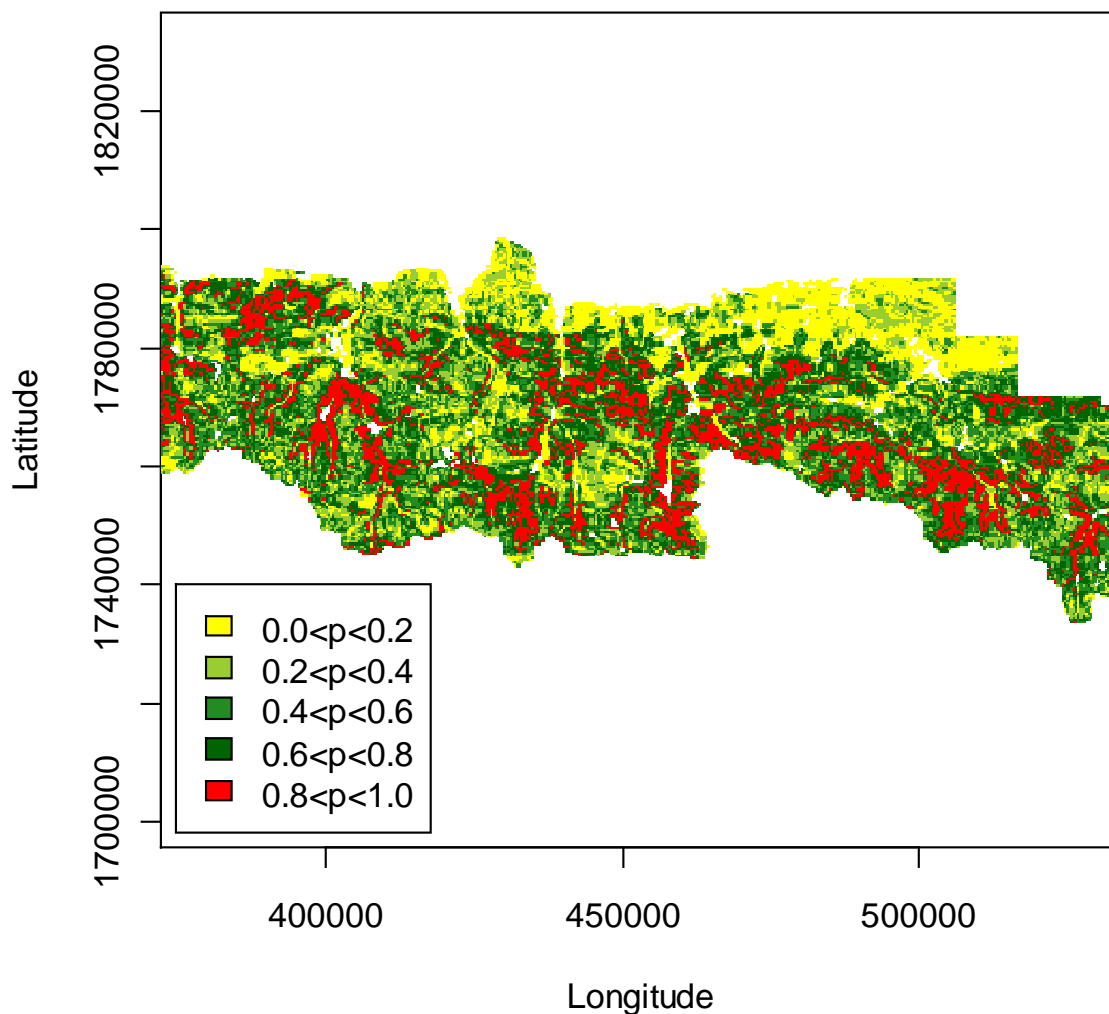
Les localisations de couches de l'ourse Sarousse sont exclues du modèle par sa position centrale dans le plan factoriel de l'analyse K-select. L'analyse n'a pas pu mettre en évidence une marginalité significative dans le choix de sa niche écologique.

Les variables retenues dans le modèle final sont la pente et la forêt, qui sont les variables les plus structurantes de la première composante de l'analyse K-select ( $R = -0,6$  et  $R = -0,73$ ). Comme la régression logistique est sensible aux corrélations entre variables, nous avons exclu les variables corrélées à la pente et à la forêt malgré leur intérêt dans la description de l'habitat sélectionné. La pente et la forêt étant totalement indépendantes (test du Chi-carré : *pen*te :  $P = 1,2 \cdot 10^{-12}$ , *for*êt :  $P = 1,6 \cdot 10^{-7}$ , *d\_route1* :  $P = 0,03$ , *d\_rivière* :  $P = 0,07$ , *d\_forêt* :  $P = 0,02$ , *rugosité* :  $P = 0,12$  et *ombrage* :  $P = 0,9$ ).



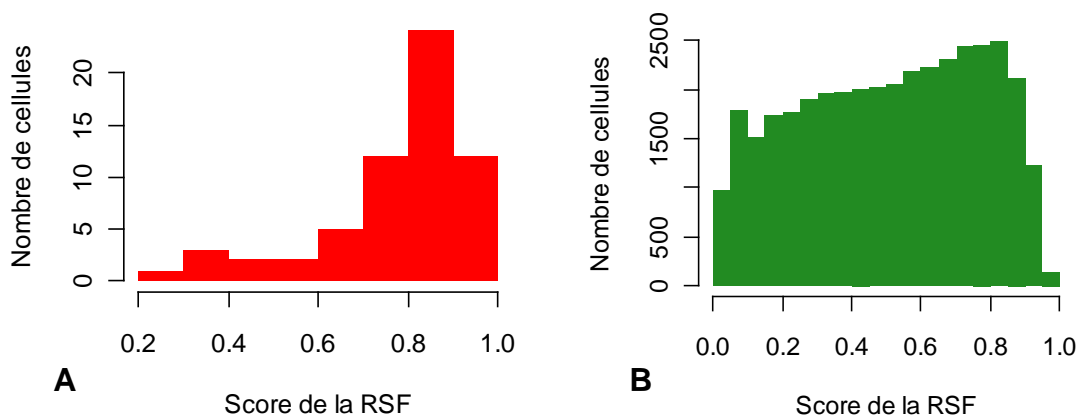
Après estimation des coefficients par la régression logistique, l'écriture du modèle est la suivante :

$$w(x) = \frac{\exp(1,12 \times \text{pente} + 0,69 \times \text{forêt})}{1 + \exp(1,12 \times \text{pente} + 0,69 \times \text{forêt})}$$



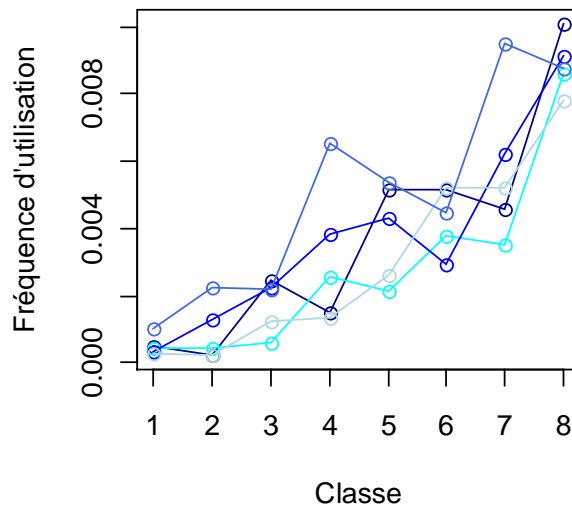
**Fig. 14. HSM saison du printemps, représentation de l'habitat favorable sur l'aire d'extrapolation.**

Les zones les plus favorables (en rouge) représentent 16% de l'aire d'extrapolation, soit une surface de 958,7km<sup>2</sup> (5992 pixels sur 37316) (Fig. 14). Ces zones ont une probabilité d'établissement de couche supérieure à 0,8. Cette probabilité seuil s'explique par le fait qu'il y a une majorité de couches avec une telle valeur de RSF (ou probabilité) (Fig. 15).



**Fig. 15. Histogramme du nombre de pixels en fonction des scores de la RSF pour le modèle de HSM construit, saison printemps.** (A) Les cellules de la niche ; (B) Les cellules de l'espace disponible. Les quatre ours retenus pour la modélisation représentent 71 couches, soit 61 pixels utilisés.

L'étape de validation montre une valeur de P moyenne égale à 0,005 (inférieure au risque  $\alpha = 0,05/5 = 0,01$ ), donc la qualité prédictive du modèle est satisfaisante (coefficient de corrélation  $\rho$  moyen = 0,914) (Fig. 16). Le jeu test comprend 14 couches à chaque validation (20%).



**Fig. 16. Résultats du test de corrélation de rang de Spearman appliqué au modèle RSF de la saison printemps.** (pour les cinq validations croisées)

## Saison d'été-automne

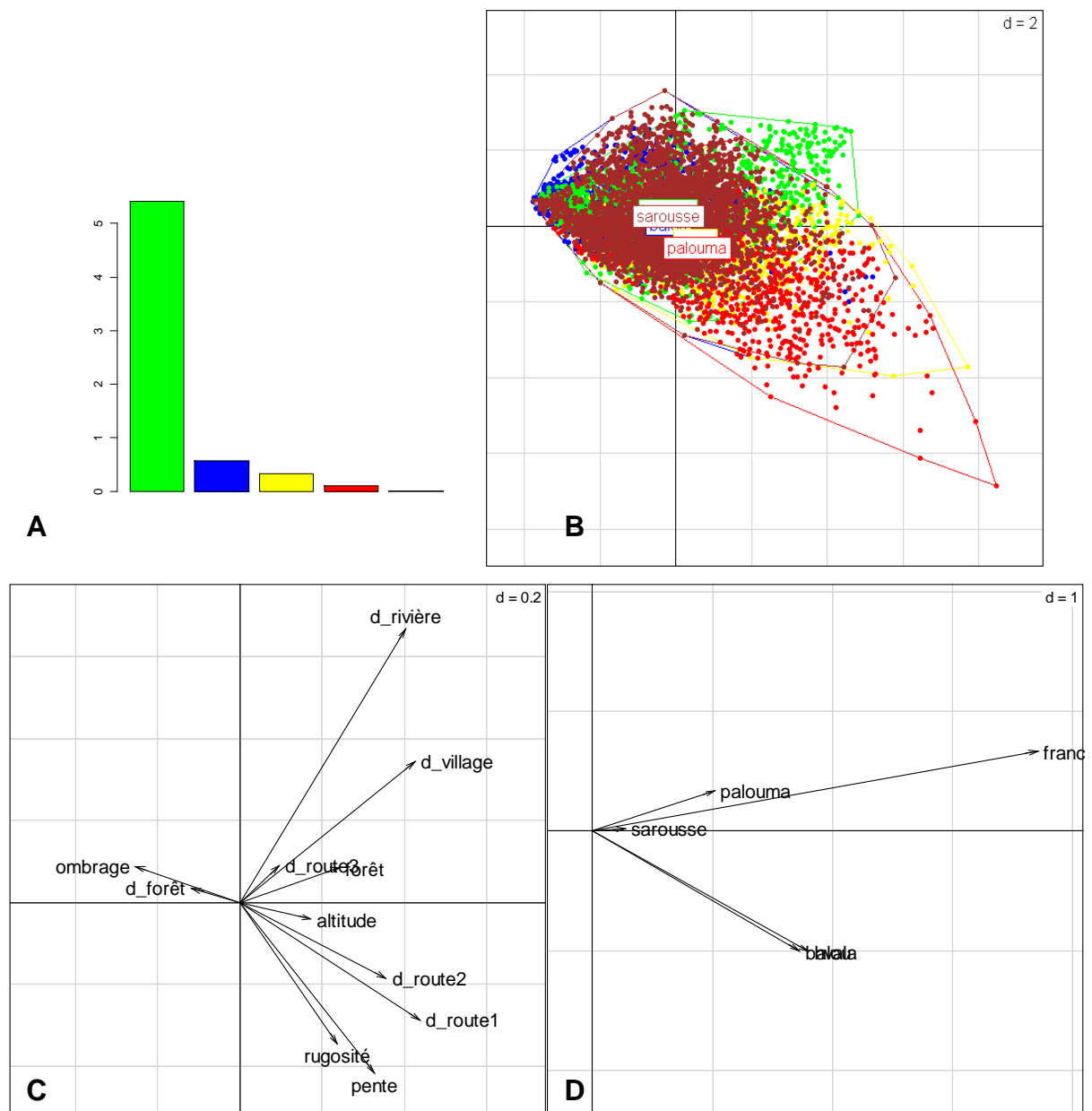
Le test de randomisation montre une forte sélection de l'habitat chez au moins un des cinq ours suivis ( $\theta_1 = 5,41$  et  $P = 0,005$ ). En effet, la longueur du vecteur de marginalité est significative pour tous les ours sauf Sarousse, d'après le test de Bonferroni (Table 3).

**Table 3 : Résultats du test de randomisation de la sélection de l'habitat par l'ours brun dans les Pyrénées centrales durant la saison été-automne (design III).** Les variables sélectionnées sont annotées d'une astérisque.

	Balou	Francka	Hvala	Palouma	Sarousse
<b>Tests de marginalité (alpha = 0.05)</b>					
Marginalité	4.268	14.253	4.387	3.345	0.858
# couches	20	32	27	11	21
P-value	0.005	0.005	0.009	0.029	0.214
<b>Sélection des variables de l'habitat par chaque animal (*alpha = 0.05, **alpha = 0.01)</b>					
Altitude	0.270	0.610**	0.399	0.157	0.087
Pente	1.043**	0.885**	0.976**	0.571*	0.247
Ombrage	-0.933**	-0.889**	-0.234	-0.074	-0.487*
D_route1	1.060**	1.452**	1.062**	0.224	-0.044
D_route2	0.643*	1.295**	0.907**	-0.507*	-0.178
D_route3	-0.058	0.474*	0.159	-0.332*	-0.155
D_village	0.243	1.841**	0.521*	0.348	-0.110
Forêt	0.466*	0.863**	0.273	0.924**	0.613*
D_forêt	-0.237	-0.318	-0.278	-0.861**	-0.267
D_rivière	0.071	1.917**	0.027	0.831**	0.132
Rugosité	0.596**	0.625*	0.906*	0.402*	-0.132

Pour les quatre ours ayant une marginalité significative, nous observons une forte sélection de la pente, avec 51,1% des couches situées dans une pente supérieure à 35° alors que ces pentes ne représentent que 5,2% de l'espace disponible (regroupement des quatre domaines vitaux). Nous observons aussi une sélection de la distance aux routes de type 1 chez trois ours (Balou, Francka et Hvala). 67,1% des couches se situent à plus de 4km de ces voies de circulation alors que seulement 16,8% de l'espace disponible (regroupement des trois domaines vitaux) correspond à cet éloignement. De plus Balou, Francka, Hvala et Palouma représentent 61,1% couches qui se situent à plus de 1,5km des routes de type 2. Cet éloignement ne couvre que 11,2% de l'espace disponible considéré, il y a donc une sélection forte vis à vis de cette variable. En ce qui concerne la présence d'un couvert forestier pour la totalité des couches (les cinq ours), 97,3% des couches sont en forêt. Cependant la sélection

de cette variable est moins évidente car 80% de l'espace disponible (regroupement de tous les domaines vitaux) est en forêt.



**Fig.17. Résultats de la K-select dans l'espace écologique à 11 dimensions dans le plan factoriel des deux premières composantes, saison d'été-automne (B, C et D).** (A) Diagramme des valeurs propres, celles-ci sont égales à la marginalité moyenne expliquée par chaque axe ; (B) Position du nuage de points disponibles de chaque individu dans le plan factoriel, la taille du nuage est d'autant plus grande que le domaine vital est grand (Hvala en jaune, Balou en bleu, Francka en vert, Palouma en rouge et Sarousse en brun) ; (C) Graphe des corrélations entre variables environnementales et axes (1 et 2) de la K-select ; (D) Vecteurs de marginalité de chaque individu centrés sur l'origine du plan.

Le plan de l'analyse K-select montre que la première composante, très structurante ( $\theta_1 = 84\%$ ), représente très bien l'ourse Francka (Fig.17A). L'axe suivant est peu explicatif avec seulement 0,09% de part de variance expliquée. De ce fait nous concentrons notre analyse sur le premier axe. Les vecteurs de marginalité sont centrés sur l'origine du repère car la

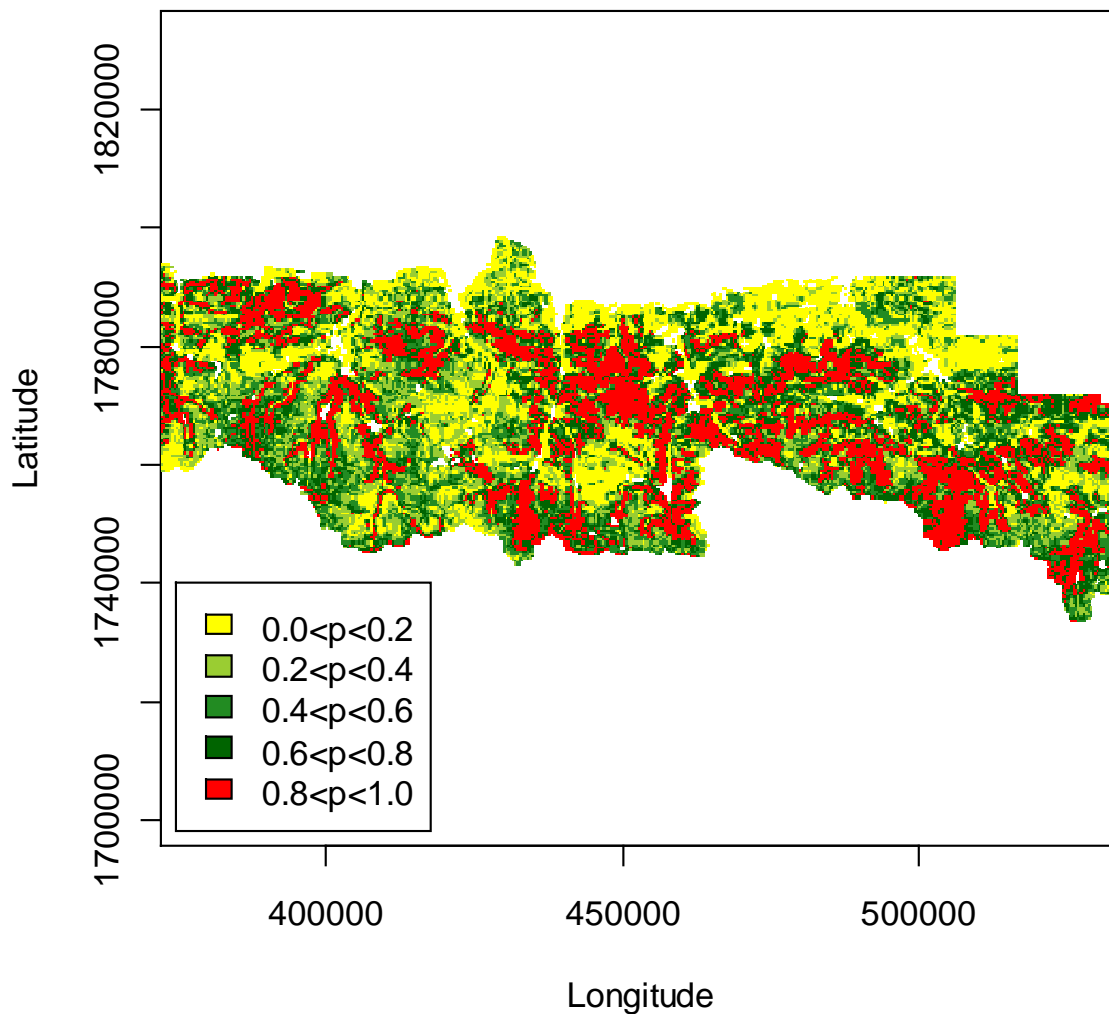
disponibilité en ressources pour chaque ours est assez semblable (Fig. 17D). Cependant, il y a des divergences (formes des nuages différentes) dans l'espace écologique alors que le chevauchement des domaines vitaux est plus important (Fig. 17B). Cela pourrait s'expliquer par la diminution de la surface des domaines vitaux qui restreint l'éventail des conditions du milieu, devenant ainsi plus localisé. En outre, tous les vecteurs de marginalité sont orientés dans la même direction, vers le score positif du premier axe. Ainsi, pendant l'été, les niches sont établies dans les zones éloignées des routes de type 1 et 2, dans les endroits très pentus (Fig. 17C). Par ailleurs l'ourse Palouma présente un domaine vital avec une plus grande disponibilité en surface éloignée des routes de type 1. Cela explique que la sélection de cette variable pour la couche soit moins évidente (Mysterud *et al.*, 1998). Dans le cas de Palouma, la sélection de cette variable serait déjà effectuée au niveau de l'habitat global. Il s'agit d'une considération importante dans le choix des variables retenues dans notre modèle.

Tout d'abord, l'ourse Sarousse est exclue de la modélisation par sa position proche du centre du plan factoriel. L'analyse n'a à nouveau pas pu mettre en évidence une marginalité significative dans le choix de sa niche écologique.

Le modèle final est composé de trois variables : la pente, la forêt et la distance aux routes de type 1. Les variables : *d\_route1*, *d\_route2*, *d\_village* et *pente* structurent majoritairement le premier axe du plan de l'analyse (respectivement :  $R = 1$ ,  $R = 0,82$ ,  $R = 0,98$  et  $R = 0,76$ ). Or les variables *d\_route2* et *d\_village* ne font pas l'objet d'une sélection aussi significative que *d\_route1*, ou bien elles ne concernent pas la majorité des couches (Table 3). Aussi nous choisissons de prendre en compte la variable *forêt* car celle-ci est sélectionnée par la majorité des ours d'après le test de Bonferroni. Sa faible importance dans le plan factoriel s'expliquerait par sa grande disponibilité. Nous excluons la variable *d\_rivière* car elle n'est significative que pour deux individus (Francka et Palouma ne représentent que 39% des couches observées). Les variables corrélées sont exclues (test du Chi-carré : *pente* :  $P = 1,68.10^{-12}$ , *forêt* :  $P = 5,08.10^{-12}$ , *d\_route1* :  $P = 8,11.10^{-7}$ , *d\_route2* :  $P = 1,42.10^{-9}$ , *d\_village* = 0,62). Enfin la variable *d\_route1* est plus discriminante car elle est davantage corrélée au premier axe que ne l'est la variable *d\_route2*.

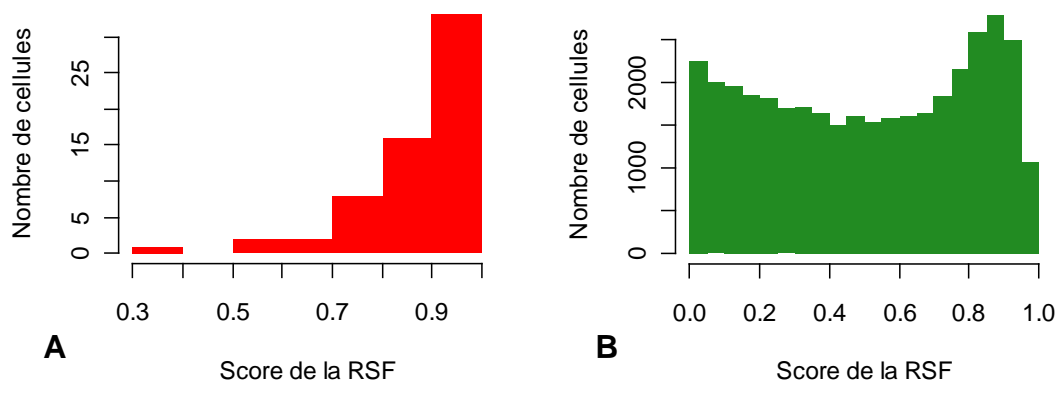
Après estimation des coefficients par la régression logistique, l'écriture du modèle est la suivante :

$$w(x) = \frac{\exp(0,99 \times \text{pente} + 1,23 \times \text{forêt} + 0,59 \times d\_routel)}{1 + \exp(0,99 \times \text{pente} + 1,23 \times \text{forêt} + 0,59 \times d\_routel)}$$



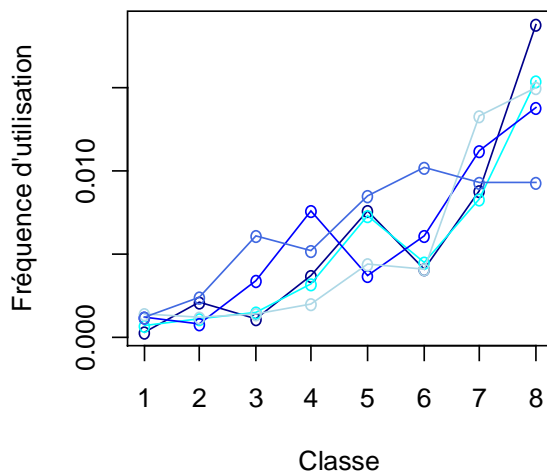
**Fig. 18. HSM saison d'été-automne, représentation de l'habitat favorable au travers de l'aire d'extrapolation.**

Les zones les plus favorables (en rouge) représentent 24% de l'aire d'extrapolation, soit une surface de 1425,8km<sup>2</sup> (8911 pixels sur 37316) (Fig. 18). Ces zones ont une probabilité d'établissement de couche supérieure à 0,8. Cette probabilité seuil s'explique par le fait qu'il y a une majorité des couches avec une telle valeur de RSF (ou probabilité) (Fig. 19).



**Fig. 19. Histogramme du nombre de pixels en fonction des scores de la RSF pour le modèle de HSM construit, saison été-automne.** (A) Les cellules de la niche ; (B) Les cellules de l'espace disponible. Les quatre ours retenus pour la modélisation représentent 91 couches, soit 62 pixels utilisés.

L'étape de validation montre une valeur de P moyenne égale à 0,003 (<0,01), donc la qualité prédictive du modèle est satisfaisante (coefficient de corrélation  $\rho$  moyen = 0,927) (Fig. 20). Le jeu test comprend 18 couches à chaque validation (20%).



**Fig. 20. Résultats du test de corrélation de rang de Spearman appliqué au modèle RSF de la saison été-automne.** (pour les cinq validations croisées)

## 4. DISCUSSION

Certains paramètres peuvent être pré-sélectionnés pour l'établissement du domaine vital. Dans ce cas, ces paramètres ne figureront pas comme étant sélectionnés pour l'établissement de la niche écologique car leur disponibilité est totale. Pourtant nous avons fait le choix de les prendre en compte car l'extrapolation du modèle en dehors du domaine vital se fait dans un espace qui ne présente pas les mêmes disponibilités. C'est ce que nous avons fait en conservant la variable *forêt* dans la modélisation de l'habitat favorable pendant la saison d'été. L'intérêt de l'extrapolation est de considérer que l'espace disponible est amené à évoluer à travers le paysage des Pyrénées, avec une augmentation probable du nombre d'individus. Cette augmentation de la population pourrait nécessiter un accroissement de la surface exploitée (regroupement de la surface des domaines vitaux de la population) nécessaire à l'ours brun dans les Pyrénées.

Dans l'étude au niveau de la population autochtone, l'emploi de la MADIFA a été préféré à celui de l'ENFA (*ecological-niche factor analysis*). Cette autre technique d'analyse est aussi très adaptée à l'étude au niveau populationnel où l'on ne dispose pas de données d'absence. Néanmoins, notre choix est en parti justifiable par le fait que l'interprétation biologique de la MADIFA est plus fiable car les axes factoriels ont tous le même statut mathématique, alors que dans le cas de l'ENFA le premier axe factoriel est l'axe de marginalité et que les suivants sont tous des axes de spécialisation (Calenge *et al.*, 2008). De plus, seuls l'axe de marginalité et le premier axe de spécialisation sont orthogonaux entre eux. Les autres axes de spécialisation ne suivent pas cette caractéristique. La technique de l'ENFA aurait aussi pu être ajoutée afin de dissocier les variables responsables de la marginalisation de celles responsables de la spécialisation. MADIFA et ENFA sont complémentaires (Calenge *et al.*, 2008). Les axes factoriels de la MADIFA, tous orthogonaux entre eux, combinent marginalité et spécialisation, et il n'est de ce fait plus possible de les distinguer. Cependant les résultats que nous aurions pu obtenir avec une ENFA auraient vraisemblablement été proches de ceux obtenus avec la technique du K-select. L'ENFA est, comme la K-select, une analyse au niveau de l'environnement disponible (c'est-à-dire non-centrée sur la niche) tandis que la MADIFA est une mesure de dissimilitude par rapport à la niche écologique (c'est-à-dire centrée sur la niche). Cela explique que les variables *forêt* et *pente* ne ressortent pas dans le plan de la MADIFA, car elles sont moins discriminantes que les distances aux routes. De plus l'ENFA est sensible à la normalité des variables qui doit être vérifiée (Basille *et al.*, 2008). Elle nécessite donc une étape de transformation des données dommageable à leur distribution réelle au sein de l'espace disponible. En outre la construction



de HSM est meilleure avec la MADIFA qu'avec l'ENFA, or c'est là notre objectif principal avec les données issues de la population autochtone (Calenge *et al.*, 2008). En effet l'identification des variables sélectionnées par l'ours était réservée au jeu de données les plus précises et les plus nombreuses, à savoir les localisations des couches des cinq ours suivis par radio-pistage, pour lesquelles nous obtenons les variables responsables de la marginalité.

Dans notre étude sur les couches de la population autochtone, nous observons de grandes valeurs de distances de Mahalanobis, plus grandes que celles que l'on peut lire dans d'autres travaux. Cela pourrait être expliqué par le fait qu'il y a une très petite surface de l'espace disponible qui concentre la majorité des couches observées. Ce résultat pourrait donc être causé par un sur-échantillonnage de cette partie du Béarn couplé à un effectif d'ours réduit qui n'a cessé de diminuer au cours de la période des relevés. Or Knick & Rotenberry (1998) ont montré qu'il était préférable d'employer cette statistique lorsque les animaux sont distribués de manière optimale, c'est à dire lorsqu'ils sont présents en assez grand nombre pour occuper la surface étudiée au maximum des capacités écologiques de l'espèce. Cette constatation nous amène à penser qu'il aurait peut-être été préférable de restreindre la zone de présence régulière aux environs immédiats des sites de couche (quelques kilomètres), ou bien de déterminer cette zone de présence régulière à l'aide d'autres critères. De cette manière, une zone modélisée comme étant défavorable à l'établissement de couches diurnes (D élevées) peut en fait avoir des conditions environnementales qui varient positivement par rapport aux conditions de l'habitat (Knick & Rotenberry, 1998). Autrement dit, sur une HSM réalisée grâce à cette statistique, on n'observe jamais une zone défavorable directement juxtaposée à une zone favorable. Si nous avions considéré un espace disponible plus grand, peut-être que les zones de notre HSM modélisées comme étant défavorables seraient moins défavorables. Relativement à ce constat, nous devons modérer le résultat du niveau de sélection de l'habitat observé comme étant très significatif. Le biais dans l'échantillonnage provoque une sur-estimation de la sélection. Cela accorde toute son importance à la définition de l'espace disponible.

En outre, il serait intéressant de voir si une modélisation de l'habitat favorable en Béarn à l'aide d'une RSF donne des résultats similaires à ceux obtenus à l'aide de la MADIFA.

Nous avons choisi d'introduire la variable *d\_forêt* pour tenir compte d'un effet lisière observable sur le terrain. Souvent cela provient du fait que la limite entre le domaine forestier et le domaine non-forestier n'est pas franche. Il se peut que l'on passe de la forêt à une zone de pelouse de manière assez progressive, avec un aspect plus clairsemé de la forêt. Or quelques arbres pourraient suffire à l'établissement d'une couche d'ours. Voilà pourquoi dans le cas où la localisation de certaines couches est ambiguë, nous pensions que certaines

couches pouvaient être exclues du domaine forestier (au cas où elles se situeraient à proximité de la lisière, où la densité d'arbres est trop faible). Il serait en effet nécessaire de compléter ce travail par des études de terrain aux endroits où des couches diurnes ont été localisées afin de pouvoir mesurer ce paramètre ainsi que de nouvelles variables. L'analyse pourrait être poursuivie au-delà pour déterminer sur sites des « variables locales » qui peuvent également influencer le choix de la couche, par exemple : fermeture du milieu, structure verticale de la végétation, type de forêt.

Par ailleurs, l'étape d'identification des coordonnées de couches a mis en évidence des états fixes de l'animal durant la nuit, le plus souvent entre minuit et trois heures du matin. Cette observation suggère peut-être l'existence de couches nocturnes. Il serait intéressant de voir si ces couches éventuelles se situent dans des zones moins abritées ; peut-être alors qu'elles concerneraient des zones moins pentues, plus proches des routes ou en bordure de domaine vital, car l'activité humaine est quasiment absente durant la nuit et la visibilité est très réduite.

Une application intéressante du modèle cartographique serait de comparer la surface de l'habitat potentiel (en rouge sur les HSMs) dans les Pyrénées avec cette même surface définie au sein d'un même espace multidimensionnel dans une autre région du monde pour voir si les Pyrénées sont moins favorables à l'espèce qu'ailleurs. En effet la disparition de l'ours brun a été de pair avec une anthropisation croissante dans les Pyrénées. Une meilleure connaissance des habitats favorables au repos diurne peut permettre d'orienter, de modifier, de donner des recommandations aux gestionnaires (privés ou publics) en cas d'aménagement du territoire, par exemple : exploitation forestière, constructions de route (Fig. 22).

## 5. CONCLUSIONS

Les résultats mettent en évidence une sélection forte de l'endroit de la couche diurne par l'ours brun. Les zones sélectionnées sont éloignées de l'activité humaine sous contrainte d'une pente forte et sous contrainte de la présence d'un couvert forestier. Les deux conditions sont présentes en même temps. D'après l'étude menée sur les cinq ours il semble que la marginalité soit causée par les facteurs pente et forêt. Ils orientent la marginalité dans les zones de l'espace disponible où ces deux caractéristiques sont observées simultanément (Fig. 21). En outre la recherche de l'éloignement vis à vis des perturbations humaines (distances aux routes) diminuerait davantage le volume occupé par la niche au sein de l'espace disponible car il s'agit des variables réduisant le plus la surface occupée par l'ours (Fig. 21). De cette façon la tolérance faible serait causée par la fuite des perturbations humaines, d'où l'importance sur la gestion de l'habitat de l'ours brun.

En effet, nous pouvons voir que dans le cas de la population autochtone, il y a rapprochement aux routes principales mais on constate que ce rapprochement est contraint par la présence de forêt au sein des zones éloignées des routes secondaires ou forestières, au regard de leur répartition dans l'espace disponible. Néanmoins, il est possible que les perturbations générées par les routes principales soient moins gênantes à une distance moyenne de 2km pour l'établissement de couches que ne le sont les routes secondaires ou routes forestières.

Les routes forestières et départementales (type 2 et 3) sont celles qui pénètrent le plus les zones d'activités de l'ours brun. Ces routes ont tendance à générer une perturbation que l'on pourrait qualifier de diffuse, c'est-à-dire que l'activité humaine est importante autour de ces axes. En effet, les routes forestières figurent au départ de nombreuses randonnées et sont les meilleurs accès aux zones sauvages (notamment les routes de type 3). Elles jouent un rôle de propagation de l'activité humaine au sein de l'habitat de l'ours. Par contre, les principaux axes de circulation ne représentent qu'une perturbation le long de leurs axes. Outre le bruit qu'elles peuvent générer, il n'y a quasiment pas d'activité humaine (randonnée, reliage de hameaux, etc...) autour de ces grands axes si ce n'est bien sûr au niveau des villes. De ce fait le risque de rencontre directe avec un homme serait diminuée à proximité relative (environ 2 kilomètres) des grandes routes. Le modèle de HSM avec les distances de Mahalanobis montre un habitat défavorable dans les zones éloignées des routes régionales et principales et qui concentrent plusieurs routes secondaires. Ainsi la sélection du site de

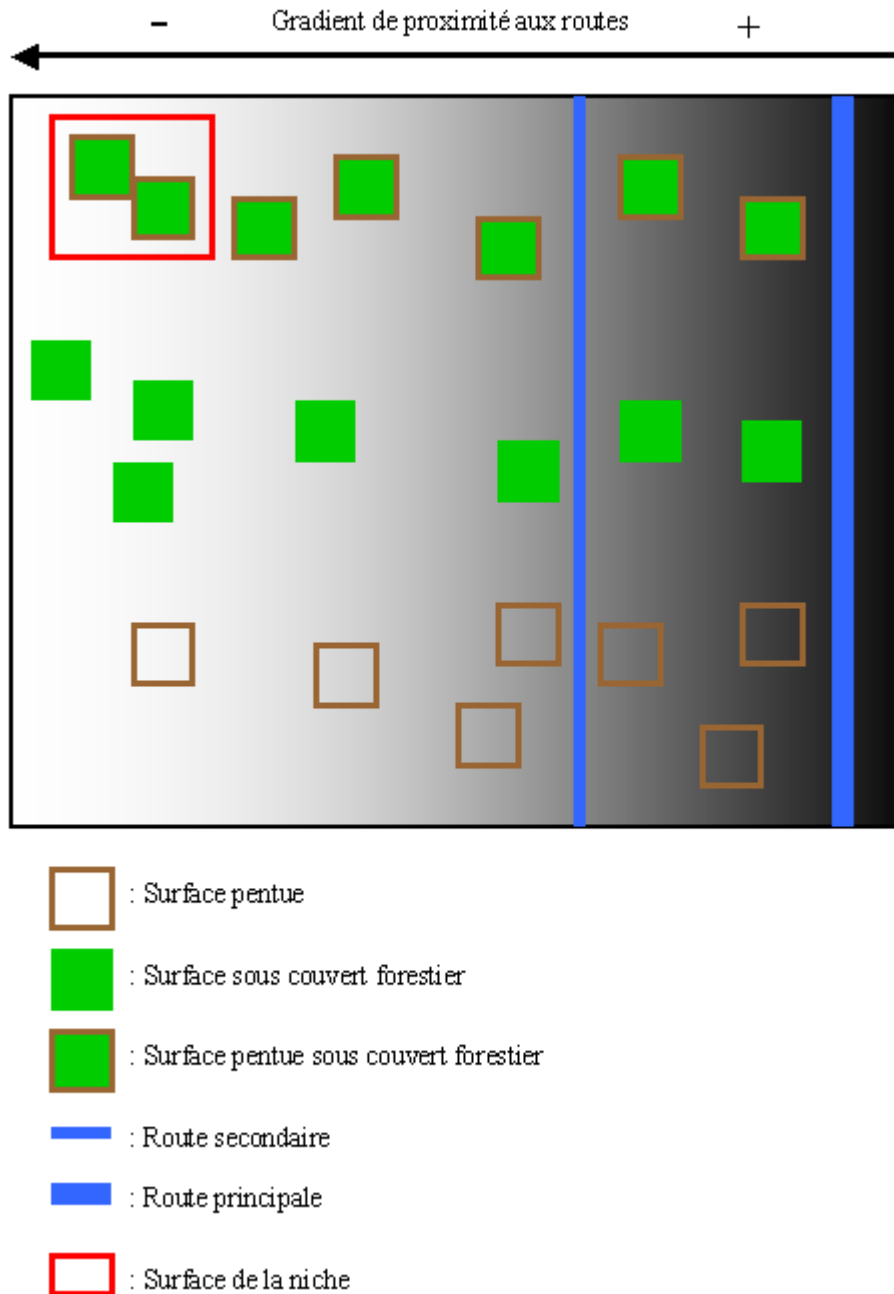
couches se ferait en priorité en fonction de l'éloignement aux activités humaines. L'ours rechercherait d'abord les endroits de son territoire peu fréquentés par l'homme.

Dans le cas de l'étude des cinq ours, on constate qu'il n'y a pas de grande différence entre les variables sélectionnées, pente et forêt, selon la saison. Durant la saison estivale on observe en plus un confinement des sites de couche dans les endroits éloignés des routes principales. Ce confinement est d'abord la conséquence de la réduction de la surface du domaine vital. Le fait que le facteur route principale soit significatif en été et non au printemps souligne l'idée que l'ours recherche surtout les zones abritées de toute fréquentation humaine. En effet durant l'été la présence de l'homme en montagne est beaucoup plus marquée qu'au printemps, notamment en raison du tourisme (randonneurs). L'éloignement aux routes principales serait une mesure du confinement de l'habitat (moins fragmenté) durant l'été, mais pas une fuite directe de ce type de perturbation. Ceci s'explique par le fait que les routes de type 1 couvrent beaucoup moins l'espace disponible que les routes de type 2 et 3. De plus les endroits éloignés des routes secondaires sont encore plus éloignés des routes principales. De ce fait l'éloignement aux routes secondaires où le risque de rencontre directe avec un humain est grand est peu significatif, alors qu'il semble que l'ours cherche surtout à s'en éloigner. Ainsi les couches observées sont dans les zones les plus éloignées des routes secondaires malgré leur faible surface. Ce phénomène provoque une mise en évidence de la variable *d\_route 1* à la saison estivale. Mace *et al.*, (1998) ont montré que l'ours brun évite fortement les zones de grandes densités de routes au sein de son habitat global. Mysterud (1983) a montré une tendance à l'évitement des routes publiques et des villages chez l'ours brun qui ne s'approche pas à moins de 1,5km de ces zones.

Le manque de différence des variables sélectionnées (pente et forêt) entre la saison du printemps et la saison d'été nous laisse aussi penser que l'ours ne sélectionne pas les sites de couches par rapport à leurs disponibilités en ressources alimentaires. En effet, le changement du milieu montagnard entre les saisons (p. e. disponibilités alimentaires, conditions météorologiques, présence/absence de canopée pour les feuillus) ne semble pas affecter la localisation des sites de couche.

Ainsi les sites de couche diurne sont des aires de refuge vis-à-vis de l'homme, seule véritable menace pour un ours brun. Le milieu fermé que constitue une forêt diminue la visibilité et procure un sentiment de tranquillité. Mollohan (1987) a montré que les couches diurnes étaient préférentiellement établies sous des arbres aux troncs larges pour diminuer la visibilité. Une forte pente diminue considérablement le risque de fréquentation par un humain, elle permet de rendre moins accessible l'endroit de la couche. Les deux caractéristiques couplées font de la zone de couche un endroit très abrité et très difficile d'accès. Mysterud (1983) a décrit un comportement d'évitement à l'exposition à la vue et un comportement de

dissimulation chez l'ours brun au travers d'une étude sur les couches diurnes. Cette recherche de sécurité et de tranquillité se retrouve dans le choix du site de couche diurne pendant la phase de repos de l'animal.



**Fig. 21. Schéma de la sélection de la niche à l'intérieur de l'espace disponible.**



**Fig. 22. Exemple d'application du modèle de RSF saison du printemps, zoom sur la frontière entre le département de la Haute-Garonne et le département de l'Ariège.** Les cellules teintées de rouge foncé ont la plus grande probabilité d'établissement de couche diurne. (Le modèle créé avec R est un fichier *ascii*, exportable dans *Arcview*, que l'on peut superposer à un fond de carte IGN scanné.)

## **Bibliographie.**

Adrados, C., Girard, I., Gendner, J.P. & Janeau, G. (2002) GPS location accuracy improvement due to selective availability removal. *C. R. Biologies* **325** : 1-6.

Basille, M., Calenge, C., Marboutin, E., Andersen, R. & Gaillard, J.M. (2008) Assessing habitat selection using multivariate statistics : some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecological Modelling* **211** : 233-240.

Boyce, M.S. & McDonald, L.L. (1999) Relating populations to habitats using resource selection functions. *Tree* **14** : 268.

Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K.A. (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* **157** : 281-300.

Boyce, M.S. & Waller, J.S. (2003) Grizzly bears for the bitterroot : predicting potential abundance and distribution. *Wildlife Society Bulletin* **31(3)** : 670-683.

Cain, III, J.W., Krausman, P.R., Jansen, B.D. & Morgart, J.R. (2005) Influence of topography and fix interval on GPS collar performance. *Wildlife Society Bulletin* **33(3)** : 926-934.

Calenge, C., Dufour, A.B. & Maillard, D. (2005a) K-select analysis : a new method to analyse habitat selection in radio tracking studies. *Ecological Modelling*, **186** : 143-153.

Calenge, C., Maillard, D. & Dufour, A.B. (2005b) Un outil statistique pour l'exploration de la sélection de l'habitat avec des données de radio-pistage. *Rapport scientifique ONCFS* : 58-61.

Calenge, C. (2006) The package adehabitat for the R software : a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* **197** : 516-519.

Calenge, C. (2007) Exploring habitat selection by wildlife with adehabitat. *Journal of Statistical Software* **22(6)**.

Calenge, C., Darmon, G., Basille, M., Loison, A. & Jullien, J.-M. (2008) The factorial decomposition of the mahalanobis distance in habitat selection studies. *Ecology* **89**(2) : 555-556.

Cargnelutti, B., Coulon, A., Hewison, A.J.M., Goulard, M., Angibault, J.M. & Morellet, N. (2007) Testing global positioning system performance for wildlife monitoring using mobile collars and known reference points. *The Journal of Wildlife Management* **71**(4) : 1380-1387.

Caussimont, G. (1997) L'ours brun des pyrénées. Edition Fiep Loubatières.

Ciarniello, D.J., Boyce, M.S., Heard, D.C. & Seip, D.R. (2005) Denning behavior and den site selection of grizzly bear along the parnsip river, british colombia, canada. *Ursus* **16**(1) : 47.

Clark, J.D., Dunn, J.E. & Smith, K.G. (1993) A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *The Journal of Wildlife Management* **57**(3) : 519-526.

Cuesta, F., Peralvo, M.F., van Manen, F. (2005) Andean bear habitat use in the oyacachi river basin ecuador. (2003) *Ursus* **14**(2) : 198.

D'Eon, R.G., Serrouya, R., Smith, G. & Kochanny, C.O. (2002) GPS radiotelemetry error and bias in mountainous terrain. *Wildlife Society Bulletin* **30**(2) : 430-439.

D'Eon, R.G. (2003) Effects of a stationary GPS fix-rate bias on habitat-selection analyses. *The Journal of Wildlife Management* **67**(4) : 858-863.

De Solla, S.R., Bonduriansky, R. & Brooks, R. (1999) Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* **68** : 221-234.

Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.P. & Huot, J. (2001) Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy. *Wildlife Society Bulletin* **29**(1) : 171-179.

Girard, I., Adrados, C., Peracino, A., Marinot, J.P., Bassano, B. & Janeau, G. (2002) Feasability of GPS use to locate wild ungulates in high mountain environment. *Pirineos* **157**.



Hulbert, I.A.R. & French, J. (2001) The accuracy of GPS for wildlife telemetry and habitat mapping. *The Journal of Applied Ecology* **38(4)** : 869-878.

Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. *Quantitat. Biol.* **22** : 415-427.

Janeau, G., Adrados, C., Joachim, J., Gendner, J.P. & Pépin, D. (2004) Performance of differential GPS collars in temperate mountain forest. *C. R. Biologies* **327** : 1143-1149.

Johnson, D.H. (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61(1)** : 65-71.

Knick, S.T. & Rotenberry, J.T. (1998) Limitations to mapping habitat use areas in changing landscapes using the mahalanobis distance statistic. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics* **3(3)** : 311-322.

Mace, R.D., Waller, J.S., Manley, T.L., Ake, K. & Wittinger, W.T. (1998) Landscape evaluation of grizzly bear habitat in western montana. *Conservation biology* **13(2)** : 367-377.

Manly, B., McDonald, L.L. & Thomas, D. (1993) Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Chapman & Hall Publisher 1<sup>st</sup> edition, London, UK.

Mollohan, C.M. (1987) Characteristics of adult female black bear daybeds in northern arizona. *Bears : Their Biology and Management* **7** : 145-149.

Myserud, I. (1983) Characteristics of summer beds of european brown bears in norway. *Bears : Their Biology and Management* **5** : 208-222.

Myserud, A. & Ims, R.A. (1998) Functional responses in habitat use : availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* **79(4)** : 1435-1441.

Neu, C.W., Byers, C.R. & Peek, J.M. (1974) A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* **38(3)** : 541-545.

Nielsen, S.E., Boyce, M.S., Stenhouse, G.B. & Munro, R.H.M. (2002) Modelling grizzly bear habitats in the yellowhead ecosystem of alberta : taking autocorrelation seriously. *Ursus* **13** : 45.

Obbard, M.E., Pond, B.A. & Perera, A. (1998) Preliminary evaluation of GPS collars for analysis of habitat use and activity patterns of black bears. *Ursus* **10** : 209-217.

Peralvo, M.F., Cuesta, F. & van Manen, F. (2005) Delineating priority habitat areas for the conservation of andean bears in northern ecuador. *Ursus* **16(2)** : 222.

Produzny, S.R., Cherry, S., Schwartz, C.C. & Landenburger, L.A. (2002) Grizzly bear denning and potential conflict areas in the greater yellowstone ecosystem. *Ursus* **13** : 19.

Sappington, J.M., Longshore, K.M. & Thompson, D.B. (2007) Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis : a case study using bighorn sheep in the mojave desert. *The Journal of Wildlife Management* **71(5)** : 1419-1426.

Swihart, R.K. & Slade, N.A. (1985) Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* **66(4)** : 1176-1184.

Taylor, E.J. & Thomas, D.L. (1990) Study designs and tests for comparing resource use and availability. *The Journal of Wildlife Management* **54(2)** : 322-330.

Worton, B.J. (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70(1)** : 164-168.

## ~ ANNEXES ~

### *Ours équipés.*

#### **Annexe n°1 : DETERMINATION des localisations des COUCHES à partir des données issues du radio-pistage**

Les localisations par satellites sont faites toutes les trois heures. Ce paramétrage temporel assure un taux de succès des localisations égal à 95% (Cain *et al.*, 2005).

**Table 1 : Informations sur les données du radio-pistage pour chaque individu.**

ours	début du	Entrée en	Sortie de	Fin du	N locs	N locs	N jours	N jours
	suivi	tanière	tanière	suivi	printemps	été	printemps	été
<b>Palouma</b>	26/04/06	/	/	16/08/06	276	189	50	62
<b>Francka</b>	29/04/06	12/12/06	15/03/07	26/04/07	512	938	89	180
<b>Hvala</b>	18/05/06	27/11/06	17/04/07	03/07/07	686	915	87	183
<b>Balou</b>	11/07/06	10/12/06	28/02/07	16/06/07	746	925	107	153
<b>Sarousse</b>	22/08/06	31/12/06	15/03/07	03/12/07	478	1274	92	302

La précision d'une localisation par satellite dépend de la géométrie (orbites) et du nombre de satellites. En effet la disposition et le nombre de satellites varie au cours du temps. Ces paramètres sont renseignés par le système GSM en supplément des coordonnées de chaque position de l'animal afin de pouvoir juger de la qualité de la précision de chaque relevé (ou localisation).

#### **1. La géométrie des satellites :**

La constellation des satellites, c'est à dire leur disposition géométrique, est quantifiée par la dilution de la précision ou DOP (*dilution of precision*). Plus la DOP est faible et plus la géométrie des satellites est bonne, ce qui améliore la précision de la localisation (Dussault *et al.*, 2001). Par exemple, des satellites proches dans le ciel et situés à l'horizon ont une mauvaise géométrie. La DOP est donc aussi fonction du nombre de satellites car un grand nombre de satellites augmente les chances d'avoir une meilleure disposition. Il a été montré que le couvert végétal affecte beaucoup la DOP, un positionnement sous un couvert végétal dense donne souvent de fortes valeurs de DOP (com. pers. Janeau, Janeau *et al.*, 2004).

## **2. Le nombre de satellites :**

Le nombre de satellites utilisé pour calculer la localisation est renseigné à la fois par la donnée « validation » (validé ou pas) et par la donnée *SAT* (2 ou 3D). La « validation » indique si il y a plus de quatre satellites utilisés. La variable *SAT* indique s'il y a trois satellites (*SAT* = 2D) ou plus (*SAT* = 3D), sachant qu'il faut un minimum de trois satellites pour faire une localisation.

Le nombre de satellites sollicités est affecté par le relief. L'obstruction engendrée par un terrain accidenté diminue le nombre de localisations 3D (Girard *et al.*, 2002). En effet, si l'ours se situe au fond d'une vallée encaissée la surface du ciel visible, appelée ciel disponible, est réduite, donc il y a moins de satellites pour capter le signal du collier émetteur (Cain *et al.*, 2005). La topographie seule influence donc le nombre de satellites utilisés pour le calcul de la position, mais elle influence peu sa précision (D'Eon *et al.*, 2002). Cependant, lorsque la topographie est couplée à un milieu fermé, la précision est réduite. Donc la qualité de précision est surtout indiquée par la DOP (Dussault *et al.*, 2001, com. pers. Janeau).

**Table 2 : Tableau de contingence des catégories de précision.**

<b>N satellites</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>c</b>	<b>d</b>
<b>2D No</b>	1014	322	169	112
<b>3D No</b>	143	312	179	127
<b>3D Yes</b>	1199	516	0	0

En outre, les données satellites de type *2DNo* représentent 40% de toutes les localisations. En comparaison, ces données ne représentent que 1% environ des localisations dans la plupart des études effectuées sur des grands mammifères de plaine. Cela montre à quel point la topographie du milieu est contraignante. Ce fort pourcentage nous oblige à conserver ces points dans la phase d'identification des localisations correspondantes à l'état de couche.

Les localisations correspondantes à la période de tanière sont exclues pour ne tenir compte que de la période d'activité des ours (Table 1). De nombreuses localisations manquent en raison du comportement de l'ours et d'un milieu montagnard contraignant qui présente une grande variété d'habitats (D'Eon *et al.*, 2003, D'Eon *et al.*, 2002). Ainsi Obbard *et al.*, (1998) ont montré que les grands déplacements des ours à travers différents milieux provoquaient une perte importante de données. Il y a au total 6942 localisations pour les cinq ours étudiés. Cependant nous disposons de tous les renseignements concernant la précision (DOP, *Valid* et *SAT*) seulement pour 4093 localisations. Les 2849 localisations restantes pour lesquelles nous

n'avions que les informations *Valid* ou *SAT* ont dû être complétées. Dans le premier cas où seul *Valid* est indiqué, la valeur de *SAT* est *2D* si *Valid = No* et *3D* si *Valid = Yes*. Dans le deuxième cas où seul *SAT* est indiqué, la valeur de *Valid* vaut *No*.

### **3. Critères de distance, de jour et de pondération :**

Nous calculons la distance euclidienne entre localisations successives afin de mettre en évidence les périodes durant lesquelles l'ours se déplace très peu ou pas. Nous nous intéressons donc à l'erreur de précision à l'état fixe. D'après une étude menée avec le même type de matériel (Lotek, modèle 3300L) pour tester la précision des mesures GPS en mode stationnaire toutes catégories confondues de localisations, les auteurs ont déterminé que pour 95% des valeurs, la précision était inférieure ou égale à 144 mètres. Nous utilisons donc cette distance seuil de 144m entre localisations successives en dessous de laquelle nous considérons que l'ours est relativement immobile (Cargnelluti et al. 2007, com. pers. Janeau, Adrados et al. 2001, Hulbert et al. 2001).

Par ailleurs nous nous sommes intéressés à la dispersion des points, ou localisations, constitutifs d'une couche. En effet une succession de points même séparés par de courtes distances mais disposés de manière rectiligne, laisse à penser que l'animal s'est déplacé, auquel cas il n'y a pas de couche. Lorsque l'ensemble de points forme un nuage concentrique, nous pouvons considérer que l'animal n'a pas bougé et que les écarts de distance sont dus aux variations de précision.

Aussi nous considérons que le jour débute à 5h50 pour se terminer à 20h50. C'est un intervalle de temps constant et large qui tient compte de la variabilité saisonnière. Ensuite nous calculons le barycentre de l'ensemble des points propres à une couche (Cargnulletti *et al.*, 2005). Pour cela nous attribuons un poids à chacune des neuf catégories possibles (table 2). Les localisations 2D ou avec une DOP supérieure à 15 n'interviennent pas dans le calcul de la coordonnée d'une couche car il s'agit des localisations les moins précises (com. pers. Janeau).

**Table 3 : Pondération des catégories de précision.**

N satellites	a (0<DOP<5)	b (5<DOP<10)	c (10<DOP<15)	d (DOP>15)
2D No	0	0	0	0
3D No	3	2	1	0
3D Yes	6	5	4	0

Le barycentre (coordonnées XG et YG) des localisations d'une couche est calculé de la manière suivante :

$$XG = \gamma.X1 + \gamma.X2 + \dots + \gamma.X5 / \Sigma \gamma$$

$\gamma$  : coefficient de précision, valeurs entières de 0 à 6.

**X** : coordonnée d'une localisation de la couche, **X** inférieur ou égal à 5.

*Idem pour YG mais avec les coordonnées géographiques Y (ou latitude).*

**Table 4 : Nombre de localisations utilisées dans le calcul des domaines vitaux de chaque ours par la méthode Kernel.**

ours	Saison printemps	Saison été
Palouma	77	90
Francka	130	245
Hvala	156	270
Balou	177	263
Sarousse	150	412

**Table 5 : Nombre de couches observées pour chaque ours.** Le nombre de couches identifiées inclut les couches localisées en Espagne et dont on ne peut pas tenir compte dans l'analyse.

ours	N couches printemps		N couches été	
	identifiées	conservées	identifiées	conservées
Palouma	2	2	13	11
Francka	26	23	32	32
Hvala	31	24	38	28
Balou	26	22	37	20
Sarousse	17	12	63	21

## Annexe n°2 : Construction des variables environnementales

Le logiciel *Arctview* permet une résolution maximale d'un pixel de 50m. Néanmoins, une telle résolution produit des tableaux de taille gigantesque. En effet, une variable est un tableau de 890568 valeurs (651 lignes et 1368 colonnes) dans le cas de la population autochtone et un tableau de 4 214 528 valeurs (1304 lignes et 3232 colonnes) dans le cas des ours équipés. La mémoire vive allouée à un objet dans *R* est insuffisante pour permettre l'importation des 11 fichiers *ascii*. Cependant il est possible d'augmenter la mémoire vive allouée à un objet de *R*. La fonction *memory.size* incluse dans *R* permet de travailler avec des objets plus volumineux. Malgré cela, nous devons diminuer la résolution. Dans le cas de la population autochtone, la résolution est fixée à 150m ce qui réduit les dimensions d'un tableau à 98952 valeurs (217 lignes et 456 colonnes). Dans le cas des ours équipés, la résolution est fixée à 400m, ce qui donne un tableau à 65852 valeurs (163 lignes et 404 colonnes).

### 1. Améliorations :

En ce qui concerne la population autochtone, nous nous sommes aperçu qu'il y avait neuf couches situées en zones de pelouse, lorsque l'on effectuait leur positionnement sur la carte de la variable *forêt*. Pourtant, le complément d'information constitué par la fiche de renseignement (notes du prospecteur) sur chaque couche visitée indique que ces couches se situaient en forêt. Pour les cellules concernées, nous avons donc décidé de les pixelliser comme milieu forestier. En effet, il est possible de localiser un pixel (n° de ligne et n° de colonne) dans le tableau *ascii* à partir de ses coordonnées géographiques grâce aux attributs fournis à l'entête de tout fichier *ascii*. Les attributs renseignent la taille d'une cellule, le nombre de lignes et de colonnes et les coordonnées géographiques du premier pixel situé en bas à gauche (appelé XY l.l. pour *lower left*).

La formule est la suivante :

$$\text{n° de colonne} = \frac{\text{(coordonnée X du point recherché) moins (coordonnée X du premier pixel)}}{\text{(résolution)}}$$

*Idem pour le numéro de ligne mais avec les coordonnées géographiques Y.*

De plus il existe deux formats de fichiers *ascii*, les cartes de type numérique et les cartes de types facteur. Notre analyse impose des données quantitatives (numériques). La variable forêt est donc initialement (résolution 50m) transformée en variable muette de présence absence (1 ou 0). Il est à noter que pour les variables muettes, s'il s'avère que une ou plusieurs d'entre elles n'est pas du tout sélectionnée, alors cela entraîne une colonne de zéros dans le tableau Z contenant les unités utilisées en ligne et les variables en colonne. Cela empêche la diagonalisation de la matrice de covariance (inversion impossible). Il faut donc les exclure de l'analyse en considérant que l'ours n'utilise pas le type de milieu (com. pers. Calenge).

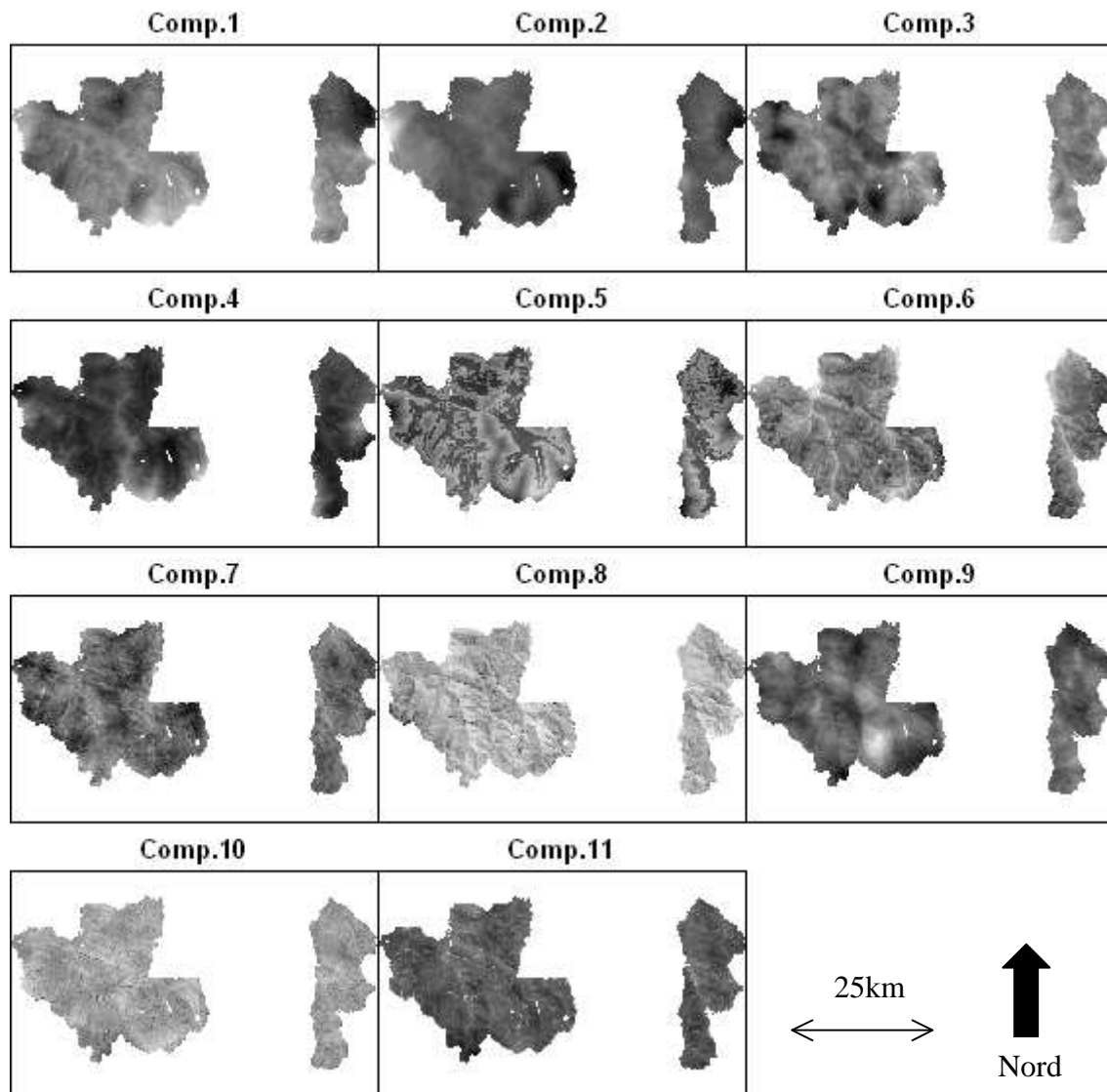
## **2. Suppression des zones impossibles :**

L'aire étudiée contient des zones où il est à priori impossible de rencontrer une couche d'ours. Il s'agit des zones urbaines et des lacs de montagne. Aussi, afin de ne pas les prendre en compte dans l'analyse de l'environnement et notamment dans le test de randomisation (couches aléatoires), nous excluons ces zones de l'espace en leur attribuant une donnée non disponible. Pour ce qui est du Béarn elles couvrent moins de 1% de la surface (252 pixels sur 40192). Pour ce qui est des Pyrénées centrales elles couvrent 2,7% de la surface (1042 pixels sur 38358). Nous fixons un seuil à 5% (en accord avec le risque alpha) pour déterminer si un pixel doit être considéré comme milieu impossible (com. pers. Quenette). Par exemple pour l'aire des Pyrénées centrales, toujours en se basant sur la meilleure résolution, c'est à dire que s'il y a plus de 4 pixels sur 64 ( $4/64 > 0.05$  et  $8 \times 50 = 400\text{m}$ ) en zone impossible alors c'est tout le pixel qui est supprimé. Pour l'aire du Béarn un seul pixel sur 9 ( $1/9 > 0.05$  et  $3 \times 50 = 150$ ) en zone impossible provoque la suppression du pixel entier.



*Population autochtone.*

**Annexe n°3 : Espace écologique de la MADIFA, visualisation des onze composantes**



**Fig. 1. Espace écologique de la MADIFA.** Visualisation des onze composantes.

**Annexe n°4 : Photographies de couches diurnes**



**Photo 1. Couche diurne de Balou le 17/03/2007 à Bethmale.**



**Photo 2. Couche diurne de Hvala du 27/07/2007 au pied de la légère barre rocheuse, que nous avons identifié d'après les calculs à partir des localisations GPS/GSM à 10m près, visitée le 13/07/08.**