

**INSTITUT NATIONAL
AGRONOMIQUE
PARIS-GRIGNON**

Département Agronomie-Environnement
Unité de Formation et Recherche DMOS ;
Dynamique des Milieux et Organisations Spatiales

Université Pierre et Marie Curie - Paris VI
Laboratoire de Biologie Végétale Tropicale

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, Baja California Sur, México

THESE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON

présentée par

Stefano CASALEGNO

**CARACTERISATION ET CARTOGRAPHIE
D'UN ECOTONE FORESTIER DE MONTAGNE
AFIN DE FOURNIR DES INDICATEURS DE
PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE**

Analyse à différents niveaux d'appréciation et spatialisation de la transition
chênaie-forêt tropicale caducifoliée sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique.

Soutenue publiquement à Paris le 11 septembre 2001 devant le jury suivant :

Dr. Colette M. GIRARD, Institut National Agronomique Paris-Grignon,	président
Dr. Nathalie BEAULIEU, Centro Internacional de Agricultura Tropical, (Cali, Colombie),	rapporteur
Dr. Frédéric ACHARD, Joint Research Center (Ispra, Italie),	rapporteur
Dr. Marie-Françoise PASSINI, Université Paris VI,	examinateur

Avant propos

Cette thèse a été dirigée par le Dr. Colette GIRARD et réalisée dans l'unité de formation et de recherche "Dynamique des Milieux et Organisations Spatiales", département Agronomie et Environnement de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon.

A partir de mon travail de DEA, dirigé par le Dr. Marie-Françoise PASSINI, au Laboratoire de Biologie Végétale Tropicale de l'université UPMC Paris 6, concernant la même zone d'étude, les thématiques d'études ont évolué et se sont concrétisées dans ce travail pluriannuel.

Le travail de terrain au Mexique s'est déroulé dans le cadre du programme de recherche franco-mexicain ECOS M94B02. Cette partie du travail a été organisée dans le CIBNOR (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste de La Paz). Il a commencé en 1997 pendant trois mois de stage de DEA et a continué en 1997-1998 pendant un an, en première année de thèse, sous la direction conjointe du Dr. Marie-Françoise PASSINI et du Dr. Laura ARRIAGA. A partir du laboratoire, et avec le support logistique et scientifique du personnel CIBNOR, j'ai organisé une série de missions de terrain qui m'ont permis de récolter, en 120 jours et nuits de permanence en montagne, un ensemble considérable et fructueux de données sur la végétation et l'écologie des forêts. Dans l'herbier *Annetta Carter* au CIBNOR, j'ai effectué le travail de classification taxonomique avec les experts botanistes Dr. José Luis LEON de la LUZ, l'ingénieur Agronome Raymundo DOMINGUEZ-CADENA et le technicien botaniste Miguel DOMINGUEZ-LEON.

De retour en France, j'ai analysé les données à l'INA P-G, avec la collaboration de mon directeur de thèse et des chercheurs Dr. Jean-Marc GILLIOT et Dr. Michel Claude GIRARD.

Remerciements

Ce travail a été rendu possible grâce aux orientations, critiques, aide et soutien de mon directeur de thèse Dr. Colette GIRARD, qui a suivi mon évolution professionnelle et m'a donné un modèle de rigueur scientifique.

Je tiens à remercier également les personnalités qui m'ont fait l'honneur de siéger à mon jury de thèse :

Les rapporteurs Dr. Nathalie BEAULIEU du Centro Internacional de Agricultura Tropical de Cali en Colombie et le Dr. Frederic ACHARD du Joint Research Center de Ispra en Italie.

Le Dr. Marie-Françoise PASSINI, du laboratoire de Biologie Végétale Tropicale de l'Université Pierre et Marie Curie Paris VI avec laquelle j'ai pu travailler sur le terrain et en laboratoire et qui m'as appris et guidée dans la pratique de la science écologique avec toute son expérience et son énorme connaissance du milieu d'étude. Je lui suis très reconnaissant de m'avoir aussi guidé dans le choix de terminer la thèse à Grignon.

Mes remerciements vont également au Dr Laura ARRIAGA du CONABIO de la ville de Mexico dont la collaboration a été indispensable. Ce travail n'aurait pas eu lieu sans son apport scientifique et moral.

Les chercheurs du CIBNOR, Aurora BRECEDA, Yolanda MAYA, José Luis LEON de la LUZ, Sara DIAZ, Rocio CORIA et Cesar SALINAS qui m'ont aidé énormément dans ce travail.

Le Dr. Jan Marc GILLIOT, le Dr. M.C. GIRARD directeur de l'équipe DMOS, pour leur formation et aide sur le traitement des données, le Dr. L. BRESSON, directeur du département, les chercheurs thésards Florence CARRE, Fadhel GADDAS et Emmanuelle VAUDOUR, la technicien Francine LIM et son assistance en informatique.

Je dois remercier énormément les techniciens Franco COTA, Miguel DOMINGUEZ-LEON, Amado COTA, Alberto DOMINGUEZ-ESTRADO, pour l'aide dans le travail de terrain qui a été éprouvant car je choisissais toujours des sites impossibles mais grâce *al Franchi* nous les avons tous joints.

J'exprime toute ma gratitude aux agriculteurs de la Sierra de la Laguna qui ont collaboré et m'ont guidé sur le terrain, ils ont mis à ma disposition leurs animaux, ils m'ont accueilli chez eux, et dont la fréquentation a été une école de vie pour moi : Don Humo, Loreto, Sebastien, au *Rancho vieho* de la Zorra, les familles Cota, Dominguez, et Domenico *Ranchos Atun, Cieneguita* et *Coyote* dans la vallée los Naranjos.

Enfin merci à ma famille, Oriane et Federico et Dianora.

Caractérisation et cartographie d'un écotone forestier de montagne afin de servir d'indicateur de perturbations d'origine anthropique

Analyse à différents niveaux d'appréciation et spatialisation de la transition chênaie-forêt tropicale caducifoliée sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique

SOMMAIRE

Résumé

Chapitre 1. Introduction générale	page	2
1.1 Contexte scientifique.....	"	4
1.2 Contexte socio-économique.....	"	7
1.3 Concept d'écotone et applications.....	"	8
1.4 Objectif de l'étude.....	"	11
1.5 Hypothèse d'étude.....	"	13
1.6 Méthodologie.....	"	16
1.7 Organisation du mémoire.....	"	22
1.8 Conclusion.....	"	23
Chapitre 2. Présentation du milieu d'étude et de son contexte régional ... 25		
2.1. Biodiversité et endémisme.....	"	27
2.2 Facteurs abiotiques responsables de l'étagement de la végétation.....	"	29
2.3. Zonation écologique.....	"	31
2.4. Anthropisation.....	"	35
2.5. Conclusion.....	"	41
Chapitre 3. Prémodèle	"	42
3.1. Répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique.	"	43
3.2. Répartition des zones susceptibles d'être fragilisées par l'impact anthropique. ...	"	47
3.3. Liste des espèces susceptibles d'être consommées ou extraites dans les milieux orobiomes chênaie - forêt tropicale caducifoliée.	"	49
3.4. Conclusion.....	"	51
3.4. Résumé.....	"	51

Chapitre 4 : Description et caractérisation de l'écotone et des orobiomes d'après les données de terrain.....page 53

4.1 Choix des critères et dimensions spatiales et temporelles d'échantillonnage pour définir un protocole expérimental....." 55
4.1.1 Etude préliminaire " 55
4.2 Mise en application du protocole de saisie des données....." 62
4.3 Identification des orobiomes et de la zone de transition....." 70
4.3.1 Mise en évidence des espèces les plus représentatives et niveaux de représentativité....." 71
4.3.2 Différenciation de groupes d'espèces les plus discriminantes " 73
4.3.3 Localisation altitudinale des discontinuités du couvert et ordination d'unités de végétation sur le gradient d'altitude....." 79
4.4 Caractérisation des unités de végétation....." 83
4.4.1 Structure de la végétation....." 84
4.4.2 Phénologie foliaire....." 89
4.4.3 Biodiversité et endémisme....." 91
4.5 Répartition spatiale des orobiomes : modèle d'étagement et extension du concept d'orobiome et d'écotone dans la sierra de la Laguna....." 94
4.6 Conclusion " 96
4.7 Résumé....." 97

Chapitre 5. Caractérisation et cartographie de l'écotone et des orobiomes par les données numériques de télédétection....." 98

5.1 Introduction....." 99
5.2 Données de télédétection et autres données disponibles....." 100
5.3 Etude pilote....." 100
5.4 Choix du traitement des données numériques afin de caractériser et cartographier l'écotone....." 105
5.5 Choix de l'image....." 106
5.6 Identification de l'écotone " 107
5.7 Distribution géographique de l'écotone....." 109
5.8 Conclusion " 114
5.9 Résumé " 115

Chapitre 6. Analyse multi-échelle de l'effet des perturbations anthropiques sur l'écotone et les orobiomes....." 116

6.1 Effet du pâturage sur la structure de la biomasse de la végétation de la forêt tropicale décidue : résilience après 10 années....." 118
6.2 Effet de la perturbation anthropique sur les orobiomes forêt tropicale caducifoliée, chênaie, et sur la zone de transition....." 123
6.3 Effet de l'altitude et de la compétition inter-spécifique sur l'état de la structure des stades de développement des espèces représentatives du couvert ligneux....." 129

6.4 Interaction entre les perturbations et l'écologie des orobiomes..... page 132
6.5 Conclusion..... " 139

Chapitre 7 : Conclusion générale....." 141

Bibliographie....." 152

Annexe 1 " 162
Annexe 2 " 163
Annexe 3 " 164
Annexe 4 " 172
Annexe 5 " 173
Annexe 6 " 182
Annexe 7 " 183
Annexe 8 " 193
Annexe 9 " 195
Annexe 10 " 197
Annexe 11 " 198

Liste des figures....." 200

Liste des tableaux....." 203

Liste des annexes....." 205

Chapitre 1. Introduction générale

1.1 Contexte scientifique.....	page	4
1.2 Contexte socio-économique.....	"	7
1.3 Concept d'écotone et applications.....	"	8
1.4 Objectif de l'étude.....	"	11
1.5 Hypothèse d'étude.....	"	13
1.6 Méthodologie.....	"	16
1.7 Organisation du mémoire.....	"	22
1.8 Résumé.....	"	23

Chapitre 1. Introduction générale

Mes travaux portent sur l'analyse d'un écotone forestier de montagne, situé en partie dans la Réserve de la Biosphère «Sierra de la Laguna» au Mexique, et contribuent à la compréhension des mécanismes d'interaction entre des formations forestières naturelles mélangées. Les écotones (c.f. "zones de transition entre systèmes écologiques connexes, ayant un ensemble de caractères définis uniquement par l'espace et le temps et par l'intensité d'interaction entre ces systèmes" ; Di Castri *et al.* 1988) sont une clé importante pour comprendre la dynamique de la végétation. Kimmins en 1987, dans son ouvrage sur l'écologie des forêts, écrivait : «*an ecotone study will help reveal much about the complexity of the way in which the structure and function of biotic communities are determined*». Une étude sur les écotones peut ainsi apporter des conseils aux gestionnaires des milieux naturels. Mon travail est donc une application concrète de l'écologie à la gestion.

La fragilité des milieux naturels (Blasco 1994), tels que les forêts de montagne, sous la pression des contraintes socio-économiques, sensibilise et génère l'inquiétude dans l'opinion publique. Des questions d'ordre éthique : perte de diversité spécifique (biodiversité) et préservation d'espèces endémiques, et d'autres questions plus concrètes telles que l'érosion des sols, la désertification, et les inondations engendrées par la perte de la couverture boisée en amont des bassins versants, ont favorisé des lois et des procédures de protection et de recréation d'aires forestières. La conservation et la gestion des forêts deviennent une nécessité absolue. D'ailleurs, la communauté scientifique travaillant dans ce domaine a été stimulée par des questions d'éthique et des demandes de résultats concrets formulées par la société civile. Des modèles prédictifs de l'évolution dynamique et spatiale de la végétation, de sa structure et de sa composition sont développés à différents niveaux d'appréciation et d'analyse.

La recherche scientifique, concernant à la fois l'écologie, l'écologie du paysage, la conservation et l'aménagement durable des forêts, s'intègre dans une large thématique philosophique : celle de la relation entre l'Homme et l'environnement. La nécessité d'aménager l'environnement en fonction d'objectifs préétablis localement s'intégrant dans un contexte de principes plus généraux, est un problème dont la solution relève des résultats des

recherches scientifiques. Les stratégies et les modalités d'action de la recherche sont nombreuses, les solutions et les outils de réalisation doivent être pratiques, économiquement réalisables et adaptés aux objectifs souhaités.

L'objectif de mes recherches est donc double : il s'agit, d'une part, de caractériser la structure et la distribution spatiale de la transition entre deux formations forestières de montagne, et, d'autre part, d'analyser dans quelle mesure l'approche d'un milieu de transition est mieux adaptée à fournir des indicateurs de perturbations d'origine anthropique que l'étude d'une portion homogène de forêt.

Je défends la thèse selon laquelle la caractérisation et la cartographie des milieux de transition en montagne peuvent fournir des indicateurs de changement et de fragilité.

Ainsi, ces thématiques et objectifs d'étude peuvent aboutir à la définition d'une méthode de caractérisation et de cartographie de la transition entre orobiomes¹ (étages de végétation de montagne), dans un contexte régional spécifique, nécessaire au suivi de l'état de la végétation dans une perspective d'aménagement durable de l'environnement.

Dans une perspective d'étude plus large, il serait intéressant d'utiliser les outils méthodologiques proposés pour l'évaluation et la gestion des formations boisées de montagne dans d'autres régions du globe.

Diverses motivations ont conduit la réalisation de ce travail : considérations sociales, économiques et scientifiques, qui chacune nécessitent l'élaboration de théories scientifiques afin d'obtenir des résultats valables. Les deux prochains sous chapitres (1.1 et 1.2), contextes scientifiques et socio-économiques, résument ces motivations.

A la fin de ce premier chapitre, je présente une synthèse de l'évolution du concept d'écotone et de ses applications, ce qui me permettra de définir, en tenant compte des contraintes scientifiques et socio-économiques précitées, les objectifs, les hypothèses de base à tester, la méthodologie utilisée et l'organisation du mémoire.

¹ Pour désigner les étages de végétation de montagne, Walter et Box (1976), proposent le terme « Orobiome ». « Etage » se réfère à la notion de zonation de la végétation orophile lié au facteur écologique dominant. Les *Oro-écotones* sont les milieux de transitions entre orobiomes.

1.1 Contexte scientifique

L'interrogation scientifique sous-jacente à l'ensemble de mon travail est : comment conserver des forêts de montagne ? Cette question se situe dans le cadre de l'aménagement des écosystèmes, c'est-à-dire : « *la modification ou la manipulation guidée de la production primaire, de la consommation et de la décomposition ou du stockage abiotique* »² (Cluson et al. 1999). Une nouvelle approche intègre le concept de durabilité³ (Ahern 1999) dans l'aménagement des écosystèmes forestiers, en reconnaissant la responsabilité des aménageurs vis-à-vis des générations actuelles et futures (Toman et Ashton 1996). Les préoccupations de santé et de bien-être des gens ainsi que la conservation des écosystèmes forestiers déterminent l'évolution des pratiques d'aménagement vers la durabilité⁴ (Dovers et Norton 1994, Colfer *et al.* 1995). Les concepts d'aménagement durable des forêts sont décrits en termes de principes guides, critères et indicateurs correspondants, qui comprennent la maintenance et l'amélioration de diverses valeurs des forêts. La Food and Agricultural Organisation (FAO) propose une vue d'ensemble de ces concepts exprimée en six points : (1) l'étendue des ressources forestières, (2) la conservation de la diversité biologique, (3) la santé et la vitalité des forêts, (4 et 5) la fonction productive et protectrice des forêts, et (6) les besoins sociaux et économiques reliés à la forêt⁵ (Lanly 1995).

L'aménagement durable des écosystèmes est donc un large domaine d'étude qui embrasse diverses thématiques, telles que la biodiversité (Wilson 1992 ; Groombridge 1995, Heywood et Watson 1995), la viabilité des systèmes écologiques (Lubchenco *et al.* 1991, Risser *et al.* 1991, Levin 1993), la conservation (Sample 1991, Alpert 1995), et l'aménagement du paysage (Lucas 1991, Boyce 1995, Forman 1995). Ces disciplines se basent toutes sur la constatation actuelle de l'état des forêts (ou des systèmes étudiés), sur la connaissance de leur histoire et sur les prévisions d'évolution possible sous la pression des différents facteurs et contraintes qui les affectent.

² « *Ecosystem management is the orchestrated modification or manipulation of primary production, consumption, decomposition, or abiotic storage* ».

³ « *Sustainability* » : a condition of stability in physical and social systems achieved by accommodating the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their needs c.f. condition de stabilité dans les systèmes physiques et sociaux atteinte par la conciliation des besoins du présent sans compromettre la possibilité pour les futures générations de satisfaire leurs besoins

⁴ *The health and wellbeing of the people and the forest ecosystem together determine the progress of management practices towards the sustainability.*

⁵ *Extent of forest resources, conservation of biological diversity, forest health and vitality, productive functions of the forest, protective function of the forest and, forest-related economic and social needs.*

L'aménagement durable des milieux forestiers de montagne, en Basse Californie comme ailleurs, doit prendre en considération la diversité, la rareté et la fragilité de ces milieux. En effet, la zone d'étude choisie, le massif « Sierra de la Laguna », abrite de nombreuses espèces dont des espèces endémiques (Tableau 1), qui sont liées à des écosystèmes forestiers considérés comme fragiles (Morelos 1988, Arriaga et Ortega 1988, Maya 1988, Breceda et Mercado 1994). La chênaie de basse altitude, dominée par *Quercus tuberculata* (Lieb.) est considérée comme la formation la plus fragile du massif (León de la Luz *et al.* 1988, Cancino *et al.* 1994) à cause de son faible recouvrement. Son évolution spatiale et temporelle nécessite d'être suivie afin de pouvoir la protéger.

	Sierra de la Laguna		Mexique		Vizcaino		Iles du golfe de Californie	
	tot. sp.	sp.end.	tot. sp.	sp.end.	tot. sp.	sp.end.	tot. sp.	sp.end.
Plantes	694	81	22 000	9 300	447	42	581	18
Reptiles	27	8	717	368	43	-	81	28
Oiseaux	74	1	961	78	192	-	201	-
Mammifères	30	2	439	141	69	2	45	18
Amphibiens	2	-	284	173	4	-	2	-
Total	827	92	24 401	10 060	775	44	901	64

Tableau 1.1 Biodiversité et endémisme dans la région d'étude et au Mexique.

Nombre total d'espèces végétales et animales (= tot. sp.) et nombre d'espèces végétales et animales endémiques (= sp.end.) recensées au Mexique et dans les trois aires protégées de Basse Californie d'après Huey (1964), Waver (1978), Cody *et al.* (1983), Case (1983), Cody (1983), Anderson (1983), Lawlor (1983), León de la Luz et Dominguez (1989), Flores-Villela et Gerez (1989), Rzedowski (1991a, et 1991b), Gallina *et al.* (1991), León de la Luz *et al.* (1991).

La question scientifique abordée par cette thèse : « **la transition entre deux formations forestières de montagne est-elle un milieu déterminant et représentatif, utilisable pour la gestion de l'ensemble des formations qu'il limite ?** », est un argument d'étude fort nécessaire à la thématique générale de préservation des milieux naturels fragiles et uniques.

La recherche bibliographique effectuée, m'a permis de constater, comme Morelos (1988) et Ffelliott *et al.* (1994), qu'il manque une grande partie des informations concernant les ressources naturelles de la région étudiée. Dans ce contexte, un aménagement durable des formations forestières est difficile. Plus spécifiquement, la chênaie dominée par l'espèce *Quercus tuberculata* est le milieu le moins étudié. Aucun document scientifique relatif à ce milieu et à ses limites n'a été trouvé dans la littérature.

Il est donc nécessaire, afin de répondre à la question précitée, d'élargir nos connaissances sur l'écologie des milieux forestiers de Basse Californie Sud, d'apporter des nouvelles données scientifiques qualitatives et quantitatives sur ces milieux forestiers de montagne et sur leur extension spatiale.

D'un point de vue purement scientifique, les données récoltées et les résultats obtenus apportent des éléments pour avancer dans le processus de validation - réfutation des paradigmes⁶ scientifiques actuels (Kuhn 1962).

Enfin, le travail de recherche proposé apporte de façon indirecte, par ses interrogations sur l'aménagement durable des forêts et sur la possibilité de détecter des dégradations, des données scientifiques localisées sur une région restreinte intéressante pour ceux qui travaillent et travailleront sur le changement climatique.

Le changement global du climat soulève de plus en plus de controverses dans le monde scientifique. Les effets d'un hypothétique changement climatique se répercutent sur les écosystèmes terrestres. La variation altitudinale des étages de végétation de montagne, et leur adaptation possible à de nouvelles conditions climatiques est une thématique de recherche actuelle controversée (Ozenda et Borel 1990, Solomon et Shugart 1993, Neilson 1993, Noble 1993, Slatyer et Noble 1996, Weinstein 1996, Kienast *et al.* 1997, Villalba et Veblen 1997, Camarero *et al.* 2000a). Il est intéressant de pouvoir constater si, et dans quelle mesure, une éventuelle modification spatiale ou structurale de la végétation est perçue au niveau régional. Si les aires forestières de montagne, comme celles de Basse Californie, étaient maintenues dans leur état de conservation actuel, elles pourraient être étudiées comme indicateurs. On constate que les écosystèmes primaires ou faiblement anthropisés se raréfient. Depuis le Néolithique, l'homme utilise le bois comme combustible, comme matériau de construction et déboise pour étendre les zones de pâturage ou de culture. A la fin du Néolithique, les forêts, par exemple, occupaient plus de 2/3 de la superficie de la Chine ; aujourd'hui elles couvrent moins de 10% de ce pays (Beltrando, 1999). Enfin, le bilan total de la variation du couvert forestier du monde reste négatif. Ainsi, entre 1990 et 1995 la FAO (1999) estime une perte de 56 millions d'hectares soit une moyenne de - 0,3% par an.

⁶ C.f. paradigme : ensemble d'idées, de conceptions, qui forment un cadre de pensée à l'intérieur duquel on pense, on imagine et on planifie des expérimentations, on interprète les résultats, on élabore des théories.

1.2 Contexte socio-économique

La zone d'étude est partiellement protégée par le statut de Réserve de la Biosphère. Depuis la fin du XVIII^{ème} et le début du XIX^{ème} siècle, l'homme a commencé à créer des aires naturelles protégées (Heinrich et Hergt 1990). La vision et l'idée d'espace naturel «dangereux», obstacle au développement humain, ont été transformées en «nature fragile» nécessaire au maintien de sociétés humaines. En effet, ce changement de point de vue, dû en grande partie aux désastres écologiques auxquels nous avons assisté ce dernier siècle (Ramade 1987), est à l'heure actuelle fortement débattu.

Une de ces thématiques est le rôle hydrologique (régime et qualité d'eau) de la forêt et le lien entre activité torrentielle (inondations, érosion), déboisement, et agriculture : interrogation ancienne (Surrell 1841) dont la réponse est largement démontrée et analysée à l'heure actuelle (Bosch et Hewlett 1982, Cosendey 1984, 1995, Lavabre *et al.* 1991, Fritsch 1992, 1995, Andréassian 1996, Bäumlér et Zech 1998, Iovino *et al.* 1998, Lexer et Hönninger 1998, Smolikowski *et al.* 1998, Chen *et al.* 1999).

Le massif montagneux "Sierra de la Laguna" de Basse Californie Sud, joue un rôle stratégique quant à la disponibilité en eau de l'ensemble de cette région (Guertin *et al.* 1998, Maya *et al.* 1994, Arriaga *et al.* 1994). L'économie et le développement local dépendent strictement et fortement de la végétation du massif qui permet le renouvellement annuel des réserves hydriques. Il est évident que le maintien et la protection des forêts d'altitude est une priorité pour cet Etat soumis à un climat aride (voir données en chapitre 2).

La dynamique économique de Basse Californie Sud a évolué rapidement ces dernières années, le tourisme étant le moteur des activités économiques (Ffelliott *et al.* 1994, Breceda et Mercado 1994, Cancino *et al.* 1994), et restant potentiellement un secteur à forte croissance. A l'heure actuelle les complexes touristiques exploitent les milieux côtiers, l'activité touristique a récemment commencé à se développer sur la montagne. Il est facile de prévoir l'évolution de la conquête du tourisme en zone de montagne dans les prochaines années. D'ailleurs, une fréquentation des milieux boisés d'altitude par des amateurs de nature fait déjà partie de la culture locale et d'un tourisme limité (Maya *et al.* 1994). La végétation naturelle du massif, sa diversité spécifique (biodiversité), les paysages, la faune, les espèces endémiques, le contraste et le mélange entre formations tempérées et formations tropicales sèches, sont un patrimoine et une richesse qui attirent l'activité touristique nationale et internationale.

Pour les raisons précédentes (potentialités attractives et rôle de protection de risques d'érosion, inondations et sécheresse), une étude dont la finalité est la préservation des paysages forestiers de montagne, est justifiée par les besoins socio-économiques.

Il est évident que les motivations socio-économiques et scientifiques interfèrent. Elles sont toutes liées au risque de perte de surface forestière comme le schématise la figure 1.1.

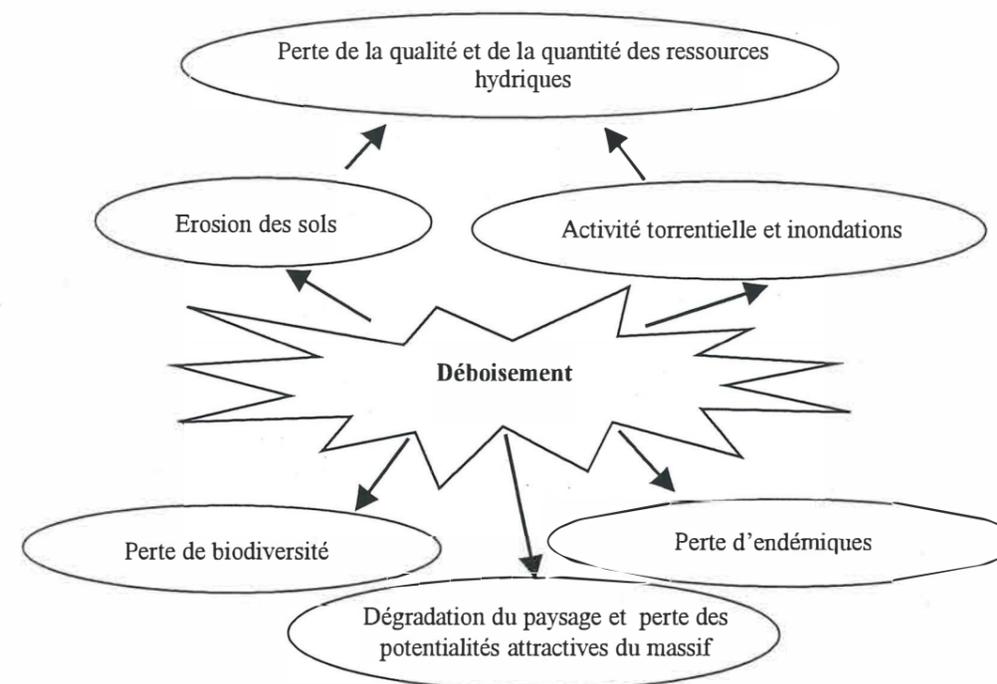


Figure 1.1 : Risque liés à la perte de l'aire boisée de la Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud.

Dans le prochain sous-chapitre je fais le point sur le concept d'écotone en vue de la définition des objectifs théoriques et pratiques de l'étude.

1.3 Concept d'écotone et applications

La recherche en écologie s'est intéressée surtout aux processus de fonctionnement dans des écosystèmes homogènes, et dans les combinaisons d'unités que constituent les paysages. En même temps les écotones, transitions entre ces unités, étudiés en détail, ont montré qu'ils jouent un rôle fondamental dans le contrôle du fonctionnement des systèmes spatiaux dynamiques (Holland et Risser 1991) tels que les forêts.

Un large travail bibliographique a été nécessaire afin d'aborder les milieux de transition, car les écotones ont été l'un des premiers thèmes d'étude en écologie végétale (Livingston 1903, Clements 1905) et font toujours l'objet des travaux scientifiques récents.

Par ailleurs, si l'on considère les études en écologie depuis leur début, les théories, initialement basées sur l'analyse d'unités homogènes d'organismes (Möbius 1877), ont évolué vers une approche d'étude d'unités hétérogènes constituées de plusieurs systèmes naturels (Slatkin 1977), et ont intégré les concepts d'organisation hiérarchique (Allen et Starr 1982) des systèmes naturels et l'analyse des relations facteurs-échelles. Le concept de « limite » ou « transition » est à la base de ce processus d'évolution en écologie.

En effet, le débat sur l'existence d'unités complexes d'organismes, « les communautés », sous entend plusieurs unités séparées d'où la présence de limites et, a généré l'évolution de la pensée scientifique dans le domaine des sciences naturelles et appliquées. Pour faire court, une opposition de vue existait entre la théorie organiciste de Clements (Clements 1916, 1936, Tansley 1920, Braun Blanquet 1932) et la théorie individualiste de Gleason (Gleason 1926, Matuszkiewicz 1948, Curtis et McIntosh 1951, Brown et Curtis 1952). Enfin, les nombreux travaux de Whittaker (1953, 1956, 1960, 1967, 1970, 1973, 1975, 1982), ont permis d'abandonner ce débat et d'évoluer vers la théorie du continuum, permettant d'ordonner et classer des unités de végétation au sein du continuum. Suivant cette hypothèse, les plantes sont réparties suivant un « *ecocline* », c'est à dire un gradient d'écosystèmes ou un gradient de l'ensemble des communautés et environnements. Ce gradient est caractérisé par des variations graduelles de l'ensemble des facteurs environnementaux (*complex-gradient*) et des communautés d'organismes (*coenoclines*).

Van Leeuwen (1966) et van der Maarel (1976, 1990) précisent la distinction entre les concept d'écotones, (cf. zones de tension ; Livingston 1903, Clements 1905), et d'écoclines (c.f. gradient Whittaker 1960). Une application de cette différenciation théorique est présentée par Backéus (1993) pour la brousse africaine.

Yamamura (1976) définit les écotones comme un changement de phase écologique gouverné par les relations entre les taux de croissance des différentes populations et les relations inter et intraspécifiques, certains auteurs (Zallen 1983, Domb et Lebowitz, 1988 Milne et al. 1996), étudient divers écotones suivant cette hypothèse.

Sugihara et May, (1990) Krummel *et al.* (1987), et Milne *et al.* (1996) font une approche des écotones par des modèles basés sur la géométrie fractale.

Désormais, la définition fonctionnelle de l'écotone, (voir chapitre 1 page 2) proposée par di Castri *et al.* (1988), basée sur une approche hiérarchique des systèmes naturels, est aujourd'hui communément admise et permet de dépasser l'opposition entre écotone-écocline. Suivant cette approche, les écotones, au sens large, se différencient en écoclines, terme désignant des changements graduels des motifs spatiaux accompagnés par une tendance fonctionnelle et structurelle, proche de la linéarité. Les écotones, au sens strict, indiquent des changements abrupts avec un comportement non linéaire⁷ (di Castri et Hansen 1992). Les termes "zone de transition", "limite" et "écotone" au sens large sont des synonymes (Hansen et al. 1988).

Les scientifiques russes ont aussi longuement travaillé sur les zones de transition entre les systèmes naturels. L'opposition entre transitions graduelles ou abruptes, suivant l'objet d'étude, est aussi débattue. Une analyse des travaux de l'école russe dans le domaine des zones de transitions est présentée par Rodoman (1982).

A l'heure actuelle, les milieux de transition sont toujours très étudiés suivant plusieurs approches, échelles d'étude et applications (on peut citer Holland *et al.* 1991, Johnston *et al.* 1992, Gosz 1993, Fortin et Drapeau 1995, Milne *et al.* 1996, Esler *et al.* 1998, Fortin *et al.* 2000). De plus, ces auteurs ont analysé l'organisation hiérarchique des écotones et la variation des facteurs dominants suivant l'échelle d'analyse.

Le bilan des différentes études sur les écotones montre que ce concept complexe est à expliciter et à appliquer dans des cadres spatio-temporels préalablement et strictement définis par les objectifs et hypothèses d'étude (Vanpeene Bruhier 1998). La définition et l'appréciation des systèmes de transition dépend en effet de l'échelle spatiale (Keitt *et al.* 1997; Gardner *et al.* 1991; Bullock *et al.* 2000), du facteur espace-temps (Delcourt et Delcourt 1992; Saunders *et al.* 1999) et de la résolution d'analyse (i.e. résolution spatiale et descripteurs) (Fortin *et al.* 1996, Fortin 1999).

Plusieurs travaux scientifiques ont été dédiés aux transitions entre orobiomes (Daubenmire 1956, Whittaker 1956, 1960, Beals 1969, Heath 1971, Reiners et Lang 1987, Slatyer et Noble 1992, Armand 1992, Kappelle *et al.* 1995, Kappelle 1996, Koichi 1997, Adam 1988, Didier et Brun 1998, Oosterhoorn et Kappelle 2000, Camarero *et al.* 2000-a et 2000-b, Sardinero 2000), car leur fonction indicatrice de l'état de vigueur des formations forestières adjacentes est une stratégie d'étude efficace.

⁷ Referring to a transition zone, a differentiation is made between sharp and gradual transitions. If the change in the spatial pattern is gradual and the functional and structural trends of the system under study approach a certain linearity, it is preferable to refer to ecoclines or to true gradients. If the change is abrupt with non-linear behaviour, the boundary is an ecotone in the strict sense

Il est démontré que le concept d'écotone a une importance à la fois dans la théorie (aspect scientifique) et la pratique (aspect socio-économique) de l'aménagement et la conservation des forêts (Risser 1985, Naiman *et al.* 1988, Holland 1988, Gosz 1992, Vanpeene Bruhier 1998).

1.4. Objectif de l'étude

Dans une perspective d'aménagement durable des paysages forestiers montagnards, mon objectif est de développer une méthode d'étude rapide et peu coûteuse qui puisse limiter le travail de terrain et trouver la technique la plus efficace pour : (I) caractériser la structure et la distribution spatiale des orobiomes, forêt tropicale caducifoliée, chênaie, et de leur transition ; (II) analyser dans quelle mesure l'approche d'un milieu de transition fournit des indicateurs de perturbations d'origine anthropique.

L'objectif d'un tel travail était d'offrir la possibilité aux futurs scientifiques, ou techniciens-gestionnaires, travaillant dans la région, une stratégie d'échantillonnage de terrain et d'utilisation des données de télédétection appropriées à l'objet d'étude. J'ai travaillé en m'attachant à mettre en place un cadre d'analyse adapté aux hypothèses, étape de base nécessaire à une future détermination de la forme optimale que doit revêtir l'intervention humaine afin d'éviter la dégradation de milieux fragiles, et de favoriser l'implantation et la régénération d'une formation végétale aux dépens d'une autre.

Dans la région étudiée, les conditions de déplacement et d'accès à certains sites sont difficiles. Il est par ailleurs nécessaire d'acquérir régulièrement des données concernant la végétation et son état. Enfin, il est nécessaire d'optimiser le temps de réalisation et de limiter le travail de terrain.

Afin d'aménager de façon durable un ensemble d'écosystèmes, Gosz (1992) indique la nécessité de disposer de 3 types d'informations concernant : (1) l'environnement physique qui agit sur l'écosystème, (2) les biotes qui opèrent à l'intérieur de ces contraintes, et (3) les interactions entre biotes, et entre les biotes et leur environnement⁸. Dans la définition des objectifs de travail, il a été important de tenir compte de la dimension spatiale de l'écotone.

⁸1) the physical environmental constraint, 2) the biota that operate within those constraints, 3) the interactions among the biota and between the biota and the environment

La théorie scientifique en écologie des forêts et en écologie du paysage apporte de multiples arguments en faveur d'une approche spatiale multi-échelle et multi-temporelle en vue de l'étude des systèmes naturels complexes que sont les forêts. Je vais donc tester des méthodes qui permettent d'évaluer l'état de la végétation en utilisant des données issues de l'échantillonnage de terrain et de la télédétection. Ces données permettent de considérer différentes dimensions analytiques, spatiales, structurales, et temporelles.

En vue de répondre à l'objectif principal de la thèse, des étapes intermédiaires suggérées par les trois points précédents, apportent des informations pour l'aménagement durable des systèmes naturels. Dans un premier temps, j'ai cherché à définir la résolution (*grain size* ou aire minimale d'échantillonnage), le pas d'échantillonnage (*sampling interval* ou *lag*), le champ de vision (*extent*), les types de descripteurs de la végétation, et les espèces clés adaptées pour définir des unités de végétation forestière homogènes. Puis j'ai pu décrire ces unités et leur transition, les localiser dans l'espace, analyser les facteurs responsables de leur répartition, et expliciter les mécanismes qui régissent le fonctionnement des interactions entre les diverses formations forestières (figure 1.2 sous objectifs).

Dans une phase ultérieure du travail, j'ai utilisé les résultats des travaux descriptifs pour analyser le fonctionnement et les caractères de solidité ou fragilité des formations forestières.

Les éléments pris en compte pour définir l'objectif de la thèse et les sous objectifs nécessaires pour l'atteindre sont schématisés dans la figure 1.2.

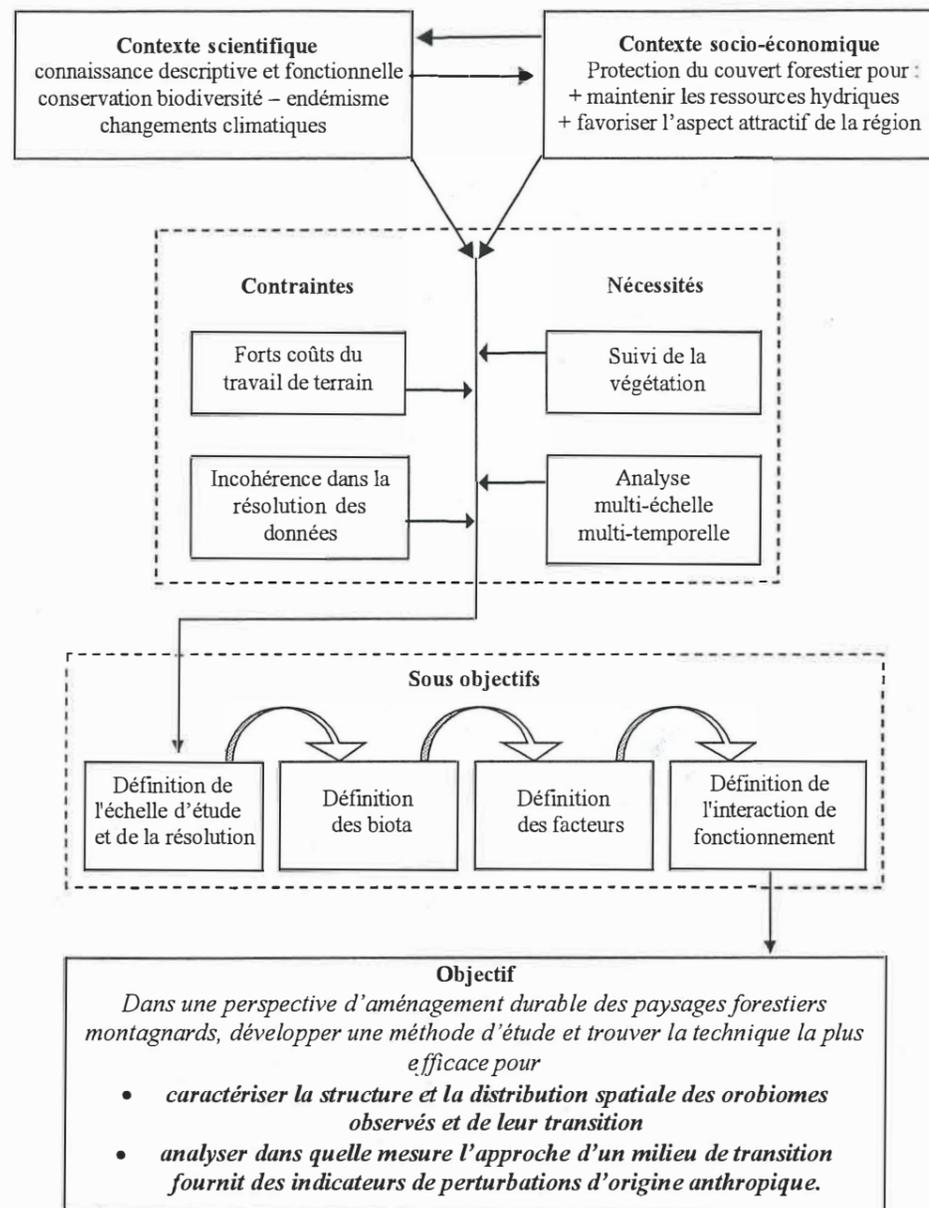


Figure 1.2 Stratégie de définition de l'objectif de la thèse et de réalisation par sous-objectifs, en tenant compte du contexte et des contraintes/nécessités.

1.5 Hypothèse d'étude

Dans de très nombreux cas, les limites écologiques de la répartition des espèces, déterminées par leur physiologie, se situent en correspondance avec des écotones (Curtis 1959, Chabot et Mooney 1985, Lexer et Hömninger 1998). Les zones de transition peuvent être donc utilisées comme des indicateurs sensibles aux changements de l'environnement (Gosz et Sharpe 1989).

Je défends la thèse selon laquelle la caractérisation et la cartographie des écotones entre orobiomes sont des indicateurs de changement et de fragilité.

La référence aux milieux de transition comme indicateurs de changement et de fragilité des systèmes naturels repose sur l'idée que ceux-ci sont en constante évolution dynamique sous les contraintes biotiques et abiotiques, anthropiques ou naturelles (compétitions intra- et inter-spécifiques, agriculture, urbanisation, incendies, inondations, changements climatiques). La validité de l'utilisation des écotones, dans le sens préconisé, n'est vrai que sous certaines hypothèses dont la remise en cause nécessite l'application des nouvelles techniques d'analyse, conjointement aux études classiques de terrain, pour évaluer des situations et se prononcer en termes de validation ou réfutation des théories scientifiques actuelles.

Les hypothèses ci-dessous, seront testées afin d'argumenter ma thèse :

- 1) *L'écotone entre la chênaie et la forêt tropicale caducifoliée est formé d'un ensemble d'écosystèmes spatialement situés entre ces orobiomes.*
- 2) *La diversité spécifique et l'endémisme sont intermédiaires dans l'écotone en comparaison avec les deux orobiomes.*
- 3) *Les facteurs anthropiques (déboisement, élevage extensif) dégradent la forêt en broussaille.*
- 4) *La structure des diamètres des troncs dans l'écotone est en déséquilibre, les essences tempérées sont déclinantes et les essences tropicales sèches en expansion.*

Soulignons que cette thèse se base sur le fait que la distribution de la végétation en montagne est régie par un modèle d'étagement, spécifique aux contraintes climatiques régionales. Bien que l'observation et la description des étages de végétation de montagne soit un acquis très ancien (Linné 1751), Ozenda (1982) élabore et décrit scientifiquement ce concept dans le « modèle alpin généralisé » ou « modèle pan alpin ». Son principe est le suivant : l'altitude, descripteur de la contrainte thermique, est responsable de la répartition des forêts de montagne. Dans le modèle alpin, l'étage de végétation, n'est pas une simple tranche située entre deux altitudes données, mais un complexe de biocénoses en relation avec leurs conditions écologiques, c'est-à-dire un ensemble d'écosystèmes. Chaque étage est alors repéré, non plus simplement par rapport à des limites altitudinales, mais par rapport à des

paramètres bioclimatiques, en fonction des critères géobotaniques et écologiques qui définissent ses limites par rapport aux deux étages qui l'encadrent. Par suite, sa position altitudinale peut varier sensiblement d'une vallée à l'autre et subir en particulier une translation verticale qu'il importe de déterminer dans chaque cas en fonction de la latitude et de l'exposition.

Les scientifiques ont observé que les facteurs abiotiques dominent les motifs d'organisation et d'extension spatiale des biomes, car ils définissent les limites des communautés (Holdridge 1947, Walter 1976, Van der Maarel 1976, Box 1981). La forêt tropicale caducifoliée et la chênaie d'altitude de Basse Californie correspondent aux classes « *dry forest* » et « *moist forest* » de la classification des formations végétales de Holdridge (Holdridge 1947, 1967). Suivant cette classification c'est la variable température qui différencie les deux formations.

Suivant un « *complexe-gradient* », plusieurs facteurs tels que la pluviométrie, l'humidité, la température, la vitesse du vent, le sol, varient en même temps. Le facteur abiotique, température est considéré par les écologues (Ozenda 1954, 1982, 1985, 1988, Daubenmire 1956, van der Maarel 1976, Walter et Box 1976, Adam 1998, Crender *et al.* 1998, Bounemoura *et al.* 1998, Souchier 1998, Verger 1998, Sardinero 2000) comme le facteur principal définissant l'extension spatiale des étages de végétation en montagne.

Le « modèle alpin » conçu sur le continent Euro-Asiatique est assimilable moyennant des adaptations, à celui de la Sierra de la Laguna. C'est à partir du modèle d'étagement de la végétation de la Sierra de la Laguna proposé par Morelos (1988), détaillé aux chapitres 2 et 3, que je fonde ma thèse.

La validation de l'hypothèse 1, à la fois par des données écologiques ponctuelles de terrain et par les données continues de télédétection, servira de support à la thèse de base : si les forêts sont régies par un modèle d'étagement, elles seront aussi soumises à des phénomènes de translation verticale et composées par des sous-unités imbriquées de végétation. Une caractérisation spatiale et structurale de la transition entre orobiomes, "oro-écotones", est susceptible de le montrer. La validation de cette hypothèse est un préalable nécessaire à la caractérisation des formations forestières naturelles pas anthropiques.

L'importance des motifs de biodiversité et d'endémisme suscitent la formulation d'une seconde hypothèse concernant la typologie taxonomique de l'écotone, suivant laquelle la diversité spécifique dans l'écotone et son endémisme sont intermédiaires entre ceux rencontrés dans les deux orobiomes. Cette seconde hypothèse permet de caractériser la végétation d'un point de vue taxonomique. Trois cas possibles relatifs à la biodiversité dans

les écotones ont été analysés (Hansen *et al.* 1988) : (I) Biodiversité plus forte que dans les milieux adjacents, des espèces propres à l'écotone « *edges species* » et des espèces caractéristiques des deux autres écosystèmes se mélangent, (II) biodiversité intermédiaire par rapport aux milieux adjacents, un des milieux en contact est très peu diversifié et l'écotone ne comprend qu'une partie des espèces du milieu plus riche, (III) biodiversité plus pauvre que les milieux adjacents, seules des « *edge species* » (Odum 1959) ou peu d'espèces s'adaptent au milieu de transition. Puisque selon León de la Luz *et al.* (1988) la chênaie est décrite comme une formation très peu différenciée et la forêt tropicale caducifoliée beaucoup plus riche, le cas (II) intermédiaire devrait être vérifié. Par ailleurs, concernant l'endémisme, bien qu'il n'y ait pas à ma connaissance d'étude équivalente, je m'attends au même résultat que pour la biodiversité. Les formations d'altitude sont a priori plus riches en espèces endémiques que celles de basse altitude car elles sont, à l'échelle temporelle des phénomènes d'évolution, plus isolées et susceptibles de générer de la spéciation.

La validation de l'hypothèse (3) sur l'anthropisation de la végétation permet de caractériser la végétation soumise à la pression anthropique et d'apporter des indications sur la gestion durable des forêts étudiées.

L'hypothèse 4 sur la structure démographique des populations co-existantes dans l'écotone, lorsqu'elle est abordée parallèlement ou à la suite des hypothèses 1 à 4, fournit un élément clé quant à l'utilisation des écotones comme milieux indicateurs de fragilité. Cette hypothèse est à la fois un élément de réflexion et un point de départ pour poursuivre une étude sur la dynamique de la végétation, utile dans l'appréciation au niveau régional des effets d'un hypothétique changement climatique à l'échelle planétaire.

Enfin, j'expose la méthode qui m'a permis de tester les hypothèses d'étude.

1.6) Méthodologie

Ma démarche consiste en l'utilisation conjointe de données issues de l'échantillonnage de terrain et de la télédétection afin de tester les hypothèses d'étude à différents niveaux d'analyse

Ma thèse aborde principalement les questions de méthode, de niveau d'analyse et de résolution d'analyse adaptées au cadre de l'étude et de finalité des objectifs en vue d'un aménagement durable des paysages forestiers montagnards. La prise en compte de différents

niveaux d'analyse et de types de données botaniques (quantitatives et qualitatives) et édaphiques, cartographiques et topographiques (MNT : modèle numérique de terrain), de télédétection satellitale multidate, et leur intégration a permis un travail à différents niveaux de perception spatiale et temporelle. Ainsi, pour chaque hypothèse d'étude (à l'exception de l'hypothèse 4 c.f. chapitre 1.4) l'ensemble des données locales et régionales sont utilisées. Par ailleurs, l'intégration des données de télédétection et de MNT avec les données de terrain nous fournissent une grande quantité de données. Enfin, leur intégration et leur classement crée un ensemble solide de données utilisable dans l'analyse et la discussion des hypothèses dans le cadre d'une approche expérimentale.

La méthode adoptée suit le schéma classique de la méthode expérimentale, en s'appuyant sur les données quantitatives spatialement référencées (multicapteurs satellitaires, données multi-temporelles pour les données de télédétection, et données de terrain) permettant la confrontation des résultats avec les hypothèses.

La validation des hypothèses (c.f. chapitre 1.4) définit un ensemble d'expériences⁹, qui constituent les informations nécessaires pour soutenir la thèse.

Plus précisément, les hypothèses d'étude 1, et 3 seront vérifiées à partir de la comparaison entre un modèle théorique ou empirique (prémodèle) suivant les cas, construit sur les données existantes et les résultats de l'analyse des nouvelles données acquises.

La première étape de la thèse a consisté en un travail bibliographique, la récolte des données disponibles et la définition des hypothèses d'étude. En tenant compte du contexte scientifique et socio-économique (c.f. 1.1 et 1.2), la problématique de l'étude a été définie dans un prémodèle (Frontier 1983) de description et d'explication, duquel dérivent les choix (I) des dimensions spatiales d'observation, (II) de la technique d'échantillonnage, (III) des descripteurs, (IV) des variables à étudier, (V) des méthodes de traitement des données. Les choix I, II, III, IV, se réfèrent aux données botaniques de terrain et non pas aux données de télédétection.

⁹ expérience : connaissance issue de la perception sensible, de l'organisation des données par réflexion et vérification expérimentale = *conoscenza che, muovendo dalla percezione sensibile, organizza i dati mediante la riflessione e la loro verifica sperimentale*. Dictionnaire Italien Garzanti <http://digita.piazzadante.it/>

Une étude pilote a été envisagée par la suite en vue de définir ces cinq choix en tenant compte des données bibliographiques.

I) Par dimensions spatiales d'observation, au sens large, (c.f. *spatial scale in sampling theory* Wiens 1989, Allen et Hoekstra, 1991), je me réfère à l'ensemble des dimensions spatiales schématisées dans la figure 1.3 : résolution (c.f. *grain size* ou aire minimale d'échantillonnage), champ de vision totale (*extent*) pris en compte pour chaque transect et pour l'ensemble des transects (Norton et Lord 1990, Wiens 1990, Girard 1990, Palmer and White 1994, Whitters et Meentemeyer 1999).

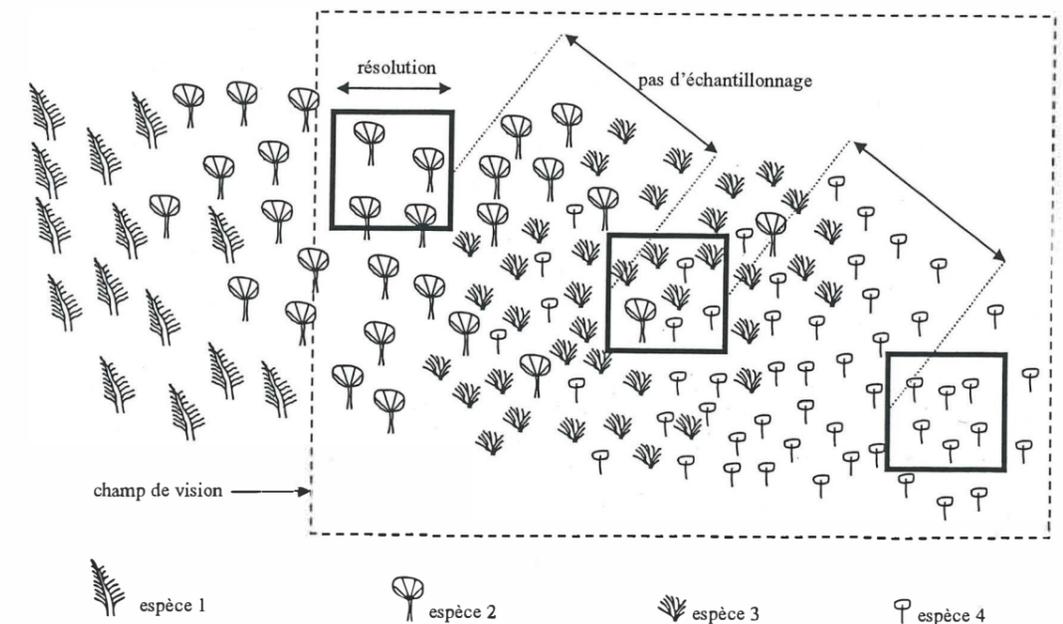


Figure 1.3 : Dimensions spatiales d'observation (résolution, champ de vision), et pas d'échantillonnage. Dans l'exemple présenté, l'espèce 1 n'est pas observée, bien que la résolution et le pas d'échantillonnage soient appropriés, le champ de vision est trop limité.

II) La technique d'échantillonnage est choisie en fonction de la précision espérée et des contraintes de temps et de budget. Les options, échantillonnage aléatoire ou échantillonnage stratifié, et l'étendue de l'écart altimétrique du pas d'échantillonnage (*sampling interval* ou *lag*), seront considérées.

III) Le choix des descripteurs de la végétation est crucial car je cherche à optimiser le temps de réalisation de l'échantillonnage en fonction des résultats et objectifs souhaités. Pour

cela, un compromis entre la qualité du descripteur (présence-absence, densité, hauteur diamètre et recouvrement des espèces) et temps de saisie doit se faire.

IV) Le choix des descripteurs. L'altitude, la topographie, les données météorologiques, la pression anthropique, la couverture pédologique, la structure spatiale, composition, et étendue spatiale de la végétation, sont les variables prises en compte.

V) Le choix de la méthode. J'ai analysé les données au moyen de méthodes statistiques et de traitement d'images de télédétection. Les textes de Girard et Girard (1999), Bonn et Rochon (1992), Legendre et Legendre (1998) sont les textes de référence parmi la synthèse bibliographique des techniques les plus actuelles que j'ai dressée. De plus, Fortin *et al.* (2000), traitent les techniques actuelles spécifiques à l'étude des écotones.

A partir des cinq points précités, je planifie le protocole expérimental et réalise la saisie des données de terrain.

J'ai d'abord défini des groupes d'espèces grâce à l'analyse factorielle multivariée puis défini des coupures entre unités de végétation grâce à la technique des fenêtres glissantes. Une caractérisation taxonomico-structurale et la comparaison de la biodiversité et de l'endémisme sont ensuite proposées.

Parallèlement, j'ai classifié les images satellitaires disponibles en utilisant les informations recueillies sur le terrain, les données cartographiques existantes et un modèle numérique de terrain. J'ai utilisé les données numériques de télédétection disponibles sans avoir eu la possibilité de les choisir. La sélection des données les plus efficaces pour la mise en évidence de l'écotone est un des résultats de mon travail.

La discrimination de l'écotone a été possible en deux temps, en procédant par amélioration progressive des outils d'analyse. Une première phase d'étude se proposait de classifier les images satellitaires en utilisant une classification non assistée. Une deuxième phase de réalisation a été nécessaire car la cartographie issue de la première classification n'était pas satisfaisante. Pour affiner la cartographie j'ai intégré dans un Système d'Information Géographique (SIG), les données numériques de télédétection, un modèle numérique de terrain (MNT), les cartes existantes et les données de terrain. L'utilisation conjointe de ces données permet une cartographie plus détaillée.

L'utilisation d'une classification des données de télédétection, de type non assisté, a été préférée à la classification assistée car elle permet de répartir les données en fonction de leur propre structure sans dépendre des informations *a priori* de l'interprète (Girard et Girard

1999). Des classifications ultérieures non assistées sur d'autres images effectuées par différents interprètes permettront une comparaison des résultats sans biais dus aux diverses interprétations de la situation de terrain. L'absence de données radiométriques de terrain, utiles dans une classification assistée, a aussi guidé le choix d'une classification non assistée.

Dans une phase ultérieure du travail, j'ai utilisé les résultats des travaux descriptifs pour l'analyse des caractères de solidité, fragilité, de l'écotone. Il s'agit de définir les interactions entre populations d'espèces clés et leur environnement (à différents niveaux d'altitude, sur l'écotone et dans les orobiomes), en clarifiant le fonctionnement de l'ensemble des systèmes forestiers pris en compte. Au niveau local, en utilisant les données des diamètres des espèces arborées dominantes, j'ai examiné le spectre de répartition de la biomasse en différentes classes représentant différents stades de développement des arbres. Une indication supplémentaire apportée à cette analyse est la prise en compte des densités des jeunes plantes et des densités d'individus morts (qui restent sur pied pendant longtemps), considérés comme indicateurs importants dans l'analyse des écosystèmes forestiers (Spies et Turner 1999). Ces données permettent d'intégrer des indications sur l'état de régénération et sur la mortalité à différents niveaux d'altitude, éléments développant une approche de type démoécologique. L'analyse de l'état du spectre des «stades de développement» dans l'écotone et dans les orobiomes, en fonction de la co-existence des espèces, de la typologie de l'écotone et de la localisation spatiale des espèces (quelle espèce domine en fonction du niveau d'altitude), a été réalisée.

En complément de la description et de la compréhension des mécanismes du fonctionnement de l'écotone en fonction des facteurs environnementaux, l'utilisation des données de télédétection apporte une validation des résultats de l'étude des données de terrain sur leur plus ou moins grande densité. Le traitement d'images est envisagé pour rechercher sur les données numériques de télédétection les zones perturbées, dégradées, afin d'élargir l'étude à l'ensemble du massif.

Le diagramme de flux suivant, (figure 1.4) résume les principales étapes méthodologiques suivies.

La fin de ce chapitre synthétise l'organisation du mémoire.

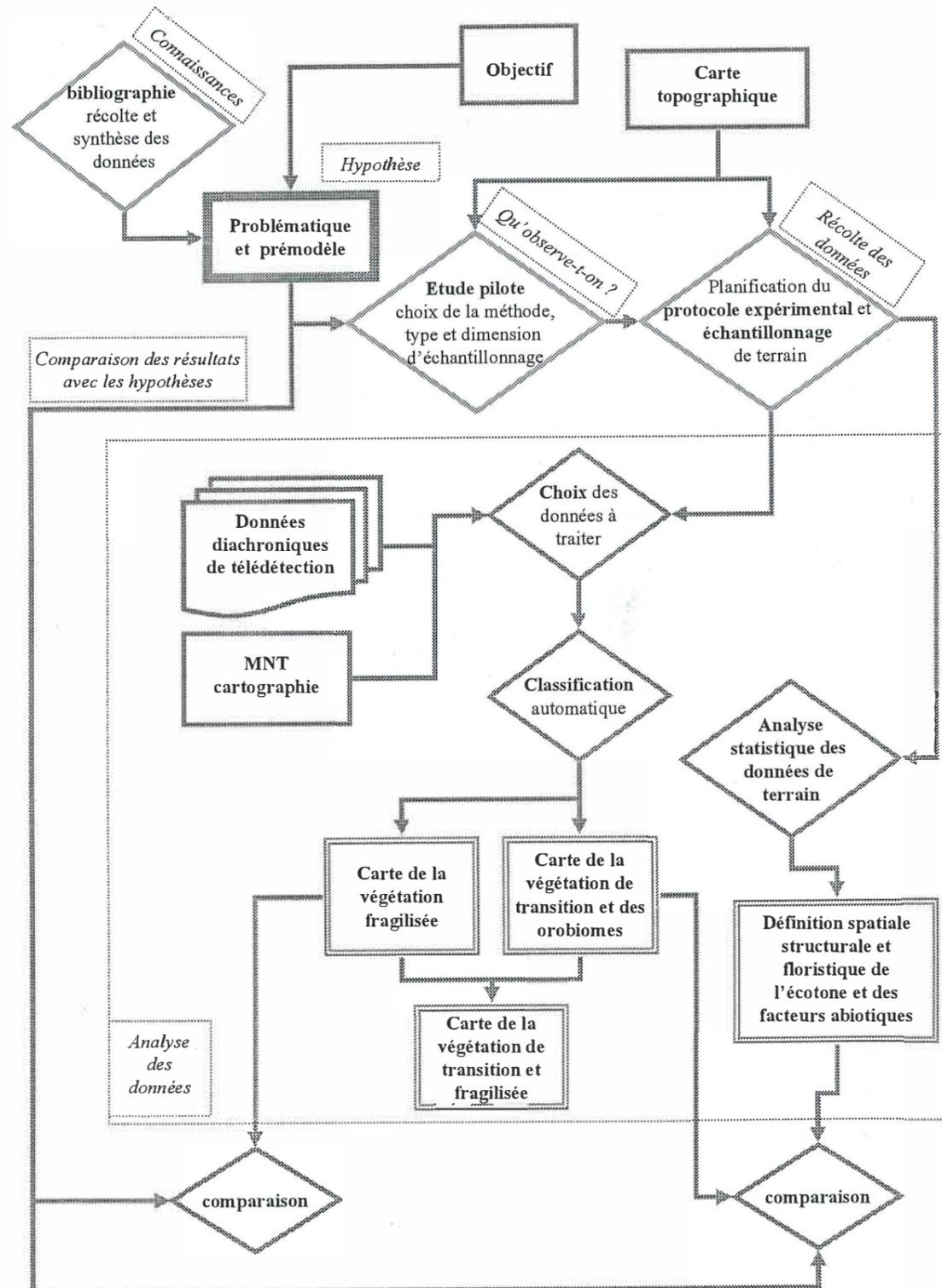


Figure 1.4 : Diagramme de flux de la méthode.

Les cadres pointillés spécifient à quelle étape de la méthode correspond chaque opération. Les objectifs sont définis à partir des éléments et du processus logique synthétisé en figure 1.2. Les cadres simples représentent les données, les double cadres représentent les résultats, et les losanges les opérations.

1.7. L'organisation du mémoire

Ce mémoire est organisé en cinq chapitres :

- Dans le premier chapitre j'ai explicité les contextes socio-économiques et scientifiques de l'étude, l'objet d'étude (écotone), les objectifs, les hypothèses, et la méthode d'étude.
- Le **chapitre 2** résume les informations bibliographiques concernant l'écotone analysé et son contexte régional. Ces données servent dans la construction du prémodèle de répartition des orobiomes et des facteurs les affectant présenté au **chapitre 3**. Le prémodèle, ou modèle théorique-empirique, est l'outil de comparaison des résultats obtenus successivement.
- Les **chapitres 4 et 5** sont consacrés à la description et à la caractérisation respective des orobiomes et de l'écotone par les données de terrain et de télédétection. Ici sont vérifiées les hypothèses 1, 2, 3, (c.f. chapitre 1.5.) concernant la distribution de la végétation en montagne, la diversité spécifique et l'endémisme. Le traitement des données de terrain et des données de télédétection a été organisé en deux chapitres pour simplifier et alléger le texte. Ces données servent aux mêmes objectifs et, pour tester les hypothèses d'étude, les deux séries de données sont utilisées. Il faut aussi noter que l'hypothèse d'étude 2 (biodiversité et endémisme c.f. 1.5) se base uniquement sur les données botaniques de terrain et il fallait donc distinguer et traiter séparément l'ensemble des données à un certain moment, soulignant la différente source des données.
- Au **chapitre 6**, l'hypothèse 4 (c.f. chapitre 1.4.) concernant la fragilité de l'écotone, et la thèse de l'utilisation des oro-écotones (c.f. transitions entre orobiomes), comme indicateurs de changement et de fragilité, seront traitées.
- Dans le **dernier chapitre**, après la synthèse des principaux résultats, une réflexion est menée sur la démarche et les résultats obtenus dans une perspective d'aménagement durable des formations forestières de montagne.

1.8. Résumé

La réalisation de cette thèse résulte des préoccupations de conservation durable d'écosystèmes rares, fragiles, et riches en espèces endémiques afin de préserver la biodiversité, de limiter l'érosion sur les bassins versants, à activité torrentielle en période pluviale, de permettre le renouvellement annuel des réserves hydriques et le maintien d'une certaine qualité de l'eau dans une région soumise à un climat aride.

Les écotones sont des zones de transition entre systèmes écologiques connexes, ayant un ensemble de caractères définis uniquement par l'espace et le temps et par l'intensité de l'interaction entre ces systèmes (di Castri, Hansen et Holland 1988). Les conséquences et les applications de ce concept, intéressantes d'un point de vue scientifique et socio-économique, seront présentées dans cette thèse.

Dans une perspective d'aménagement durable des paysages forestiers montagnards, mon objectif est d'une part de développer une méthode d'étude rapide et peu coûteuse qui puisse limiter le travail de terrain et d'autre part de trouver la technique la plus efficace pour évaluer l'état des orobiomes observés.

La thèse défendue est que la caractérisation et la cartographie des écotones situés entre orobiomes (oro-écotones) puissent servir d'indicateurs de changement et de fragilité

Dans ma démarche, j'utilise conjointement les données de télédétection et les données botaniques de terrain. A partir du modèle d'étagement régional, je teste les hypothèses suivantes : (1) l'écotone, spatialement situé entre ces orobiomes, est formé d'un ensemble d'écosystèmes différents ; (2) sa typologie taxonomique (diversité et endémisme) est intermédiaire entre celle des deux étages l'entourant. L'écotone prend des formes différentes suivant les conditions stationnelles naturelles (exposition, altitude, latitude), et anthropiques (fréquentation humaine ou par le bétail). (3) Les facteurs anthropiques (déboisement, élevage extensif) dégradent la forêt en broussaille. (4) La structure des diamètres des troncs dans l'écotone permet de mettre en évidence un déséquilibre, les essences tempérées sont déclinantes et les essences tropicales sèches en expansion.

Chapitre 2 Présentation du milieu d'étude et de son contexte régional

2.1. Biodiversité et endémisme	page	27
2.2 Facteurs abiotiques responsables de l'étagement de la végétation	"	29
2.3. Zonation écologique	"	31
2.4. Anthropisation	"	35
2.5. Résumé	"	41

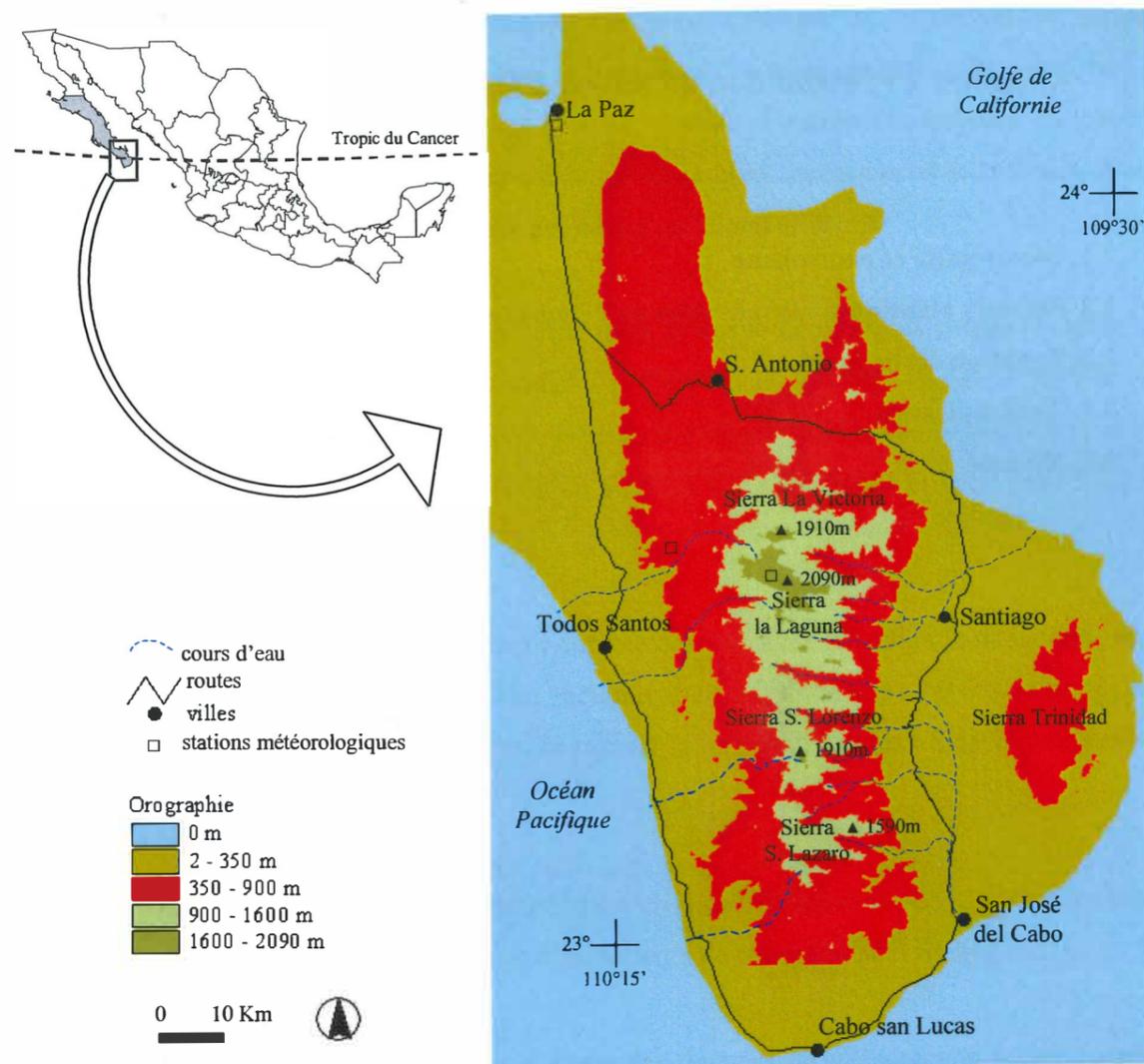


Figure 2.1 : Localisation et détail du massif Sierra de la Laguna et de la région du Cap sur la Carte du Mexique.

Chapitre 2. Caractéristiques du milieu d'étude et de son contexte régional

Le milieu d'étude retenu dans ce travail est la transition entre la forêt tropicale caducifoliée (FTC) et la forêt de chênes (FC) dans le massif Sierra de la Laguna, au Mexique. Ce milieu se situe à l'interface entre deux formations végétales, l'une d'origine néoarctique et l'autre néotropicale (Heilprin 1887, Marshall et Liebherr 2000). Il s'agit respectivement de la forêt xérophile de chênes, proche d'une végétation de type chênaie méditerranéenne, subissant une sécheresse limitée durant la période mars-juin, et la forêt tropicale caducifoliée, dominée par des essences décidues adaptées à une sécheresse prolongée sur huit mois, de novembre à juin.

Ces orobiomes se situent à l'extrémité sud de la péninsule de Basse Californie (région du Cap), sur le niveau latitudinal du tropique du Cancer (figure 2.1). La région, considérée comme île verte, est bio-géographiquement isolée du continent américain (figure 2.2) par le désert du Vizcaino, au nord, et entourée par l'océan Pacifique à l'ouest et la mer de Cortez (ou Golfe de Californie) à l'est. La région du Cap est l'unique site dans la péninsule où l'on trouve une transition entre FTC et FC alors que cette transition est très étalée sur le continent (figure 2.2).

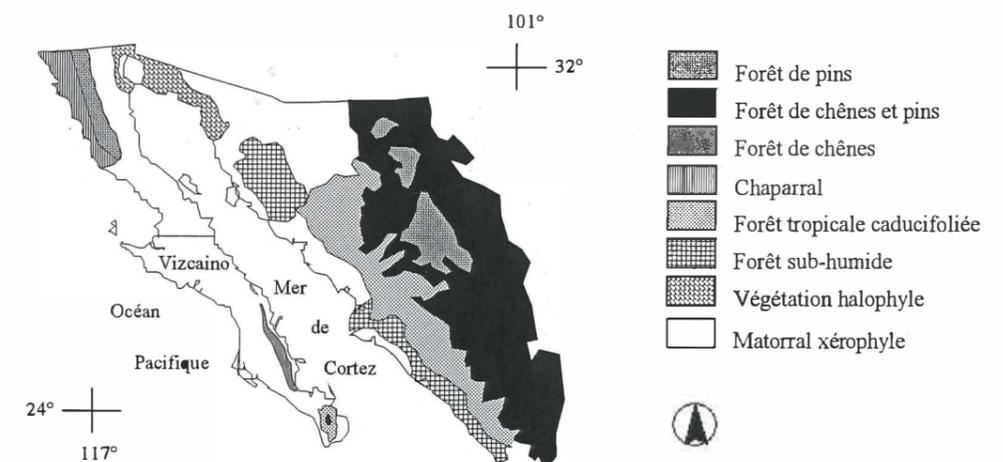


Figure 2.2 : Isolation bio-géographique de la végétation de la région du cap vis-à-vis du continent américain et du nord de la péninsule. Principaux types de végétation dans le nord ouest mexicain. Simplification d'après Wiggins (1980) et INEGI (1991).

Le massif Sierra de la Laguna s'étend sur un axe nord - sud d'environ 100 km entre les latitudes 23° nord et 24° nord, les longitudes 110°10 ouest et 109°44 ouest. Il est large d'environ 13 km à 43 km et situé à une altitude supérieure à 400m. Le sommet du massif s'élève à 2090m. Six pics, tous concentrés au centre nord du massif, ont des altitudes supérieures à 2000m. L'ensemble du massif est composé de quatre monts. Du plus septentrional vers le plus méridional, s'étendent Sierra la Victoria (sommet *Cerro Verde* 1910m), Sierra La Laguna (2090), Sierra San Lorenzo (*Cerro Salsipuedes* 1910m) et Sierra San Lazaro (1590m). Les reliefs sont fragmentés par des canyons étroits qui s'étalent sur des axes de direction est-ouest. Les pentes sont fortes, Wiggins (1980) remarque une dissymétrie entre les pendages, plus prononcés sur le versant pacifique que sur le golfe.

Un autre mont, appelé *Sierra Trinidad*, de plus petites dimensions, 10 km sur 25 km environ, s'élève à l'est de la Sierra de la Laguna jusqu'à une altitude maximale de 890m (fig 2.1).

Les sous chapitres suivants décrivent les caractéristiques générales de l'écotone et son contexte régional. Les informations concernant l'endémisme et la biodiversité, les facteurs abiotiques (sol, climat, zonation écologique et hydrologie), et anthropiques en relation avec le milieu d'étude sont synthétisées. Enfin, je présente certaines données spécifiques qui influent sur l'interprétation des résultats et la discussion des hypothèses.

2.1. Biodiversité et endémisme

L'histoire de la géologie et du climat de la région du Cap sont à l'origine de l'endémisme, de la biodiversité de la Sierra de la Laguna et, plus spécifiquement, des milieux d'études.

Padilla et al. (1988) décrivent l'histoire géologique et paléo-écologique de la région du Cap d'après les travaux de Durham et Allison (1960), Seyfert et Sirkin (1972), Lopez-Ramos (1982), Fairbridge (1982) et Murphy (1983). En résumé, la région du Cap est émergée en même temps que le continent américain (figure 2.3). Pendant le mi-Crétacé, l'explosion évolutive des angiospermes et l'émersion du territoire mexicain, permettent la migration de la végétation boréale du nord vers le centre Amérique et son installation sur les reliefs. Les deux phénomènes (tectonique et évolution et migration des végétaux supérieurs) sont à l'origine de la végétation actuelle (Néotropicale et Néoarctique) de Basse Californie.

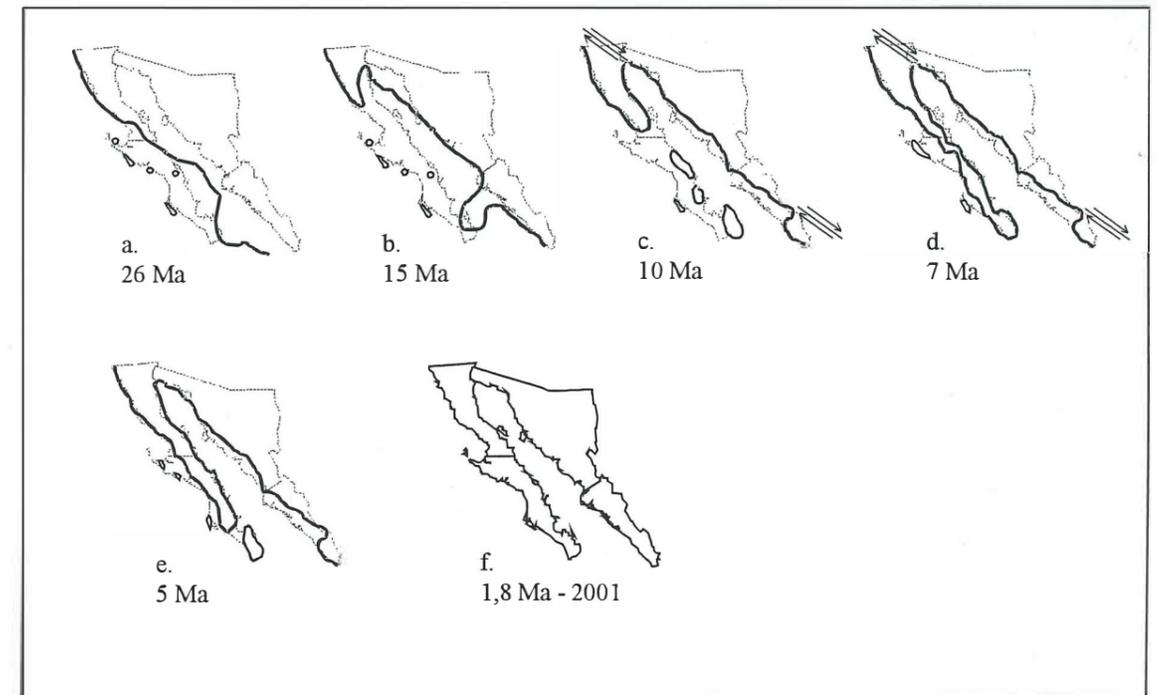


Figure 2.3 : Représentation schématique de l'histoire géologique de la péninsule de Basse Californie et de la région du Cap.

Les traits gras indiquent les différentes phases de formation de la péninsule, les traits pointillés représentent sa configuration actuelle. (a) La péninsule de basse Californie est submergée : 26 Millions d'années (Ma). (b) La région du Cap émerge au cours des phénomènes orogéniques agissant sur le continent américain : 15Ma (c) Détachement de la région du Cap sous l'activité tectonique de la faille de San Andreas et formation de la «*Barrera de San Gorgonio*». Miocène tardif : 10Ma. (d) Rattachement de « l'île » de Basse Californie à la péninsule. : 7Ma. (e) Re-détachement de « l'île » de Basse Californie. : 5MA. (f) Configuration actuelle de la péninsule à partir de 1,8 Ma.

En figure 2.3 sont schématisées les principales époques géologiques et l'activité tectonique qui a entraîné la formation de « l'île » de Basse Californie et sa dynamique avant d'acquies la géomorphologie actuelle.

Comme l'origine géologique du substrat, le paléoclimat est un facteur clé dans la compréhension de la flore actuelle. En effet, les oscillations climatiques des époques glaciaires s'accompagnent tantôt d'une montée et tantôt d'une descente des étages de la végétation en altitude (Van der Hammen 1984). Au cours des glaciations du quaternaire, le climat de plaine de Basse Californie oscillait entre méditerranéen, à l'époque interglaciaire, et désertique, à l'époque glaciaire (Durham et Allison 1960). Durant ces époques, la Sierra de la Laguna a servi soit de refuge aux espèces tempérées soit de territoire de conquête aux espèces provenant du nord de la péninsule.

L'histoire géologique et paléoclimatique de la région du Cap, a favorisé la spéciation d'espèces endémiques et le maintien de la richesse floristique actuelle (tableau 1.1 en chapitre 1).

2.2 Facteurs abiotiques responsables de l'étagement de la végétation

Les caractères généraux du climat de montagne sont liés à l'altitude et à la topographie. L'altitude entraîne une augmentation des précipitations (pluies orogéniques) et une diminution des températures. Le froid se renforce en altitude et devient une contrainte plus forte que la sécheresse et la composante édaphique, qui conditionnent principalement en plaine l'organisation spatiale de la végétation. La topographie influence localement le climat, car, à des expositions différentes, correspondent des régimes d'ensoleillement et de vents dominants inégaux.

Dans la région du Cap, le climat varie brusquement au sein d'une aire restreinte. Au niveau de la mer, le climat est chaud et semi-aride¹ avec une longue saison sèche de huit mois entre novembre et juin. En altitude le climat est tempéré² et la saison sèche est interrompue par des pluies d'hiver. En été, de grandes masses d'air chaud forment, au sud de la péninsule, le long des côtes mexicaines, des cyclones tropicaux qui remontent vers le nord et atteignent la région du Cap. Les pluies cycloniques apportent plus de 70% (jusqu'à 90%) du total des précipitations annuelles. Selon les stations météorologiques de La Paz (50 années d'enregistrement), Santa Gertrudis (44) et Sierra de la Laguna (11), le total des précipitations et des températures moyennes annuelles varie de 173,6 mm et 23,8°C au niveau de la mer (INEGI 1991), à 435,1 mm et 22,7°C à 450m snm (au-dessus du niveau de la mer), jusqu'à 765 mm et 14,7°C à 1695m snm (Coria 1988). Les «Diagrammes ombrothermiques de Gaussen» (Bagnouls et Gaussen, 1953), tracés à partir des données récoltées dans trois stations météorologiques situées à différentes altitudes (10m, 450m, 1695m), indiquent les moyennes mensuelles des données climatiques et les mois secs où les précipitations, exprimées en mm, sont égales ou inférieures au double de la température moyenne mensuelle exprimée en °C. (figure 2.4).

¹ Dans la Sierra de la Laguna, entre 0 et 500m snm le climat est dénommé BS₀(h')hwsuivant la classification de Köppen (Garcia 1973).

² Dans la Sierra de la Laguna, au delà des 1300m le climat est dénommé C(w₁)b(e) suivant la classification de Köppen (Garcia 1973).

Une différence de climat, au niveau inter-régional, est générée par la topographie. Le massif forme une barrière entre le versant ouest, affecté par les courants océaniques, et le versant est, du golf du Mexique, plus chaud et sec (Arriaga et Ortega 1988a). Une deuxième différence sépare le sud du massif, plus exposé aux précipitations d'été, et le nord du massif, influencé par le climat aride du nord de la péninsule.

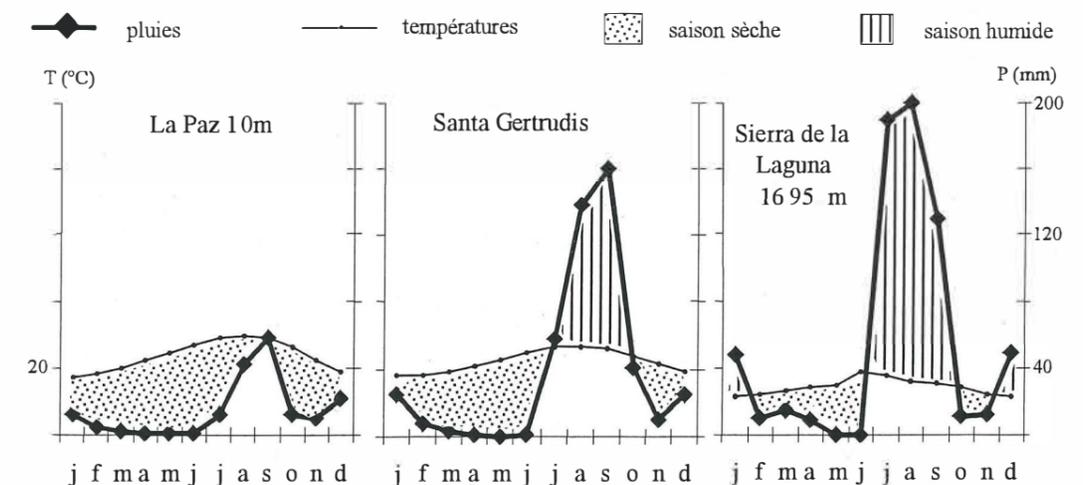


Figure 2.4 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen, région du Cap de Basse Californie. Les stations météorologiques sont localisées sur la carte en figure 2.1.

La végétation se développe sur des sols acides issus d'une pédogenèse sur substrat granitique (batholite granitique modifiée par des intrusions tardives). Les sols répertoriés sont principalement des LITHOSOLS dominant sur les fortes pentes et REGOSOL sur des pentes plus atténuées. Ces sols sont peu développés et leur évolution vers un ALOCRISOL est empêchée par les phénomènes d'érosion (A.F.E.S. 1995, Duchaufour 1997). Ils sont caractérisés par un pH variable entre 5 et 7, une texture sableuse dominante et un faible contenu en matière organique. L'acidité des sols s'est révélée (Maya 1988) plus importante sur les sommets (4,5 et 5,6) que sur des altitudes inférieures (pH = 6,6). La contrainte édaphique joue un rôle à un niveau plus subtil des orobiomes, lorsque les conditions climatiques sont équivalentes (Adam 1998, Verger 1998).

2.3 Zonation écologique, les orobiomes de la Sierra de la Laguna

Les auteurs travaillant sur la végétation du Cap, différencient la végétation en espèces tempérées sempervirentes d'altitude (chênes et pins), et d'autres espèces, décidues entre novembre et juillet, d'origine tropicale, aux basses altitudes (Wiggins, 1980; Goldberg 1982, Morelos, 1988; Passini & Pinel, 1989; Arriaga & León de la Luz 1989; Arriaga, 1994; Arriaga *et al.* 1994).

Morelos, (1988) décrit l'étagement de la végétation dans la Sierra de la Laguna et le différencie en cinq zones (figure 2.5) :

- de 0 à 400 m au-dessus du niveau de la mer : *matorral xérophile*
- de 400 à 800 - 1000 m : forêt tropicale caducifoliée,
- de 1000 à 1400 - 1600 m : forêt sempervirente de chênes à *Quercus tuberculata* (Lieb.) dominant
- au-dessus de 1400 : forêt mixte de pins et de chênes
- au-dessus de 1700 m : pinède à *Pinus lagunae*.

León de la Luz *et al.* (1988, 1989) reconnaissent le même étagement avec de légères variations dans les valeurs altimétriques. Une végétation ripisylve et une prairie d'altitude sont d'autres types de formations décrites par ces mêmes auteurs.

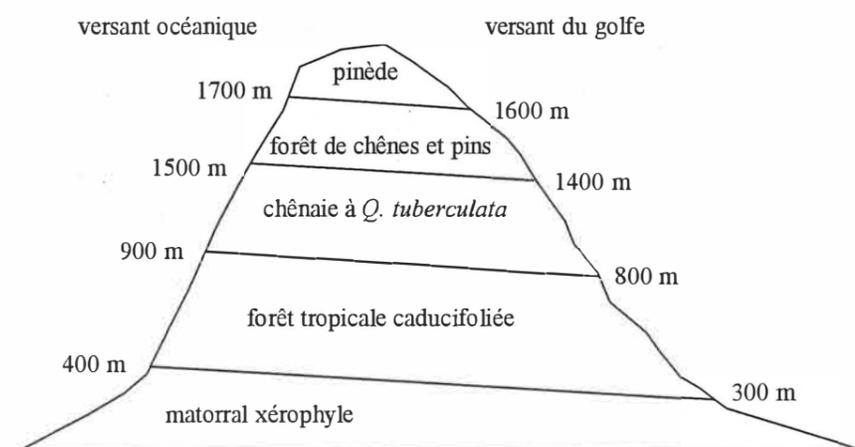


Figure 2.5: Représentation schématique de l'étagement de la végétation du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud, Mexique d'après Morelos (1988) et Maya (1988).

D'après les auteurs ayant décrit et analysé la végétation du massif (Brandegge 1892, Shreve 1937, Rzedwoski 1978, Wiggins 1980, Passini 1987, Passini et Pinel 1987 et 1989, León de la Luz *et al.* 1988, 1989, 1991, 1992, 1993, 1999, 2000, Morelos 1988, Arriaga 1988, Arriaga et León de la Luz 1989, Arriaga *et al.* et 1994, León de la Luz et Coria Benet 1992, 1993, Breceda 1994, Casalegno 1997, Casalegno *et al.* 1999, 2000), les principaux caractères décrivant les orobiomes sont les suivants :

Le *Matorral xérophile* qui s'étend sur des milieux à température moyenne annuelle supérieure à 22°C et des précipitations inférieures à 400mm/an. C'est une végétation de type matorral sarcocaulé (Shreve 1951, Shreve et Wiggins, 1964, Arriaga *et al.* 1993, Maya et Arriaga 1996) entremêlée d'éléments de forêt tropicale caducifoliée. Le matorral couvre entre 15 et 50% de la surface totale du sol. Sa structure contient trois niveaux de végétaux. Un premier niveau, à une hauteur moyenne de 50cm, est composé essentiellement de *Cnidoscolus angustidens*, *Calliandra sp.*, *Opuntia pl.sp.*, *Stenocereus gommosus* et *Ferocactus pl.sp.* Le second niveau, d'une hauteur comprise entre 1 et 1,5m, est caractérisé par la présence de *Ambrosia ambrosoides*, *Jatropha cinerea*, *Viguera pl.sp.*, *Opuntia cholla* et *Yucca sp.* Enfin, le dernier niveau, de 3 à 4 m de haut, est dominé par *Fouquieria diguetii*, *Bursera microphylla*, *Cercidium pl.sp.*, *Stenocereus thurberii*.

La *forêt tropicale caducifoliée (FTC)*, qui s'étend sur 200 000 ha entre 400 et 800-1000 m d'altitude. Elle reçoit des précipitations comprises entre 300 et 500 mm/an et bénéficie de températures moyennes annuelles de 18° à 22° C. La température minimale supérieure à 0°C ou +3°C est un des principaux facteurs écologiques déterminant la distribution géographique de la transition forêt tropicale caducifoliée - chênaie. Rzedwoski (1978) définit la forêt tropicale caducifoliée comme l'ensemble des forêts de régions chaudes dominées par des espèces arborescentes qui perdent leur feuillage pendant la période sèche de l'année. La région du Cap est l'unique site de la péninsule où l'on trouve une telle végétation. Les forêts tropicales décidues, dans d'autres régions du monde (versant pacifique du Mexique continental, Sud Amérique, Afrique, Asie), reçoivent des précipitations comprises entre 600 et 1200 mm/an, et l'amplitude de la saison sèche est limitée à 5 mois. En Basse Californie, la forêt tropicale caducifoliée, se développe dans des conditions d'extrême sécheresse, elle acquiert des caractères uniques comme le mélange avec certains éléments du matorral xérophile, tels que *Bursera microphylla*, *Stenocereus thurberii*, *Jatropha cinerea*, *Ferocactus*

pl.sp. La végétation est unique aussi pour sa faible densité de couverture, pour sa hauteur limitée (de 6m à 14m), et pour la présence d'espèces endémiques.

La structure de la forêt tropicale caducifoliée comporte (1) une strate herbacée d'espèces pérennes comme *Carlowrightia sp.* et d'autres espèces annuelles, (2) une strate arbustive de 1 à 2m de hauteur comme *Celtis reticulata*, *Croton borengensis*, *Jatropha cinerea*, (3) une strate arborescente dont on peut citer les espèces : *Lysiloma divaricata*, *Cassia emarginata*, *Esembeckia flava*, *Albizia occidentalis*, avec les individus dominants à forme caractéristique de cônes renversés à sommets plats. Des lianes, comme *Merremia aurea* et *Gouania rosei*, et des végétaux columnaires crassulescents sont aussi représentatifs de cette structure.

La phénologie foliaire et florale de la forêt tropicale caducifoliée se révèle de grande importance pour notre étude mais n'est pas encore étudiée dans la région du Cap. La forêt tropicale caducifoliée de Basse Californie sud présente une diversité spécifique remarquable en comparaison avec les autres unités de végétation de la région.

La forêt de chênes FC, qui s'étend entre 1000 et 1600m. Suivant Rzedowski (1978), les chênes sont limités dans leur extension altitudinale inférieure par la contrainte hydrique. Malgré le faible nombre de données météorologiques, Morelos (1988) estime que la forêt de chênes occupe l'intervalle d'isoyètes, compris entre 500 mm et 800 mm, et correspond à une température moyenne annuelle de 20°C.

L'espèce *Quercus tuberculata* domine sur *Q. albocinta*, *Q. devia*, et *Q. arizonica*. Le chêne *Quercus devia* est endémique de la Sierra de la Laguna. *Q. idonea*, décrit comme espèce endémique par Goldman (1951), est aujourd'hui appelée *Q. tuberculata* et assimilée à l'espèce existante dans la Sierra Madre occidentale.

La structure de la forêt de chêne, se compose d'une strate arborée de *Quercus tuberculata* de 10 à 20m de hauteur, d'une strate arbustive de 1 à 3m composée d'espèces comme *Dodonea viscosa* et *Randia megacarpa*, et d'une strate inférieure de *Mimosa sp.* *Opuntia sp.*, *Croton sp.*

L'action du feu est particulièrement intense sur la végétation de chênes.

Une bibliographie très limitée et l'absence d'étude écologique de la végétation de chênes ne permettent pas d'autres considérations sur cette formation.

La forêt de chênes et pins qui s'étend au delà de 1 400 - 1 500 m. Elle se différencie en forêt de chêne et pins, et en forêt de pins. La forêt mélangée, se situe entre 1200 et 1650m, les températures moyennes annuelles sont comprises entre 12° et 18°C et les températures

minimales sont négatives. Les précipitations sont comprises entre 600 et 760mm/an. La structure est composée de deux strates arborescentes, d'une hauteur comprise entre 15 et 25m, une strate arbustive haute de 1,5m à *Mimosa xantii* et *Calliandra peninsularis* et une strate inférieure de 50 cm de haut à *Muhlenbergia pl. sp.* et *Panicum sp.*

La forêt de pins se situe au delà de 1700 m d'altitude, les températures moyennes annuelles sont d'environ 14,5°C et les minimales au-dessous de 0°C, les précipitations sont supérieures à 700mm/an. Sa structure est composée d'une strate arborescente de hauteur comprise entre 15 et 18m, avec des individus émergeant de 25m, d'une strate herbacée de 50cm à *Muhlenbergia pl.sp.*, *Festuca pl.sp.* et *Bouteloua pl.sp.* Ces communautés d'altitude, sont caractérisées par la dominance de *Quercus devia* et d'une plus grande densité en altitude de l'unique espèce de conifères, le pin à pignons, *Pinus lagunae*, qui domine en hauteur. La sempervirence des pins et la courte durée du renouvellement du feuillage différencie ces deux végétations des autres.

La **végétation riparienne** s'étend le long des principaux cours d'eau. En milieu relativement humide et faiblement lumineux, on trouve une végétation dominée par le peuplier endémique *Populus brandegeei var. glabra*, les palmes *Erythea brandegeei* et *Washingtonia robusta*, le figuier *Ficus palmeri*.

Des **végétations secondaires** se trouvent dans les forêts de chênes et pins, elles sont engendrées par l'action du feu et abondent en espèces telles que *Dodonea viscosa*, *Mimosa xantii* et *Calliandra peninsularis*. Dans le matorral et la forêt tropicale caducifoliée, excessivement broutés par le bétail, on trouve des formations à *Bouteloua*, *Aristida* et *Muhlenbergia* ou à *Opuntia* et *Cnidoscolus*.

Une **végétation des plaines d'altitude** est très limitée en extension. Elle est dominée par des prairies d'espèces herbacées annuelles et pérennes comme *Plantago linearis* et *Muhlenbergia pl.sp.*, *Lepechinia astata* et *Aristida schiediana*.

2.4. Anthropisation

D'après les données de l'*Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática* (INEGI 1991), la Basse Californie Sud, avec une superficie de 70 913 Km² et une population de 317 764 habitants en 1990, est une région très peu peuplée, de forte fréquentation touristique. Dans la région du Cap, la capitale, La Paz, a plus de 160 000 habitants, Los Cabos 43 000, Todos Santos 3 384, les villages de Pescadero, La Ribiera, Los Barriles, Santiago et San Antonio hébergent entre 600 et 1200 habitants environ. Entre 300 m et 500 m d'altitude, six agglomérations et 28 exploitations agricoles (*ranchos*) hébergent au maximum 200 habitants chacun. Au delà des 600 m d'altitude, il n'existe pas d'agglomération urbaine. L'unique voie d'asphalte encercle le massif en passant par les principales localités situées sur le Pacifique et sur le golfe. Aucune route ne permet l'accès à la forêt de chênes. Seules deux pistes, dans les monts Sierra La Victoria (vallées San Antonio della sierra) et Sierra San Lazaro (vallée Los Naranjos), s'élèvent jusqu'à des altitudes de 1500 m et 700 m (données INEGI 1991).

Les conditions climatiques et les difficiles conditions d'accès ont, dans un certain sens, modéré la présence et l'action de l'homme sur le massif. L'homme n'a que partiellement modifié cet environnement et la végétation forestière reste en grand partie de type primaire. Les données concernant l'hydrologie, élément clé du développement et du soutien local, sont insuffisantes. La région du Cap est divisée en neuf bassins versants, dont deux situés sur le versant du golfe, sont les plus importants : Arroyo Santiago 7 680 km² et Arroyo San José 12 640 km². Les deux bassins principaux sur le versant Pacifique sont Arroyo San Jacinto et Candelaria d'environ 2 100 km² chacun (figure 2.1).

Due à l'imperméabilité du substrat igné intrusif, l'infiltration vers les failles est limitée et la plupart des eaux, à débit superficiel, se reversent rapidement en mer après la saison des pluies. En altitude des cours d'eau restent actifs pendant toute l'année mais, au contraire, en plaine, les lits des cours d'eau restent secs pendant la longue saison sèche.

L'ensemble des données historiques et des données actuelles, me permet de tracer une description à grandes lignes de l'anthropisation des forêts du massif.

Aperçu historique de l'anthropisation de Basse Californie

Les premières traces humaines en Basse Californie datent de 5000 ans (Mathes, 1980). Pendant la période précolombienne, la région du Cap était habitée par la tribu aborigène semi-nomade Pericùes (Leon Portilla 1976, Reygadas et Velasquez 1983), se déplaçant suivant les saisons, entre la côte et les montagnes, vivant de chasse, de pêche et de cueillette. La tribu a laissé la trace de sa présence dans la Sierra de la Laguna par des peintures rupestres.

Les campagnes de conquête espagnole du XVI^{ème} siècle dont Hernán Cortés a été l'un des protagonistes n'ont pas abouti à l'installation de la civilisation espagnole en Basse Californie. Les difficultés d'installation dans une région semi-désertique seront surmontées un siècle plus tard par les jésuites qui introduisent l'agriculture et l'élevage. D'après Barco (1780) j'ai pu identifier les années de fondation des missions de La Paz (1720), Santiago (1721), San José del Cabo (1730), Santa Rosa de Todos Santos (1733).

Le tableau 2.1 quantifie les terres utilisées pour l'élevage extensif entre 1679 et 1857. Le total de terres affectées à l'élevage représente moins de 6% par rapport à la surface de la Basse Californie Sud.

année	1769	1780	1790	1800	1810	1820	1830	1840	1850	Total
Région										
S. Antonio	5 267	0	17 555	54 421	30 721	35 110	71 976	14 044	17 555	246 649
Todos Santos	0	1 756	0	14 044	0	14 044	3 511	10 533	18 433	62 321
San Jose	0	0	0	47 399	8 778	1 756	10 533	6 144	27 210	101 820

Tableau 2.1. Quantification en hectares de l'établissement des terres affectées à l'élevage par décennies (d'après Cariño 1996).

Deux autres éléments historiques, cités par ordre d'importance, interviennent fortement dans la compréhension de l'état actuel des formations forestières : les mines et l'extraction de bois pour la production de tannins.

La découverte de gisements de métaux précieux dans la région du Cap a déclenché l'activité d'extraction d'or et d'argent. Entre 1748 et 1940 des mines ont été exploitées dans l'extrémité nord du massif : localités de Santa Ana (depuis 1744), El Triunfo (1756), et San Antonio (1756) (Cariño 1996). Cette activité a favorisé la construction de nouveaux villages (El Triunfo et San Antonio), l'immigration d'une nouvelle main d'oeuvre et le développement de l'activité agricole pour répondre aux besoins alimentaires dans les villages

de Santiago et Todos Santos. L'extraction de bois de construction et l'utilisation plus tard des substances chimiques ont été des activités à fort impact sur l'environnement naturel.

Un facteur d'impact sur les espèces forestières de la FTC était l'utilisation de l'écorce des espèces *Lysiloma ssp.*, *Bursera spp.*, *Cyrtocarpa edulis* pour le tannage des peaux. Cette pratique a été développée entre 1890 et 1944, date à laquelle l'utilisation de produits chimiques de remplacement a permis l'abandon des tannins extraits des écorces. Cariño (1996) d'après une recherche historique, quantifie les tonnes d'écorces extraites déclarées : 1466 t/an en 1896 ; 5461 t/an en 1897 ; 1100 t/an en 1927 et en 1929. Elle trouve aussi un enregistrement intéressant pour l'année 1910 : dans la région du Cap, 1650 t de bois de *Lysiloma divaricata* ont été extraits pour différentes raisons (écorce, bois de construction, bois de charbon).

Etat des lieux de la pression anthropique actuelle

Dans la zone de montagne, l'unique activité humaine actuelle autre que le tourisme est l'élevage de bétail et ses activités annexes : agriculture de consommation familiale, extraction de bois de construction et de combustion. L'absence d'exploitation au delà des 400 m limite l'action du bétail en altitude. En 1989, Arriaga et Cancino (1992) estiment une densité de 0,133 bovins/ha correspondant à une charge de bovins égale à 9,11 ha/bovin dans la forêt caducifoliée, condition de surpâturage intensif étant donné la potentialité du milieu de 30 ha/bovin (Martinez 1981) pour la FTC. Le travail d'Arriaga et Cancino apporte une estimation de l'aire de pâturage occupée par chaque exploitation égale à 1 232 ha. Ces données seront nécessaires pour la constitution du prémodèle au chapitre 3.

Les bovins sont laissés en liberté la plupart de l'année. En général, ils broutent dans les vallées d'altitude en période humide et dans les fonds de vallées en période sèche. L'élevage de bovins est le plus répandu avec la plus forte densité d'individus par ha de tous les élevages pratiqués (tableau 2.2).

espèce élevée	% des exploitations	Total unité	Densité (individus / ha)
bovin	98	7706	0.133
caprin	53	1507	0.036
cochon	65	586	0.14
volaille	63	946	0.025

Tableau 2.2. Type d'élevage, nombre et densité d'animaux dans 57 exploitations agricoles sur le massif Sierra de la Laguna BCS (données d'après Arriaga et Cancino 1992).

Dans le passé, l'extraction intensive de bois a modifié la végétation forestière, l'extraction actuelle, bien que non intensive, affecte un milieu peu productif. En effet, la productivité des forêts de Basse Californie Sud est très limitée. L'extraction de bois n'est pas réalisable à cause de la faible étendue de ces forêts, du faible diamètre des troncs et d'un volume des arbres insuffisant pour mener une production continue (Arriaga *et al.* 1994).

Situation juridique actuelle et perspectives d'aménagement de la zone de montagne : nécessités, objectifs et application.

Afin de préserver les paysages de montagne de la région du Cap, de gérer et de suivre le type d'exploitation future dans le but de ne pas reproduire une exploitation forestière incontrôlée, les institutions d'état mexicaines ont déclaré, en 1994, la protection d'une aire de 112 437 ha sous le statut de « réserve de la biosphère » (Breceda *et al.* 1995).

Les objectifs d'un tel statut s'insèrent dans ceux de l'ensemble des aires protégées par l'Unesco, dont les programmes SCOPE (*Scientific Committee on Problems of the Environment*) et MAB (*Man and Biosphere*) résument les directives. Le programme SCOPE a pour objectif de synthétiser les connaissances sur l'état actuel des milieux cruciaux. Le programme MAB propose des recherches de terrain afin d'appliquer ces connaissances à l'aménagement.

Au niveau local, les objectifs généraux, sources de la création de la réserve de la Biosphère Sierra de la Laguna sont de :

- Préserver et conserver le patrimoine naturel paysager en favorisant le développement socio-économique ;

- Développer les activités de protection, conservation, amélioration, restauration, et promouvoir l'aménagement des ressources naturelles régionales ;
- Développer la recherche scientifique, l'éducation, la formation et la participation des populations locales à la gestion de la réserve.

Ces objectifs sont détaillés en neuf points :

- Conservation des écosystèmes naturels de montagne ;
- Préservation de la diversité génétique, en particulier des espèces endémiques ;
- Maintien des processus écologiques qui garantissent la conservation du sol, du cycle hydrologique par des études et aménagements adéquats, afin de promouvoir la productivité forestière et faunistique ;
- Protection du paysage et des valeurs culturelles liées à la Sierra de la Laguna.
- Développer la recherche scientifique dans les domaines de l'écologie, la socio-économie et l'aménagement durable des ressources naturelles ;
- Promouvoir des projets de développement rural ;
- Promouvoir l'instruction des populations locales et développer des moyens de soutien économique alternatif liés aux activités de la réserve ;
- Promouvoir les activités récréatives ;
- Diffuser les connaissances sur la conservation des milieux naturels.

Pour atteindre ces objectifs, la réserve s'est dotée d'une structure organisée en quatre niveaux décisionnels exécutifs et une différenciation de zones à statut législatif différent. La structure comprend : (I) une commission de travail formée par le secrétariat de développement social, le secrétariat de l'agriculture et des ressources hydriques, le secrétariat du tourisme, (II) un comité directif de coordination des actions au niveau régional, (III) un directeur de la réserve et un conseil des représentants, travaillant sur les applications des résolutions décidées aux niveaux supérieurs, et (IV) le personnel opérationnel.

La zonation de la réserve (figure 2.6) comprend trois niveaux législatifs :

La zone noyau, soumise à un régime de législation le plus strict (interdiction de toute activité polluante, de modification des cours d'eau, d'exploitation agricole ou de chasse, de collecte des produits des forêts, d'introduction d'animaux ou de plantes exogènes, d'animaux domestiques productifs et de développement de structures touristiques qui impliquent la dégradation de l'environnement.

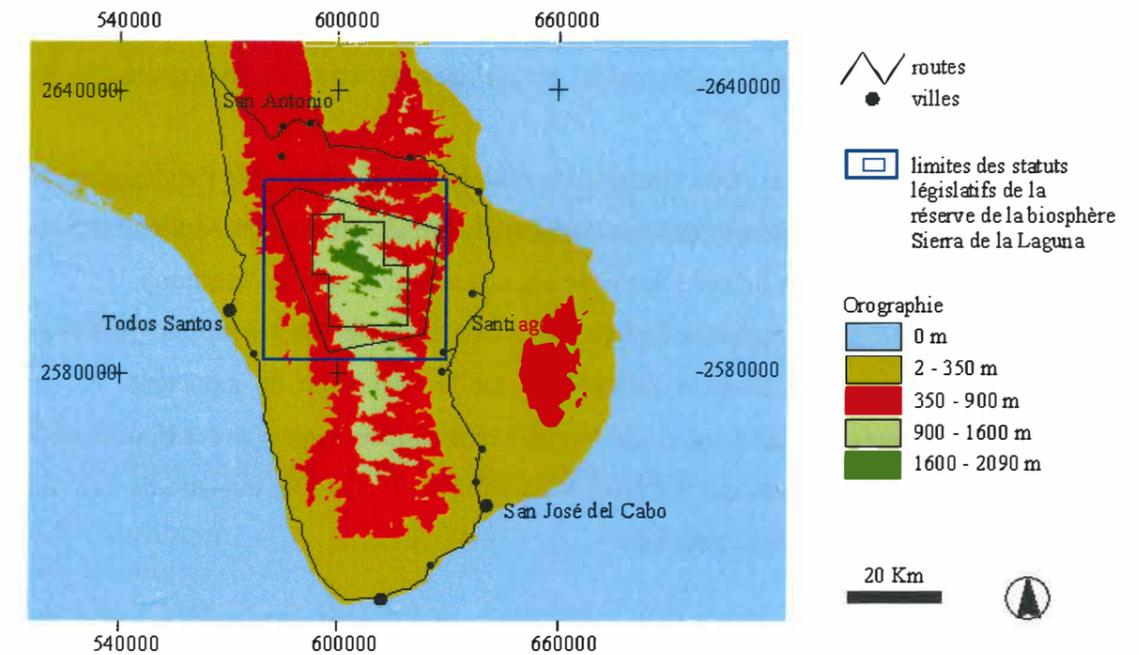


Figure 2.6 : Localisation sur le massif Sierra de la Laguna (BCS, Mexique) des limites de la réserve de la biosphère en trois niveaux législatifs emboîtés.

Zone tampon où les activités précitées sont contrôlées ou interdites temporairement .

Zone d'influence où sont encouragées les activités productives, ou de loisir, d'expérimentation, et d'adaptation technologique et éducative dans le respect de la préservation des milieux.

Les décisions législatives sont la base de la mise en pratique sur le terrain des consignes et des actions pour le développement qui seront prises prochainement. Elles doivent prendre en compte la notion de durabilité.

Les informations bibliographiques collectées concernant les divers aspects de la région d'étude comme la biodiversité et l'endémisme, les facteurs environnementaux et l'étagement de la végétation, l'anthropisation, seront utilisées :

- dans le prochain chapitre, pour définir un prémodèle ou carte potentielle de la végétation écotonale, et,
- dans la suite de la thèse, comme base de discussion et compréhension des résultats obtenus.

2.5. Résumé

Le milieu étudié est la transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie d'altitude dominée par l'espèce *Quercus tuberculata* sur le massif Sierra de la Laguna de Basse Californie au Mexique.

L'histoire de la géologie et du climat de la région sont à l'origine de l'endémisme, et de la biodiversité des formations forestières étudiées. La végétation tempérée d'altitude et son microclimat constituent une île verte entourée par une large zone semi-désertique.

L'élevage extensif, l'extraction de bois, et l'activité minière sont les principaux facteurs historiques, sources de la pression anthropique sur la végétation de montagne. A l'heure actuelle les activités touristiques et l'élevage extensif préoccupent les responsables des institutions d'état mexicaines, qui ont placé sous protection, en 1994, une aire de 112 437 ha sous le statut de « réserve de la biosphère ».

Chapitre 3. Prémodèle

3.1. Répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique.	...page 43
3.2. Répartition des zone susceptibles d'être fragilisées par l'impact anthropique.	... " 44
3.3. Liste des espèces susceptibles d'être consommées ou extraites dans les milieux orobiomes chênaie – forêt tropicale caducifoliée." 45
3.5. Conclusion.....	" 51
3.6. Résumée.....	" 51

Chapitre 3. Prémodèle

Il s'agit d'extraire de l'ensemble des informations bibliographiques, d'abord, les informations concernant la transition entre forêt tropicale caducifoliée et chênaie, et de tracer une carte des zones potentielles d'extension de ce milieu ainsi que les zones les plus anthropisées ; puis, d'en extraire les taxa caractéristiques de la végétation écotonale FTC / FC susceptibles de subir une pression anthropique importante.

L'ensemble des informations utilisées pour construire le prémodèle sont différentes des données de terrain et de télédétection utilisées pour dresser les cartes de végétation. Cela est important afin d'éviter un raisonnement circulaire qui consisterait à comparer des résultats (cartes de la végétation et prémodèle) issus d'une même source.

Les données utilisées sont :

- carte de la végétation de la réserve de la biosphère Sierra de la Laguna (Morelos 1988) échelle 1 : 80 000
- carte pédologique de la réserve de la biosphère Sierra de la Laguna (Maya 1988) échelle 1 : 80 000
- modèle numérique de terrain résolution 90m,
- données climatiques BCS Mexico,
- carte de localisation des exploitations agricoles (Arriaga et Cancino 1992),
- carte topographique échelle 1 : 50 000.

3.1. Répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique

Les étapes de réalisation de la carte potentielle d'extension de l'oro-écotone FTC/FC sont indiquées en figure 3.1a.

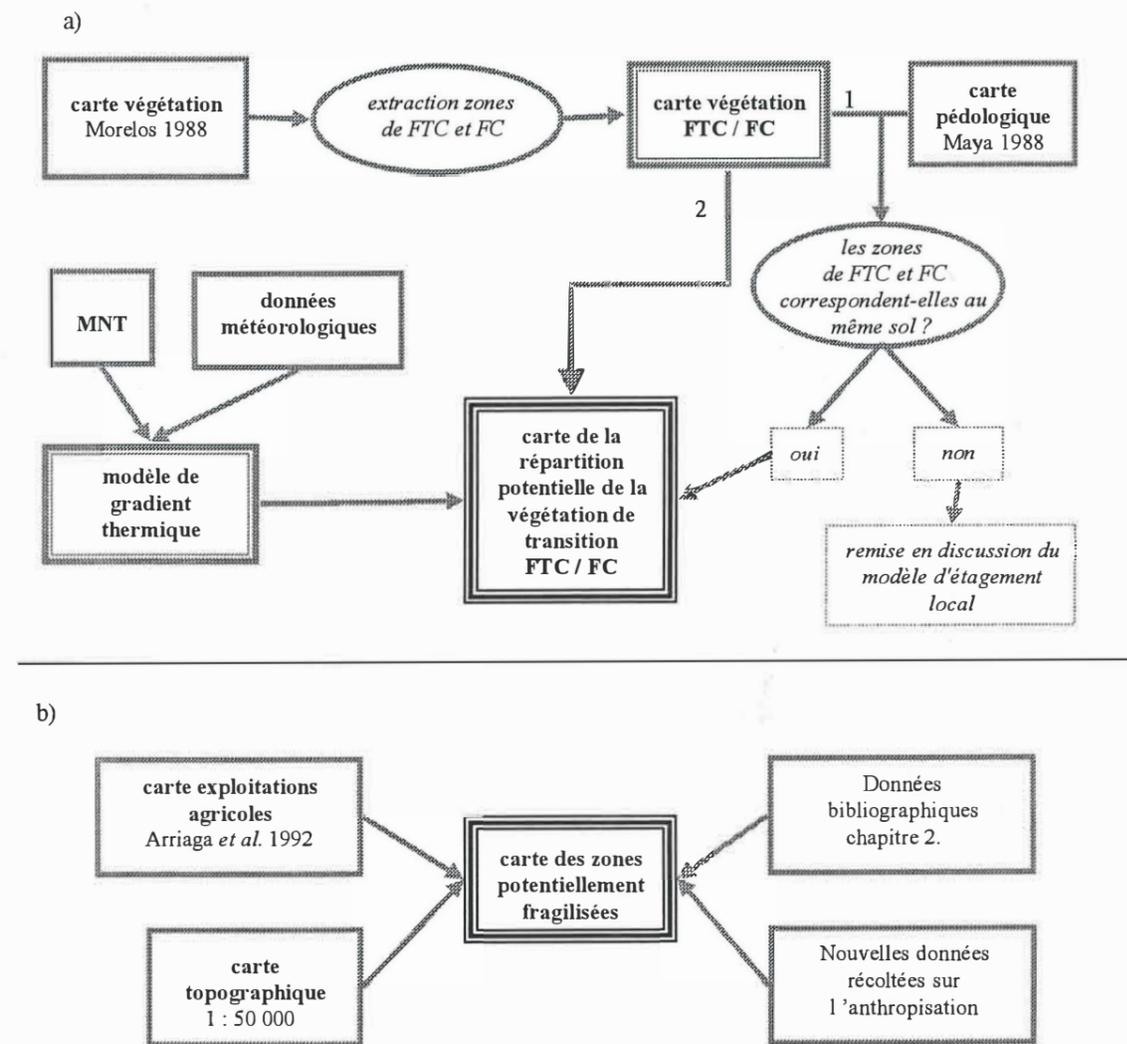


Figure 3.1 : Schéma de la réalisation du prémodèle.

a) Diagramme des étapes de réalisation de la carte potentielle d'extension de l'oro-écotone forêt tropicale caducifoliée / forêt de chênes et (b) de la carte de zones potentiellement fragilisées par l'anthropisation. Les cadres simples représentent les données bibliographiques, les cadres doubles les données traitées, les cadres triples noirs les prémodèles qui en résultent.

Le procédé d'analyse des données et de réalisation des cartes a été fait à l'aide des logiciels Silicon Graphics Er Mapper 6.0 et Esri ArcView™ 3.2. Le traitement m'a permis de comparer visuellement la carte de la végétation FTC/FC extraite des données de végétation de Morelos (1988) et la carte pédologique de Maya (1988). Maya a travaillé sur les aspects édaphiques de la partie centrale du massif, elle dresse sa carte à partir de photographies aériennes et de prospections de terrain. Les sols sont presque tous de type REGOSOL dans la

zone qui comprend la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie. L'hypothèse d'étagement est en accord avec cette observation.

J'ai ensuite tracé la carte répartition potentielle de la végétation de transition à partir du MNT et des données climatiques existantes. Bien que le nombre de stations météorologiques soit limité, en particulier au-dessus de 600m (une seule station, inactive à l'heure actuelle), j'ai pu calculer une variation de $0,64^{\circ}\text{C}$ par 100m de dénivelé entre les stations météorologiques de Santa Gertrudis (450m 48 années d'enregistrement) et de Sierra de la Laguna (1695m, 12 années d'enregistrements). Pour 100m d'élévation, les variations sont de $0^{\circ}55$ (en France), $0^{\circ}55$ (Algérie) (Ozenda 1985), $0^{\circ}75$ vers l'équateur (Dubois 1999). A des latitudes comprises entre 23° et 24° les valeurs estimées de $0,64^{\circ}$ sont intermédiaires, et cohérentes avec les résultats obtenus au niveau de l'équateur et en milieu tempéré. Suivant le gradient thermique estimé ($0,64^{\circ}\text{C} / 100 \text{ m}$), le niveau $+ 2^{\circ}\text{C}$ de température minimale annuelle se situerait à environ 888m snm (calcul à partir des données issues des deux stations météorologiques précitées).

L'exposition affecte fortement le climat de montagne. La relation entre exposition-altitude et température a été étudiée par différentes méthodes (Ozenda 1954, Shröter et Fritsh cité par Ozenda 1985, Galicia et al 1999). Les effets sont aussi visibles grâce aux limites des neiges permanentes, des arbres isolés et des forêts. Ils illustrent la température plus élevée sur les versants exposés au sud, sud-ouest, due à une plus longue exposition au soleil. Les sols des versants exposés au sud et des plaines d'altitude sont plus secs que ceux des faces exposées au nord (Galicia et al. 1999). Les différences climatiques entre versant sud et nord correspondent à 100 mètres, voire 200 mètres de dénivelé, et jusqu'à 600m dans des cas extrêmes.

Une insuffisance de données météorologiques ne permet pas de quantifier précisément ces différences. On peut construire un modèle théorique sur une différence potentielle de 200m comme suggéré en bibliographie (Peinado et Rivas Martinez 1987) sachant que l'écart peut être plus important. D'autres auteurs ont souligné que les variations climatiques latitudinales sont négligeables par rapport à l'exposition et à l'altitude (Ozenda 1985). D'ailleurs, l'extension latitudinale du massif n'excède pas 1° de latitude nord.

La figure 3.2, illustre la répartition potentielle de la végétation de transition entre la FTC et FC. Cette carte est tracée à partir du modèle théorique de gradient de température ($0,64^{\circ}\text{C} / 100\text{m}$). Elle permet de situer sur le MNT les zones de température minimale comprise entre $+1$ et $+ 2^{\circ}\text{C}$, en tenant en compte d'une translation de dénivelé de 200m entre les expositions

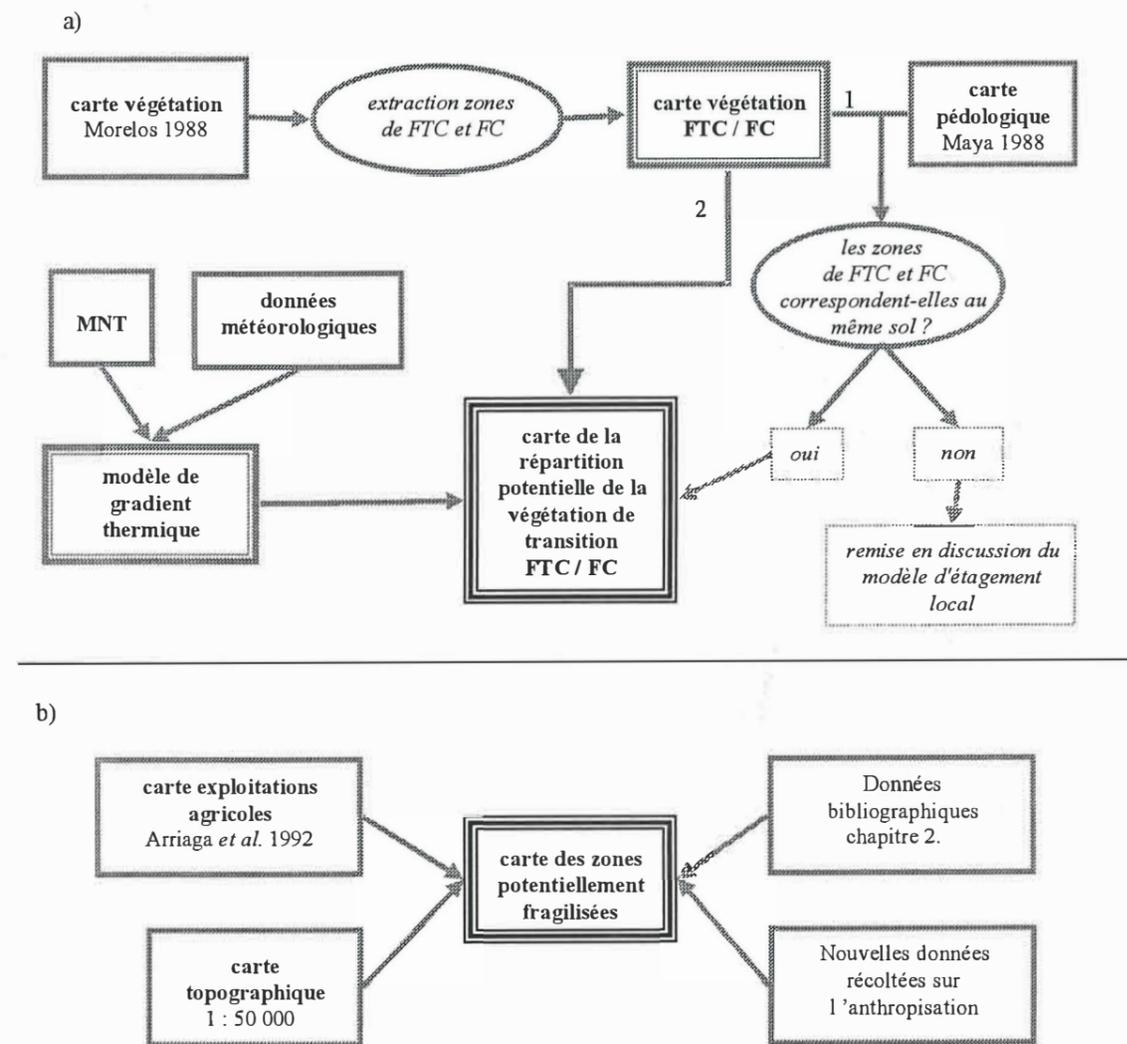


Figure 3.1 : Schéma de la réalisation du prémodèle.

a) Diagramme des étapes de réalisation de la carte potentielle d'extension de l'oro-écotone forêt tropicale caducifoliée / forêt de chênes et (b) de la carte de zones potentiellement fragilisées par l'anthropisation. Les cadres simples représentent les données bibliographiques, les cadres doubles les données traitées, les cadres triples noirs les prémodèles qui en résultent.

Le procédé d'analyse des données et de réalisation des cartes a été fait à l'aide des logiciels Silicon Graphics Er Mapper 6.0 et Esri ArcView™ 3.2. Le traitement m'a permis de comparer visuellement la carte de la végétation FTC/FC extraite des données de végétation de Morelos (1988) et la carte pédologique de Maya (1988). Maya a travaillé sur les aspects édaphiques de la partie centrale du massif, elle dresse sa carte à partir de photographies aériennes et de prospections de terrain. Les sols sont presque tous de type REGOSOL dans la

zone qui comprend la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie. L'hypothèse d'étagement est en accord avec cette observation.

J'ai ensuite tracé la carte répartition potentielle de la végétation de transition à partir du MNT et des données climatiques existantes. Bien que le nombre de stations météorologiques soit limité, en particulier au-dessus de 600m (une seule station, inactive à l'heure actuelle), j'ai pu calculer une variation de $0,64^{\circ}\text{C}$ par 100m de dénivelé entre les stations météorologiques de Santa Gertrudis (450m 48 années d'enregistrement) et de Sierra de la Laguna (1695m, 12 années d'enregistrements). Pour 100m d'élévation, les variations sont de $0^{\circ}55$ (en France), $0^{\circ}55$ (Algérie) (Ozenda 1985), $0^{\circ}75$ vers l'équateur (Dubois 1999). A des latitudes comprises entre 23° et 24° les valeurs estimées de $0,64^{\circ}$ sont intermédiaires, et cohérentes avec les résultats obtenus au niveau de l'équateur et en milieu tempéré. Suivant le gradient thermique estimé ($0,64^{\circ}\text{C} / 100 \text{ m}$), le niveau $+ 2^{\circ}\text{C}$ de température minimale annuelle se situerait à environ 888m snm (calcul à partir des données issues des deux stations météorologiques précitées).

L'exposition affecte fortement le climat de montagne. La relation entre exposition-altitude et température a été étudiée par différentes méthodes (Ozenda 1954, Shröter et Fritsh cité par Ozenda 1985, Galicia et al 1999). Les effets sont aussi visibles grâce aux limites des neiges permanentes, des arbres isolés et des forêts. Ils illustrent la température plus élevée sur les versants exposés au sud, sud-ouest, due à une plus longue exposition au soleil. Les sols des versants exposés au sud et des plaines d'altitude sont plus secs que ceux des faces exposées au nord (Galicia et al. 1999). Les différences climatiques entre versant sud et nord correspondent à 100 mètres, voire 200 mètres de dénivelé, et jusqu'à 600m dans des cas extrêmes.

Une insuffisance de données météorologiques ne permet pas de quantifier précisément ces différences. On peut construire un modèle théorique sur une différence potentielle de 200m comme suggéré en bibliographie (Peinado et Rivas Martinez 1987) sachant que l'écart peut être plus important. D'autres auteurs ont souligné que les variations climatiques latitudinales sont négligeables par rapport à l'exposition et à l'altitude (Ozenda 1985). D'ailleurs, l'extension latitudinale du massif n'excède pas 1° de latitude nord.

La figure 3.2, illustre la répartition potentielle de la végétation de transition entre la FTC et FC. Cette carte est tracée à partir du modèle théorique de gradient de température ($0,64^{\circ}\text{C} / 100\text{m}$). Elle permet de situer sur le MNT les zones de température minimale comprise entre $+1$ et $+ 2^{\circ}\text{C}$, en tenant en compte d'une translation de dénivelé de 200m entre les expositions

nord et sud. Ces valeurs de température ont été déterminées à partir de la bibliographie (Rzedowski 1978), comme il a été spécifié au chapitre 2.

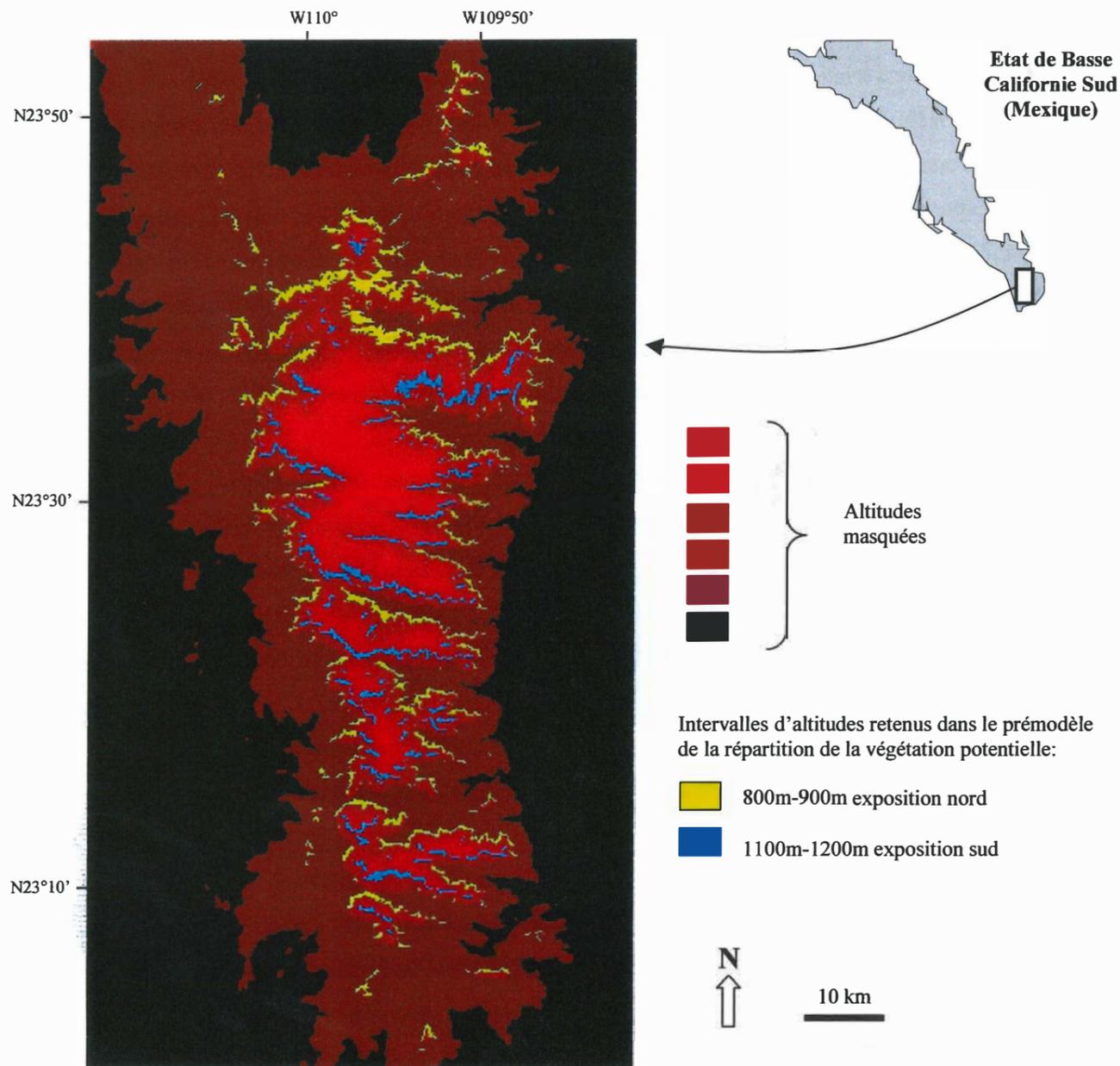


Figure 3.2 : Prémodèle de répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes dans la région du Cap de Basse Californie. La répartition de la végétation potentielle (traits bleu et jaunes) correspondent aux intervalles de température minimale comprise entre +1 et +2 °C, tracée sur le MNT en tenant en compte d'une translation de dénivelé de 200m entre les expositions nord et sud.

3.2. Répartition des zones susceptibles d'être fragilisées par l'impact anthropique

Les étapes de réalisation de la carte des zones potentiellement fragilisée sont indiquées en figure 3.1.

La figure 3.3-B, illustre les zones potentiellement dégradées par l'action anthropique. J'ai pris en compte trois types de perturbations anthropiques : les exploitations agricoles, les pistes d'accès au massif et la pression anthropique exercée dans le passé par l'activité minière.

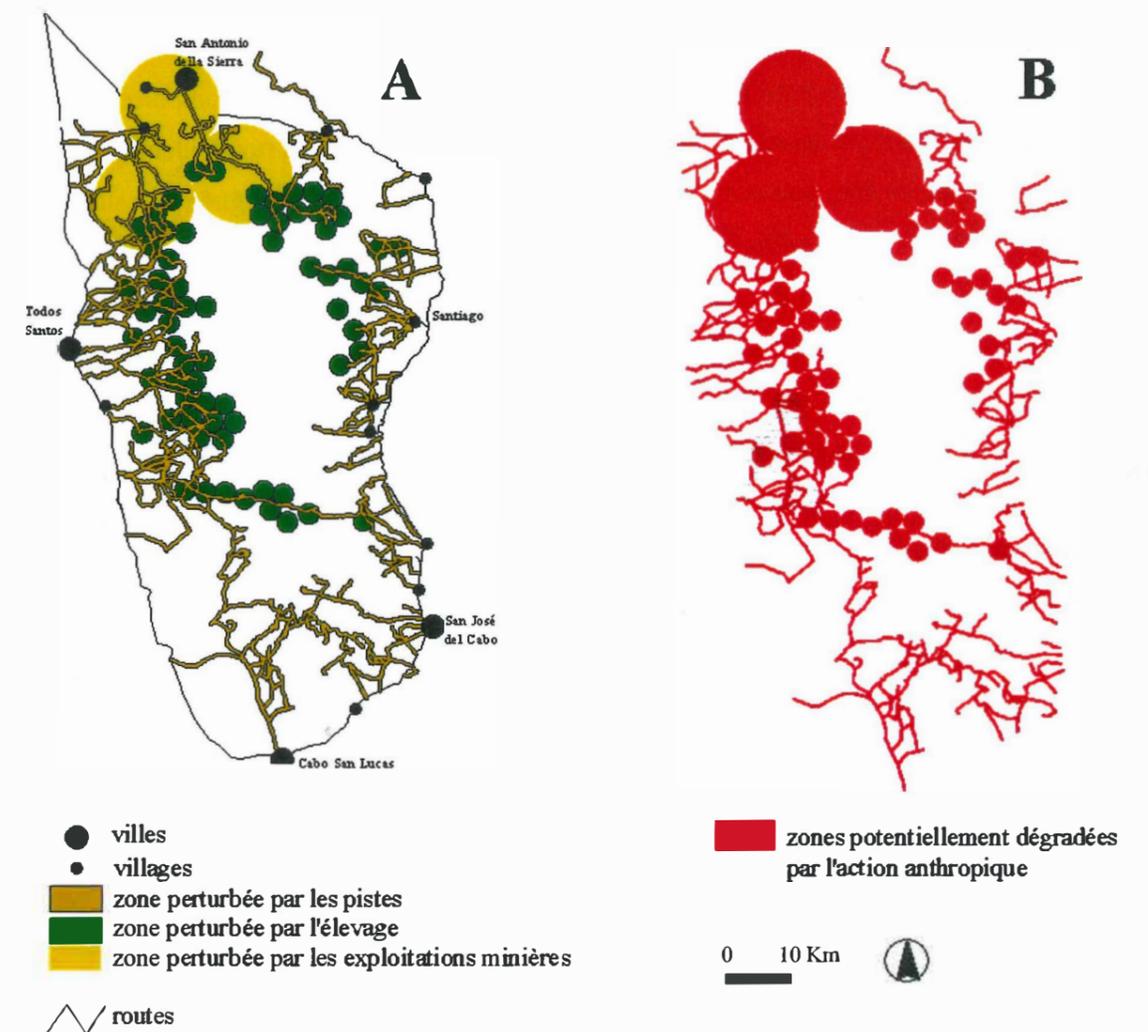


Figure 3.3 : Prémodèle des zones potentiellement dégradées par l'action anthropique. (A) Aires sources de la pression anthropique nécessaires à la construction du prémodèle. (B) Prémodèle de répartition des zones susceptibles d'être fragilisées par l'impact anthropique.

Concernant le premier type de perturbation, j'ai localisé les exploitations agricoles répertoriées par Arriaga et Cancino (1992) et 10 autres exploitations à l'extrémité sud du massif répertoriées pendant mon travail de terrain (figure 3.3-A). Les zones potentiellement dégradées sont déterminées à partir d'un rayon de 1,5 km autour des exploitations (option "buffering" Arcview). Dans le cas de cercles sécants, ceux-ci ont été séparés et répartis préférentiellement le long des fonds de vallée (zones plus favorable au pâturage : présence d'eau et de fourrage appétant) que sur les pentes (zones moins favorables). Dans le cas de cercles plus ou moins sécants, la pression de pâturage plus forte conduirait normalement à augmenter le rayon, les animaux étant obligés de prospecter un territoire plus vaste pour se nourrir. Dans la mesure où j'ai choisi de ne pas superposer les cercles en tenant compte de la topographie, je reste plus proche d'une réalité compatible avec le comportement animal. J'augmente l'aire potentielle de pâturage, mais comme je garde un rayon identique de 1,5 km, il me semble, *in fine*, pouvoir trouver une surface potentielle peu éloignée de celle qui aurait été obtenue par l'autre méthode.

Le cercle de rayon de 1,5 km représente 57% du territoire réellement recouvert par le bétail d'après les estimations en données bibliographiques (chapitre 2) et permet de situer des zones fortement broutées. En effet, un cercle de rayon de 2,1 km représente la surface potentielle de piétinement estimée d'après Arriaga et Cancino (1992). Une sous estimation : rayon de 1,5 km à la place de 2,1 km, renforce la probabilité d'être dans des conditions de surpâturage. Un *buffer* de forme polygonale, suivant le contour des thalwegs, aurait été peut-être mieux adapté, mais le logiciel ne fournissait que le choix de cercles.

Les zones potentiellement dégradées sont aussi déterminées à partir d'une zone recouvrant 250 m de part et d'autre des pistes d'accès au massif (figure 33-A), repérées sur la cartographie numérisée (échelle 1: 50 000). Cette dimension a été choisie en observant les bovins sur le terrain s'éloigner d'au moins 300 m de part et d'autre des pistes. La dimension de 250 m est à nouveau une sous estimation permettant d'avoir une forte probabilité de ne pas se tromper lorsqu'une zone proche de 250 m à une piste est considérée comme potentiellement fragilisée. L'extraction de bois se fait aussi à partir des voisinages des pistes pour faciliter le transport. Au delà des 250 m d'éloignement de pistes, l'effort de transport entre zone de coupe et piste devient progressivement de plus en plus compliqué. Pour ces raisons, une dimension de 250 m a été adoptée dans le prémodèle.

Le dernier type de perturbation, constitué par les régions affectées dans le passé par l'activité minière (figure 3.3-A), est spatialisé par des surfaces de forme circulaires distinctes, de rayon égal à 7,5 km sur chacune des 3 villes minières. Les pistes existantes s'éloignent

vers l'intérieur du massif à partir des 3 villes sur des distances d'environ 10 km. En considérant qu'un des principaux signes de l'anthropisation, du à la présence de centres habités, est la construction de pistes, j'ai choisi une distance de 7,5 km comme représentative d'une aire autour des villes, potentiellement anthropisée, dont la végétation a été fragilisée au moins dans le passé. Cette sous estimation a été préférée pour la raison précitée dans les deux cas précédents.

Ces informations spatialisées, seront utiles dans la comparaison de la carte de la végétation perturbée, tracée à partir des données satellitales, et dans la discussion sur la stratégie de conduite et de gestion de milieux naturels considérés.

3.3. Liste des espèces susceptibles d'être consommées ou extraites dans les milieux orobiomes chênaie – forêt tropicale caducifoliée.

Enfin, la liste des espèces susceptibles d'être consommées par les animaux ou extraites par l'homme (tableau 3.1) permettra de structurer, d'analyser mes données botaniques de terrain, d'interpréter les résultats obtenus avec les nouvelles observations et de proposer éventuellement des hypothèses explicatives des motifs d'organisation des formations forestières.

Espèce	Utilisation	Type de consommation	Espèce	Utilisation	Type de consommation
<i>Ruellia spp.</i>	**	d	<i>Acacia californica</i>	**	d
<i>Nolina beldingii</i>	**	d	<i>Acacia peninsularis</i>	***	d
<i>Yucca valida</i>	**	d	<i>Albizia occidentalis</i>	***	d
<i>Amaranthus ssp.</i>	**	d	<i>Calliandra peninsularis</i>	**	d
<i>Celosia fluribonda</i>	**	d	<i>Cassia spp.</i>	***	d
<i>Cyrtocarpa edulis</i>	**	d	<i>Erythrina flabelliformis</i>	**	n
<i>Arracacia brandegeei</i>	**	d	<i>Haematoxylon brasiletto</i>	***	d
<i>Plumeria acutifolia</i>	**	d	<i>Lysiloma candida</i>	***	d
<i>Erythea brandegeei</i>	*	n	<i>Lysiloma divaricata</i>	***	d
<i>Washingtonia robusta</i>	*	n	<i>Mimosa brandegeei</i>	**	d
<i>Matelea cordifolia</i>	**	n	<i>Mimosa xantii</i>	**	d
<i>Ambrosia ambrosioides</i>	**	n	<i>Pithecellobium spp.</i>	***	d
<i>Bebbia juncea</i>	**	d	<i>Quercus spp.</i>	***	d
<i>Bidens ssp.</i>	**	d	<i>Fouquieria diguetii</i>	**	d
<i>Exogonium bracteatum</i>	**	d	<i>Krameria parvifolia</i>	**	n
<i>Gochnatia arborescens</i>	***	d	<i>Hyptis spp.</i>	***	d
<i>Merremia aurea</i>	**	d	<i>Phorandodendron diguetianum</i>	**	d
<i>Viguiera deltoidea</i>	**	d	<i>Malpighia diversifolia</i>	**	d
<i>Bignonia unguis -cati</i>	**	d	<i>Aboutilon spp.</i>	**	d
<i>Tecoma stans</i>	***	d	<i>Ficus palmeri</i>	**	d
<i>Cordia brevispicata</i>	**	d	<i>Pinus lagunae</i>	*	n
<i>Bursera microphylla</i>	**	n	<i>Lasiacis ruscifolius</i>	**	d
<i>Ferrocactus spp.</i>	**	p	<i>Loeselia ciliata</i>	**	d
<i>Lemaireocereus thurberii</i>	**	p	<i>Poligala apopetala</i>	**	n
<i>Machaerocereus gommosus</i>	**	p	<i>Antigonon leptopus</i>	**	d
<i>Opuntia spp.</i>	**	p	<i>Colubrina viridis</i>	*	n
<i>Pachycereus pecten-aborigenum</i>	***	d	<i>Karwinskia humboldtiana</i>	*	n
<i>Shaeferia cuneifolia</i>	**	d	<i>Randia megacarpa</i>	**	d
<i>Diospiros californica</i>	**	d	<i>Esembeckia flava</i>	***	d
<i>Croton spp.</i>	**	d	<i>Populus brandegeei</i>	**	n
<i>Euphorbia ssp</i>	**	d	<i>Dodonaea viscosa</i>	**	n
<i>Jatropha cinerea</i>	***	n	<i>Melochia tomentosa</i>	**	d
			<i>Celtis reticulata</i>	*	n
			<i>Vitis Peninsularis</i>	**	d

Tableau 3.1 : Liste des espèces susceptibles d'être consommées ou extraites dans les milieux orobiomes chênaie – forêt tropicale caducifoliée.

Liste formulée à partir de données récoltées par Arriaga et Cancino (1992). Espèces utilisées pour la construction (*), espèces fourragères (**), et espèces à la fois de construction et de fourrage (***). Les espèces très appétantes sont soulignées en gris. La deuxième colonne indique, pour les espèces fourragères, le type de consommation : d = consommation directe par les animaux ; p = fourrage préparé par l'agriculteur ; n = non consommée.

3.4 Conclusion

Les informations apportées dans les prémодèles de répartition de la végétation potentielle et de la végétation fragilisée ainsi que la liste d'espèces d'intérêt agronomique seront utilisées pour analyser et discuter mes résultats.

L'objectif de mon travail se focalise dans la méthodologie et non dans la précision de construction et de validité des modèles, tâche qui pourrait suivre par un travail se basant sur des nouvelles données agro-écologiques plus affinées qui amélioreraient la précision des cartes proposées.

La suite de la thèse est consacrée à la présentation du traitement de données de terrain, (chapitre 4), de terrain et de télédétection (chapitre 5) et de l'utilisation de la caractérisation et de la cartographie de l'écotone comme indicateur de fragilité et de changement (chapitre 6).

3.5 . Résumé

L'analyse et la synthèse de l'ensemble des données bibliographiques permettent : (I) de tracer une carte de la répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes. (II) de tracer une seconde carte définissant la répartition des zones susceptibles d'être fragilisées par l'impact anthropique. (III) de définir une liste des espèces caractéristiques du milieu d'étude, susceptibles d'être consommées par le bétail ou extraites par l'homme.

**Chapitre 4 : Description et caractérisation de l'écotone et des orobiomes
d'après les données de terrain**

4.1 Choix des critères et dimensions spatiales et temporelles d'échantillonnage pour définir un protocole expérimental.....	page 55
4.1.1 Etude préliminaire Aire minimum, technique d'échantillonnage, champ visuel d'un transect, pas d'échantillonnage, définition d'espèces clés, étendue spatiale de l'étude, répartition spatiale des transects.	" 55
4.2 Mise en application du protocole de saisie des données.....	" 62
4.3 Identification des orobiomes et de la zone de transition.....	" 70
4.3.1 Mise en évidence des espèces les plus représentatives et niveaux de représentativité.....	" 71
4.3.2 Différenciation de groupes d'espèces les plus discriminantes	" 73
4.3.3 Localisation altitudinale des discontinuités du couvert et ordination d'unités de végétation sur le gradient d'altitude.....	" 79
4.4 Caractérisation des unités de végétation.	" 83
4.4.1 Structure de la végétation.	" 84
<i>Densité, recouvrement, hauteur et hétérogénéité spécifique des milieux d'étude</i>	
4.4.2 Phénologie foliaire.	" 89
4.4.3 Biodiversité et endémisme.	" 91
4.5 Répartition spatiale des orobiomes : modèle d'étagement et extension du concept d'orobiome et d'écotone dans la sierra de la Laguna.	" 94
4.6 Conclusion	" 96
4.6 Résumé	" 97

Chapitre 4 : Description et caractérisation de l'écotone et des orobiomes d'après les données de terrain

Bien qu'à l'heure actuelle les études descriptives soient relativement mal considérées dans le milieu scientifique, cet exercice reste d'importance fondamentale pour toutes les applications et expérimentations qui suivent. Une base descriptive est ici nécessaire car, je le rappelle, cette information fait défaut dans les périodiques et textes spécialisés. Tout ce travail se base sur un échantillonnage de terrain dans des conditions parfois difficiles, correspondant à des missions réalisées à des dates différentes. Celles-ci m'ont permis d'observer des espèces et des stades phénologiques variées.

Dans ce chapitre, je pars de l'hypothèse d'étagement de la végétation de la Sierra de la Laguna. L'étage est un complexe structuré d'écosystèmes, impliquant des biocénoses précises. Chaque étage est lié au paramètre écologique principal qui le détermine, la température, et non l'altitude (descripteur du gradient thermique de montagne).

L'objectif est donc de proposer une description des orobiomes et de la végétation de transition. Je montre l'intérêt des données de terrain pour tester les hypothèses 1 et 3 (les autres hypothèses seront traitées successivement) suivant lesquelles :

1) L'écotone entre la chênaie et la forêt tropicale caducifoliée est formé d'un ensemble d'écosystèmes situés entre ces étages de végétation.

3) La diversité spécifique et l'endémisme sont intermédiaires dans l'écotone en comparaison des deux orobiomes.

A cette fin, il est désormais primordial de :

- 1) pouvoir définir une échelle et une résolution d'analyse pour,
- 2) pouvoir identifier l'écotone,
- 3) le caractériser et, éventuellement, en établir une typologie,

4) connaître sa distribution géographique.

A partir d'un premier échantillonnage de terrain, je définis une dimension spatio-temporelle d'analyse qui me permet d'élaborer un protocole d'échantillonnage et une méthode d'analyse.

Les résultats seront présentés et discutés afin d'apporter des éléments empiriques de comparaison du prémodèle (vérifier la validité du modèle d'étagement de végétation) et tester les hypothèses d'étude.

En conclusion je retiens les résultats utiles et nécessaires pour exploiter les données télédéteectées et apporter ainsi des éléments utilisables pour tester l'hypothèse de base à plusieurs niveaux d'analyse.

4.1 Choix des descripteurs et de la dimension spatiale d'échantillonnage pour définir un protocole expérimental

4.1.1 Etude préliminaire

Pour analyser un objet naturel spécifique et tester une hypothèse le concernant, il est opportun de connaître et de définir les paramètres et les niveaux d'observation adaptés. Ainsi, je teste les dimensions de l'aire minimale d'échantillonnage, la technique d'échantillonnage, le pas d'échantillonnage (*sampling interval* ou *lag*), le champ visuel (*extent*) et le choix d'espèces les plus représentatives en vue de procéder à l'échantillonnage de terrain. La validité des résultats retenus dans mes travaux repose sur les études préalables de terrain.

Aire minimum

Les calculs classiques d'estimation d'aire minimum d'échantillonnage (Arrhenius 1921, Cain 1938 et 1943, Withers and Meentemeyer 1999, Lomolino 2000) prennent en compte les différents niveaux d'organisation des communautés et leur diversité spécifique. Dans ce type d'études, la dimension de l'aire minimale est estimée à 200 m² dans des milieux forestiers tempérés, (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974) et augmente en milieu tropical humide. Dans le contexte de ce travail, je me suis intéressé à la mise en évidence d'unités homogènes, en fonction de la densité d'espèces arborescentes, repérables à la fois sur le terrain et sur les images satellitales. L'aire minimale d'échantillonnage est calculée de la même façon que celle calculée par les relations de type aire-espèces (*species-area*), mais en tenant en compte de la densité des espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata*, que la bibliographie désigne comme représentatives de la chênaie et de la FTC (c.f. chapitre 2.5).

J'ai testé l'aire minimum sur deux sites à deux altitudes différentes : 700m et 850m et trouvé une surface de 400m² (figure 4.1). La relation aire / densité est plus faible en altitude dans les milieux tempérés. Je constate le même comportement que celui de *L. divaricata* pour *Bursera microphylla* et *Jatropha vernicosa*.

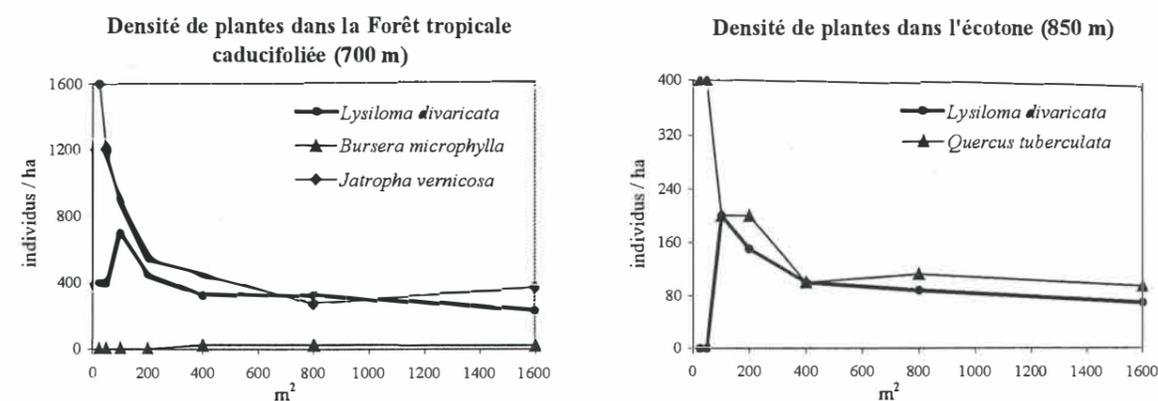


Figure 4.1. Définition de l'aire minimum d'échantillonnage à partir des données aires / densité. A partir de surfaces de 400m² la variation de densité est inférieure au 3% dans chaque milieu testé.

Ces résultats me permettent de retenir une surface d'échantillonnage minimum de 400 m², valide pour les 4 espèces testées, qui sera utilisée par la suite. Cette aire est représentative de la densité d'arbres dominants d'une parcelle allant jusqu'au moins 1600 m². Ces unités homogènes seront observables sur les images satellitaires de résolution similaire (*pixel* = 400 m² pour les données SPOT et 900 m² pour Landsat TM). La forte densité de *Lysiloma* à 750 m et de *Quercus* à 850 m et la faible densité de *Lysiloma* à 850 m et de *Bursera* à 700 m, estimées pour des faibles surfaces, se vérifie quand une plante est présente ou absente dans les premières aires échantillonnées dans chaque site. Cette surestimation et sous estimation de densité est compensée en élargissant l'aire d'échantillonnage.

Technique d'échantillonnage de la parcelle

Afin de trouver la technique la plus efficace en termes de rentabilité de temps de travail, je teste deux techniques d'échantillonnage de terrain : sur une aire prédéfinie de 400m² et sur une aire de surface indéfinie.

Mon but n'est pas de vérifier la validité et la précision de chaque technique pour en déterminer la fiabilité car leur validité scientifique a été vérifiée par d'autres auteurs (Cottam et al. 1953, Frontier 1983) mais de trouver la technique la mieux adaptée à la région d'étude, c'est-à-dire de permettre la réalisation en tenant compte de la praticabilité - temps de travail - budget.

Le type d'échantillonnage sur une aire de surface indéfinie est le *point-centred quarter method* (Cottam et al. 1953). C'est une méthode de type *plotless sampling*, mise au point afin de décrire quantitativement la structure et la composition des forêts (figure 4.2). En pratique, à partir d'un point choisi aléatoirement sur le terrain, pour chaque 90° de direction cardinale, sont mesurées la distance de l'arbre le plus proche, son diamètre, sa hauteur et sa couronne (deux mesures des diamètres de sa projection au sol). Une série de 15 points est nécessaire pour décrire, pour chaque espèce, et pour l'ensemble de la formation, la densité, la surface basale totale, la hauteur et la composition spécifique arborée. Nous avons appliqué cette méthode, chronométré le temps de travail sur une parcelle et le temps de déplacement sur la parcelle suivante le long du même transect.

Le deuxième type d'échantillonnage testé sur la même zone géographique est de type aire prédéfinie de 400 m² (400 m² est l'aire minimale d'échantillonnage calculée auparavant). J'ai calculé le temps de réalisation d'une surface de 400 m² et comparé avec le temps de réalisation d'un site *point-centred quarter*. L'échantillonnage d'une surface de 400 m² s'est révélé plus rapide (50% de temps de travail en moins) car plus économique en temps de déplacement. La technique *point-centred quarter* nécessite un effort excessif de déplacement du à la topographie du massif ; elle s'adapte mieux à des zones de plaine ou moins accidentées. D'ailleurs, la technique d'échantillonnage de terrain de type transects composés d'aires d'échantillonnage de surfaces prédéfinies, est décrite comme la plus pratique, la plus efficace et scientifiquement précise et valide à la définition et à la description de la typologie des écotones (Ludwig et Cornelius 1987, Legendre et Legendre 1998). Elle sera donc appliquée par la suite.

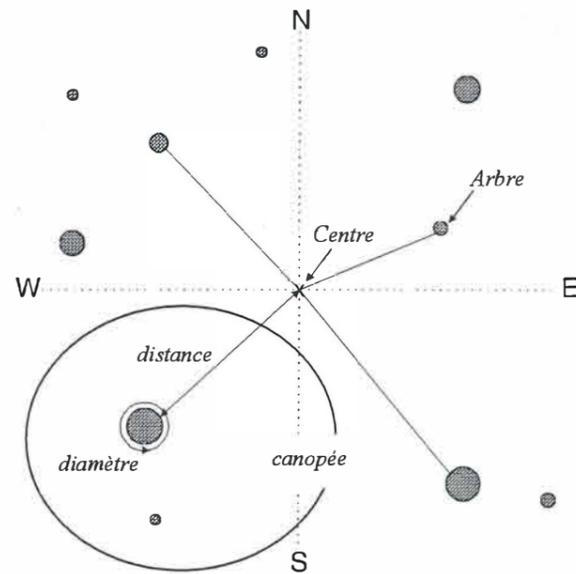


Figure 4.2. Méthode d'échantillonnage *point-centred quarter method*. On mesure la distance des quatre arbres les plus proches du centre pour chaque direction géographique, leur diamètre, leur hauteur et deux diamètres de la couronne.

Le champ visuel d'un transect et le pas d'échantillonnage

Afin de déterminer l'étendue minimale pour qu'un transect couvre une zone représentative à la fois d'un milieu dont la canopée est composée par les chênes en altitude et par *L. divaricata* à basse altitude, j'ai échantillonné la densité d'espèces sur un transect pilote (TRP) avec un pas d'échantillonnage provisoire de 100m en partant de l'amont, à 1200 m d'altitude (altitude dominée par les chênes) vers le fond de vallée. Un minimum de six parcelles (tableau 4.1) par transect à été nécessaire pour trouver sur une parcelle d'altitude et sur une parcelle de basse altitude la condition souhaitée. En effet seulement à 700 m et à 1200 m *Quercus* d'une part et *Lysiloma* d'autre part disparaissent. A 800 m et à 1100 m les deux espèces co-existent bien qu'une condition de dominance soit vérifiée.

Ces résultats montrent que sur un intervalle de 500 m de dénivelé et en utilisant un pas d'échantillonnage de 100 m, sont enregistrées une seule parcelle exclusive à *Lysiloma* et une seule parcelle exclusive à *Quercus*. Afin de pouvoir étendre les relevés à un minimum de deux parcelles représentatives de chaque orobiome, d'avoir, en même temps, plus de détail de la zone de transition et d'étudier de faibles variations de la végétation, j'ai choisi par la suite

des relevés de séparer chaque parcelle d'une dénivelée de cinquante mètres, et d'étendre le champ visuel à 550 m pour assurer la prise en compte des orobiomes et de leur transition. Ces ultérieurs 50 m de dénivelé dans le champ visuel assurent une confiance supplémentaire, permettant d'échantillonner des zones exclusives de *Quercus* et *Lysiloma* dans les vallées dont une condition d'amplitude altimétrique de la zone de transition particulièrement étendue pourrait se vérifier.

Altitude (m)	700	800	900	1000	1100	1200
Espèce	Nombre de plantes par 400m ²					
<i>Lysiloma divaricata</i>	11	3	16	1	1	
<i>Quercus tuberculata</i>		1	1	2	4	4

Tableau 4.1. Densité de *Q. tuberculata* et *L. divaricata* sur le transect pilote TRP.

Espèces clés

Les espèces arborées les plus importantes en terme de densité sur le transect pilote TRP sont *Lysiloma divaricata*, *Quercus tuberculata*, *Bursera microphylla*, *Erythrina flabelliformis* et *Quercus albocincta* (tableau 4.2).

Sur neuf espèces d'arbustes, *Dodonaea viscosa* représente en densité 83 % du total de la densité d'arbustes. Sa forte densité dans le TRP et sa fonction indicatrice d'un milieu perturbé (c.f. *D. viscosa* chapitre 2.5) permettent de la retenir comme espèce clé.

Les espèces *Ruelia leocanta* (22%), *Jatropha vernicosa* (12%) *Mimosa xantii* (12%), *Acalypha comonduana* (11%) et *Indigofera fruticosa* (10%) représentent 67 % de la densité totale des arbrisseaux trouvés. Un échantillonnage détaillé (diamètre - hauteur - couverture) de plusieurs arbrisseaux, trop long en temps de travail, n'est pas réalisable. L'espèce *Jatropha vernicosa* (Brandegeei) endémique, à forte densité en TRP et indicatrice d'un milieu pâturé (c.f. tableau 3.1 *J. vernicosa* n'est pas une espèce appétante), présente un caractère unique. Elle est donc aussi retenue.

Espèce	Famille	Densité	Poids
		(arbres / transect)	%
<i>Lysiloma divaricata</i>	Fabaceae	32	34
<i>Bursera microphylla</i>	Burseraceae	25	26
<i>Erythrina flabelliformis</i>	Fabaceae	13	14
<i>Quercus tuberculata</i>	Fagaceae	12	13
<i>Quercus albocinta</i>	Fagaceae	9	9
<i>Gochnatia arborescens</i>	Asteraceae	2	2
<i>Schaefferia shrevei</i>	Celasteraceae	2	2
total		95	100

Tableau 4.2. Densité totale d'espèces d'arbres comptés sur le transect pilote «TRP» et leur poids en %.

En conclusion les espèces clés retenues sont : *Lysiloma divaricata*, *Quercus tuberculata*, *Bursera microphylla*, *Erythrina flabelliformis* (arbres) ; *Dodonaea viscosa* (arbust), *J. vernicosa* (arbrisseau).

Etendue spatiale de l'étude, répartition spatiale des transects et champ visuel

Afin de choisir la répartition spatiale des transects, il était nécessaire, avant d'établir le protocole de saisie des données, de prendre connaissance de la situation réelle sur le terrain, de vérifier l'accessibilité et le temps d'accès aux divers canyons afin de pouvoir étaler les transects sur l'ensemble du massif. J'ai recherché une répartition spatiale la plus représentative des diverses localités et conditions topographiques (latitudinale et versants océaniques / du golfe) du massif.

A partir de la carte topographique, j'ai réparti des transects potentiels sur des versants apparemment accessibles. Lors d'une mission de terrain avec les guides et techniciens, nous avons approché l'ensemble des transects potentiels, et la situation sur le terrain a dicté le choix final de localisation des transects. Une fois les transects localisés, l'échantillonnage est fait de façon systématique, c'est-à-dire, en respectant un intervalle altitudinal standard (550 m) et un pas d'échantillonnage standard (50 m) pour chaque transect.

Le choix des intervalles altitudinaux des transects est fait en tenant compte de l'étude pilote, nous avons retenu 1250 m comme niveau supérieur des transects pour s'assurer de la possibilité d'étude des chênes. Cette première mission de terrain nous a permis de constater

que, dans les expositions sud, il fallait aller de 1000 m jusqu'à 1550 m pour englober, dans les limites inférieures et supérieures des transects, des zones de canopée dominée par les chênes et par les *L. divaricata*. Comme les vallées étroites génèrent de larges zones d'ombrage, l'effet de l'exposition adret et ubac sur la végétation est très forte.

En conclusion, l'étendue d'un transect est de 550 m de dénivelé (entre 1550 m et 1000 m, pour les expositions sud, et, de 1250 m à 700 m, pour les expositions nord) et se situe selon Delcourt et Delcourt (1992) dans le contexte d'étude du domaine local « *microscale domain* » (de 1 m² à 1 km²) alors que la prise en compte d'une série de transects répartis sur l'ensemble du massif couvre la dimension régionale « *mesoscale domain* » (de 1 km² à 100 km²), domaine d'étude de l'écologie du paysage.

4.2 Mise en application du protocole de saisie des données

L'objectif du protocole expérimental est de proposer une série de données utilisables pour discriminer les orobiomes et extraire, de l'ensemble des espèces prises en compte, celles de la zone de transition, afin de définir les caractères de la végétation écotonale et de ses variations. Ces données sont propices à la modélisation spatiale (c.f. représentation spatiale simplifiée de la réalité) et à la compréhension de certains fonctionnements des forêts d'altitude.

L'impossibilité pratique, en terme de temps de travail, d'échantillonner l'ensemble des espèces et des habitats aboutit à : (I) limiter l'étude aux espèces ligneuses, (II) limiter les descripteurs¹ (c.f. la résolution en type de données) à la densité des espèces. (III) limiter l'étude aux milieux situés sur les crêtes et exclure les vallées, (IV) limiter l'étude aux expositions nord et sud et exclure les doubles expositions (exemple : nord-ouest). En conséquence de ces limitations, il s'ensuit une structuration et particularité du jeu de données de terrain dont il faudra tenir compte dans l'analyse et la discussion des résultats. Les limitations (III) et (IV) excluent de l'échantillonnage la possibilité d'appréciation de possibles variations des formations végétales en fonction de la topographie.

Un total de huit transects « TR8 », nommés bs1, bs2, zs1, zs2, bn1, bn2, zn1, zn2 (voir tableau 4.3 et figure 4.3) est régi par les conditions I à IV et servira à étudier les limites entre orobiomes.

Dans sept autres transects « TR7 », nommés sa1, sa2, zap, en, nj, ci, sd, (voir tableau 4.3 et figure 4.3), les descripteurs concernant les espèces clés (C.f. 4.1.1 *Quercus tuberculata*, *L. divaricata*, *J. vernicosa*, *D. viscosa*, *B. microphylla* et *E. flabelliformis*) sont étendus à la hauteur, le diamètre des troncs, la couverture de la canopée² (descripteurs fins). Ces données serviront à étudier les limites entre orobiomes et à étudier la fragilité et la résilience (voir chapitre 5) des espèces clés.

¹ J'utiliserai par la suite du mémoire l'expression *descripteur fin* pour définir les mesures de hauteur, diamètre de troncs et canopée et *descripteur grossier* en me référant aux données de densités uniquement.

² La couverture de la canopée est estimée par la formule de l'ellipse en utilisant comme diamètres la dimension de la projection maximale de la couronne au sol et sa mesure perpendiculaire.

Chacun des 15 transects est composé de douze parcelles ayant un pas d'échantillonnage de 50 m de dénivelé (pas fin). Ils couvrent donc un champ altitudinal de 550m de dénivelé.

Afin d'étudier l'influence des facteurs latitude (nord sud), versant (Pacifique et golfe), exposition (nord et sud) sur la végétation, les transects sont disposés sur des localités correspondant à ces conditions (tableau 4.3.).

Code transect	vallée localité	exposition	versant	latitude	altitude min.	altitude max.	anthropisation	descripteur	
TR8	bs1	Burrera	sud	Océan	centre	1000	1550	1	grossier
	bs2	Burrera	sud	Océan	centre	1000	1550	3 bétail tourisme	grossier
	zs1	Zorra	sud	Golfe	centre	1000	1550	1	grossier
	zs2	Zorra	sud	Golfe	centre	1000	1550	1	grossier
	bn1	S. Antonio Asserradero	nord	Océan	centre	700	1250	1	grossier
	bn2	S. Antonio Asserradero	nord	Océan	centre	750	1300	1	grossier
	zn1	Zorra	nord	Golfe	centre	700	1250	1	grossier
	zn2	Zorra	nord	Golfe	centre	650	1200	2 feu	grossier
TR7	sa1	S. Antonio	nord	nord	nord	700	1250	3	fin
	sa2	S. Antonio	nord	nord	nord	700	1250	2	fin
	zap	S. Dionisio	nord	Golfe	centre	700	1250	2	fin
	en	Zorra	nord	Golfe	centre	700	1250	1	fin
	nj	Los Naranjos	nord	Golfe	sud	700	1250	3	fin
	ci	La Cieneguita	nord	Océan	sud	700	1250	3	fin
	sd	S. Domingo	nord	sud	sud	700	1250	2	fin

Tableau 4.3. Principaux caractères géographiques, topographiques et de pression anthropique correspondant aux 15 transects ayant un pas d'échantillonnage fin de 50m de dénivelé (12 parcelles par transects). Les latitudes nord correspondent à 23°42', celles du centre à 23°30' et du sud à 23°13'. Le degré d'anthropisation varie de 1: faible, à 2: moyen, et 3: fort. Le descripteur grossier de la végétation correspond aux mesures de densités d'espèces ligneuses, le fin comprend les dimensions de hauteur, diamètre et couverture des espèces clé.

Pour limiter le temps de travail les transects « TR8 » n'ont pas fait l'objet d'enregistrement des descripteurs fins pour les espèces clés. Un transect « TR7 » nécessite un temps de travail double par rapport à un « TR8 ». Sur les flancs en exposition sud, ce temps s'accroît (difficultés d'atteindre les sommets). Le choix de concentrer les TR7 sur les versants exposés au nord a été pris pour pouvoir assembler dans le temps disponible une série de données, comprenant les descripteurs fins des espèces clés, réparties sur des vallées correspondantes à

des latitudes septentrionales, centrales et méridionales du massif et aux versants océaniques et du golfe.

Les transects à pas fins permettent de définir la localisation altitudinale de parcelles organisées sur une nouvelle série de six transects « TRpx », à pas grossier, nommés px-sa, px-bs, px-bn, px-zs, px-zn, px-nj, (voir tableau 4.4). Les transects TRpx sont localisés parallèlement et proches (voisinage de 10 m à 50 m de la parcelle « TR8 » ou « TR7 » du transect à pas fin correspondant (voir tableau 4.4 colonne transect correspondant). Les TRpx sont caractérisés par un pas d'échantillonnage grossier (de 100m à 300m) et des descripteurs fins pour l'ensemble de toutes les espèces ligneuses. Les trois parcelles de chaque TRpx sont disposées de la façon suivante : la première sur le tiers supérieur, la seconde sur le tiers intermédiaire et la troisième sur le tiers inférieur par rapport au transect à pas fin correspondant.

transect code	exposition / vallée	versant	latitude	trans corresp.	parcelle code	altitude	formation forestière	anthropisation
px-bs	sud / Burrera	océanique	centre	bs1	px1	1550	chênaie	faible
					px2	1250	transition	faible
					px3	1000	trop.déc.	faible
px-zs	sud / Zorra	golfe	centre	zs1	px4	1550	chênaie	faible
					px5	1300	transition	faible
					px6	1000	trop.déc.	faible
px-bn	nord / S. J. Asserradero	océanique	centre	bn1	px7	800	chênaie	faible
					px8	950	transition	faible
					px9	1250	trop.déc.	faible
px-zn	nord / Zorra	golfe	centre	zn2	px10	1100	chênaie	feu
					px11	900	transition	faible
					px12	650	trop.déc.	faible
pxsa	nord / S. Antonio	nord	nord	sa1	px13	1100	chênaie	forte
					px14	900	transition	forte
					px15	650	trop.déc.	forte
px-nj	nord / Los Naranjos	golfe	sud	nj	px16	1100	chênaie	forte
					px17	900	transition	forte
					px18	650	trop.déc.	forte

Tableau 4.4 Principaux caractères géographiques, topographiques et de pression anthropique correspondant aux 6 transects ayant un pas d'échantillonnage grossier (trois parcelles par transect) et descripteurs très fins (densités, hauteur, diamètre et couverture de toutes les espèces ligneuses). Les latitudes nord correspondent à 23°42', celles du centre à 23°30' et du sud à 23°13'. Dans la colonne 5 « trans. corresp. » indique le transect à pas fin correspondant, situé dans le voisinage et utilisé pour définir le niveau altitudinal des parcelles.

Chacun de ces 6 transects TRpx est composé de trois parcelles de 20 x 20 m divisées en 16 carrés de 5 x 5 m afin d'établir une cartographie des espèces sur carte millimétrée. Ces transects, dont la localisation a été établie à partir des transects à pas fin résultent d'un compromis entre les dimensions spatiales et les descripteurs, afin de décrire au mieux les orobiomes et les milieux de transition.

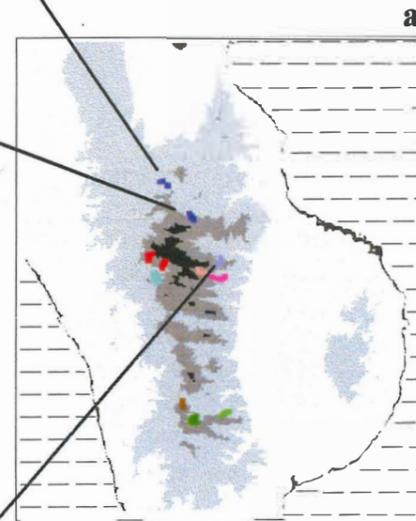
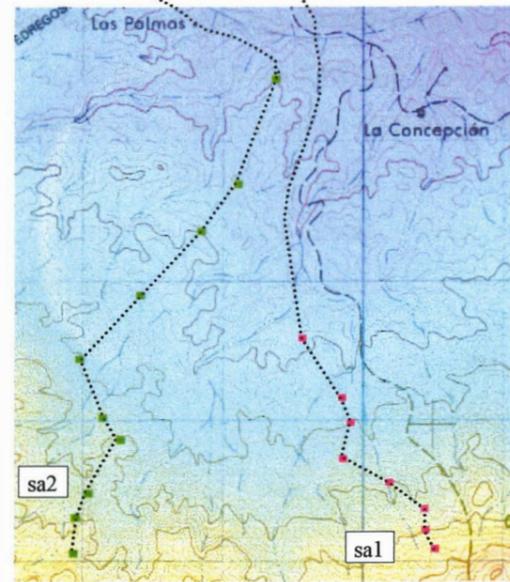
La localisation spatiale de chaque transect est représentée sur les figure 4.3. Dans deux transects (bn2 et zn2) le point de départ préfixé (c.f. chapitre 4.1) a été déplacé de 50m d'altitude pour des difficultés liées au déplacement sur le terrain restreint par la topographie et la végétation.

Figure 4.3 a, b, c dans les trois pages suivantes : Localisation des transects à pas fin sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique. Sur chaque carte topographique détaillée, à partir du MNT sont définies des zones altitudinales par un dégradé de couleurs. Le jaune représente les hautes altitudes (>1100m), le bleu ciel les altitudes moyennes (900m-1100m) et le violet les basses altitudes (<900m). La localisation des transects à pas grossier TRpx se situe en correspondance des transects à pas fin ici représentés selon les spécifications altimétriques et de correspondance montrés au tableau 4.4.

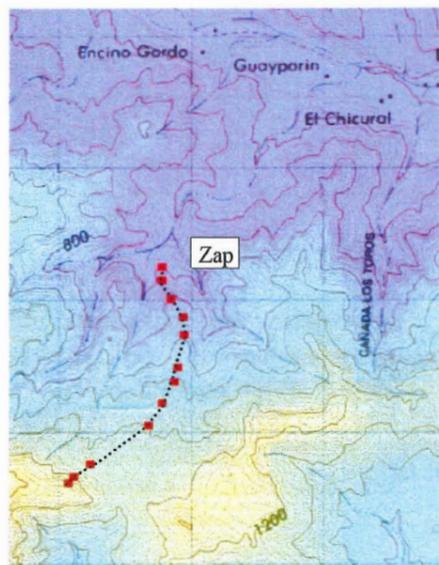


Transects "sa1" et "sa2" : vallée San Antonio della Sierra, localité Sierra la Victoria. Extrémité nord du massif, versant exposé au nord.

500m



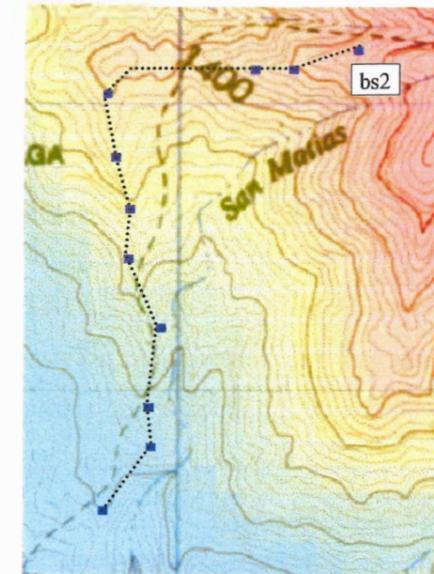
Massif montagneux Sierra de la Laguna Basse Californie Sud, Mexique.



Transect "Zap" : Vallée San Dionisio, localité El Zapote. Partie centrale du massif, versant du golfe exposé au nord.

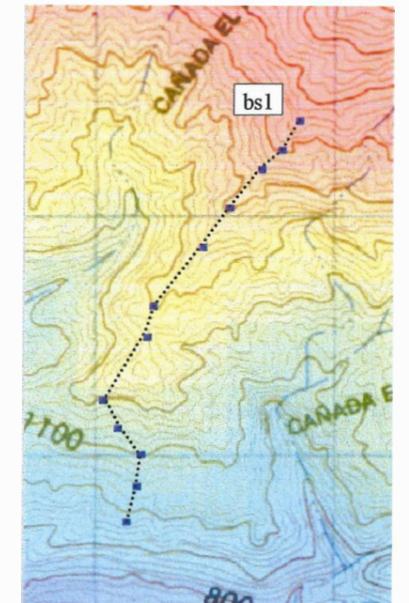
500m

Transect "bs2" : Vallée La Burrera. Partie centrale du massif, versant océanique exposé au sud.

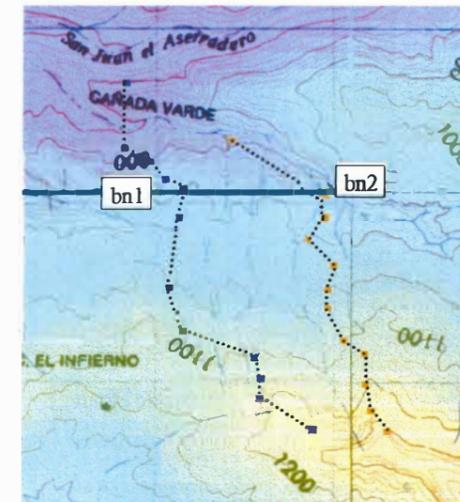


500m

Transect "bs1" : Vallée La Burrera localité La Hoirillita. Partie centrale du massif, versant océanique exposé au sud.

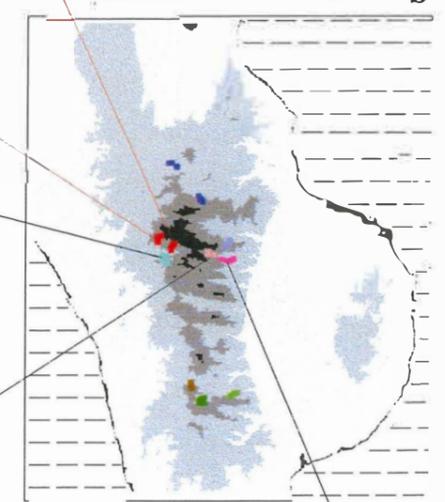


500m

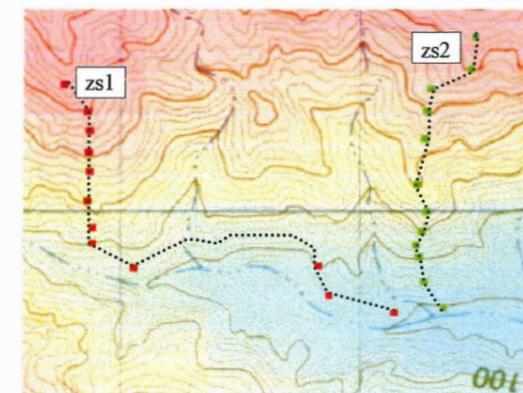


500m

Transect "bn1" : Vallée La Burrera Localité San Juan Aserradero. Partie centrale du massif, versant océanique exposé au nord.



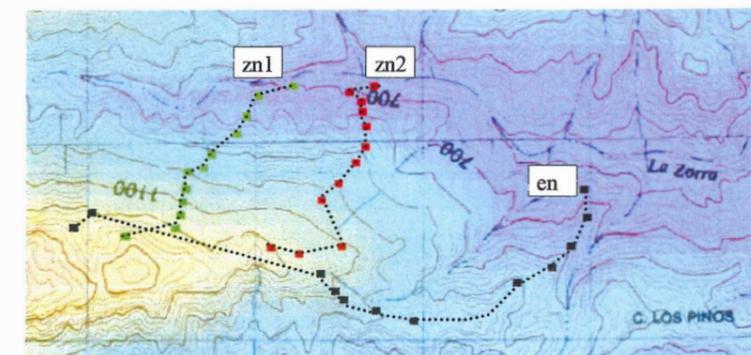
Massif montagneux Sierra de la Laguna Basse Californie Sud, Mexique.



500m

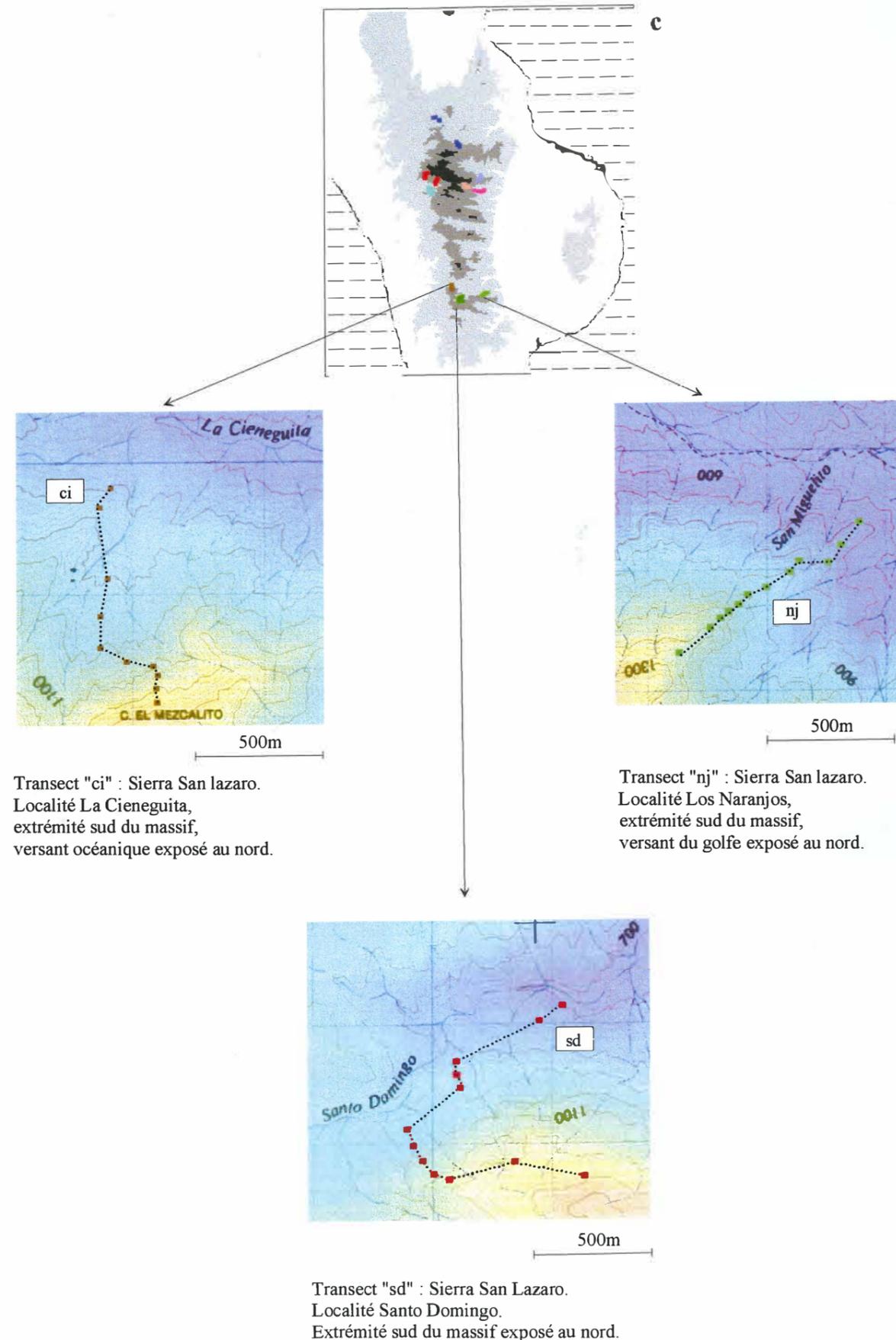
Transect "zs1, "zs2" : Vallée La Zorra. Partie centrale du massif, versant du golfe exposé au sud.

Transect "zn1, "zn2, "en" : Vallée La Zorra. Partie centrale du massif, versant du golfe exposé au nord.



500m

**Massif montagneux Sierra de la Laguna
Basse Californie Sud, Mexique.**



Le niveau d'altitude de chaque parcelle a été mesuré par un altimètre *Thommen* (précision 15 m), corrigé suivant les variations climatiques journalières. Des marques sur le terrain ont servi de repères altitudinaux déterminant l'altitude de chaque parcelle en fonction de la parcelle précédente et limitant les erreurs de mesure de l'altimétrie dues aux variations journalières de pression barométrique. Les sites d'étude ont été localisés sur une carte topographique, à l'échelle de 1:50 000, en utilisant l'altimètre et un GPS (précision d'environ 150 m).

Un clinomètre a servi pour mesurer la pente du terrain et pour mesurer la hauteur des arbres quand le mètre extractible de 5 m ne suffisait pas. Un échantillon de chaque espèce a été recueilli, classé et identifié dans l'herbarium "*Annetta Carter*" au laboratoire Cibnor. L'absence d'organes reproductifs ou d'autres éléments de détermination des espèces a fréquemment empêché la détermination taxonomique. Le passage sur les mêmes sites d'étude en diverses périodes de l'année a été nécessaire pour décrire la phénologie foliaire du couvert. L'échantillonnage a été réalisé sur le terrain entre mars et mai 1997, puis entre novembre 1997 et novembre 1998 (à l'exception des mois de juillet, août et septembre).

Une fiche d'observation similaire au modèle proposé par Van der Hammen et al. (1989) (annexe 1) permet de décrire la phénologie et la physiologie générale de la végétation, la couverture et la couleur des sols, aussi bien que des signes d'anthropisation des lieux. Elle a été remplie pour chaque site. L'évaluation du niveau d'anthropisation pour chaque site se base sur l'observation de signes de passage de bétail (excréments bovins et caprins et empreinte) et sur le voisinage des sites aux constructions « *ranchos* » et axes routiers d'accès. La pression anthropique varie de 1 (faible) dans des conditions d'éloignement aux constructions et d'absence de bétail, à 3 (forte), au voisinage de constructions et avec la présence de bétail.

Le traitement de l'ensemble des informations recueillies sur le terrain permet d'établir diverses typologies de la végétation. L'analyse et la synthèse des données a été conduite en 3 étapes successives : (1) différenciation de groupes de végétation ; (2) caractérisation des groupes ; (3) répartition spatiale des groupes. Les résultats sont utilisés pour discuter les notions d'orobiome et d'écotone, des motifs de biodiversité et d'endémisme, et pour l'interprétation des images satellitaires.

4.3 Identification des orobiomes et de la zone de transition

L'échantillonnage de terrain est fait sur une superficie totale de 8,0 ha, sur laquelle nous avons dénombré 55 271 plantes ligneuses. Les transects sont répartis de façon dissymétrique vis-à-vis des altitudes pour les expositions nord et sud. La densité totale estimée à l'ha de pieds est plus faible en exposition sud qu'en exposition nord (tableau 4.5).

	Densité (ha)		
	total	nord	sud
arbres	518	564	390
arbustes	1051	1159	756
arbrisseaux	4845	5864	2041
lianes	390	450	225
succulents	76	80	65
Parasites et herbacés pérennes	128	156	50
total	7008	8273	3528

Tableau 4.5 : Densité du couvert ligneux total et partiel par forme de vie et exposition. Estimation de la densité totale calculée sur 15 transects, les densités partielles sont estimées à partir de 11 transects exposés au nord et 4 transects exposés au sud.

Les étapes nécessaires pour la formation de groupes de végétation sont :

- la mise en évidence des espèces les plus représentatives
- la différenciation des groupements

4.3.1 Mise en évidence des espèces les plus représentatives et niveau de représentativité

Les espèces ont été triées en fonction de :

(I) leur forme de vie (Raunkiaer 1934, Galán de Mera et al. 1999) en arbres, arbustes, arbrisseaux, lianes, succulentes (voir en annexe 2).

(II) leur aire de répartition : espèces ubiquistes³ réparties sur l'ensemble du massif (répertoriées au moins dans 14 transects à pas fin sur 15) ou espèces à aire de répartition limitée (répertoriées dans moins de 14 transects). Cette différenciation ne tient pas compte de la répartition altitudinale (limitée ou étendue) des espèces.

(III) la densité des espèces : pour chaque forme de vie, je différencie les espèces dont la densité en pourcentage est la plus forte.

Les espèces enregistrées dans un seul transect et dont la densité est inférieure à 1% du total de la densité par strate du transect, ne sont pas prises en compte. Elles apparaissent dans la liste d'espèces présentée en annexe 3. Une analyse factorielle multivariée des espèces retenues permettra de donner une représentation synthétique des données. Les espèces arborescentes, ubiquistes et à forte densité, seront utilisées ensuite pour définir les discontinuités entre groupes.

Sur un ensemble de 157 espèces répertoriées (annexe 3), 115 espèces en exposition nord et 74 espèces en exposition sud, répertoriées sur un minimum de deux transects, ont une densité supérieure à 1% du total par forme de vie et par transect. Seules ces espèces seront utilisées dans les analyses multivariées. Par ailleurs 25 de ces espèces sont ubiquistes vis-à-vis des différentes vallées échantillonnées (Tableau 4.6.). Sur ces 25 espèces 4 sont des arbres, 8 des arbustes, 9 des arbrisseaux, 2 des lianes, une succulente et une herbacée pérenne. Seules les 4 espèces d'arbres *Bursera microphylla*, *Erythrina flabelliformis*, *Lysiloma divaricata* et *Quercus tuberculata* seront utilisées dans l'analyse des discontinuités du couvert par la méthode des fenêtres glissantes. Ainsi les discontinuités seront représentatives du couvert arboré, objectif de l'étude, et non de la stratification verticale de la végétation. Les espèces arborées restantes ne sont pas considérées car, n'étant pas ubiquistes, elles génèrent du bruit dans la définition des discontinuités.

³ Espèce ubiquiste : plante peu exigeante et capable de vivre en un grand nombre de stations différentes. L'on trouve en toutes sortes d'habitats aux conditions variées. Les espèces animales ou végétales ubiquistes sont forcément peu exigeantes et font preuve d'une grande facilité d'adaptation (plasticité) (c.f. dictionnaire d'écologie Daget et al. 1974).

Forme de vie	Phénologie foliaire	Espèces représentatives			
		espèce	Famille	nbre de transect	densité %
Arbres	marcescent	<i>Quercus tuberculata</i>	Fagaceae	15	25
	décidue	<i>Lysiloma divaricata</i>	Fabaceae	15	21
	décidue	<i>Erythrina flabelliformis</i>	Fabaceae	15	19
	sempervirente	<i>Bursera microphylla</i>	Burseraceae	15	15
	total				80
Arbustes	sempervirente	<i>Dodonaea viscosa</i>	Sapindaceae	15	45
	décidue	<i>Tecoma stans</i>	Bignoniaceae	14	12
	décidue	<i>Acacia goldmanii</i>	Fabaceae	15	8
	sempervirente	<i>Randia megacarpa</i>	Rubiaceae	15	8
	sempervirente	<i>Karwinskia humboldtiana</i>	Rhamnaceae	15	5
	décidue	<i>Euphorbia xantii</i>	Euphorbiaceae	14	5
	sempervirente	<i>Hyptis laniflora</i>	Lamiaceae	14	4
	sempervirente	<i>Yucca valida</i>	Agavaceae	14	2
	total				95
Arbrisseaux	sempervirente	<i>Mimosa xantii</i>	Fabaceae	15	9
	décidue	<i>Jatropha vernicosa</i>	Euphorbiaceae	15	8
	sempervirente	<i>Calliandra peninsularis</i>	Fabaceae	15	8
	sempervirente	<i>Indigofera fruticosa</i>	Fabaceae	15	8
	sempervirente	<i>Croton boregensis</i>	Euphorbiaceae	14	8
	sempervirente	<i>Verbesina erosa</i>	Asteraceae	15	6
	sempervirente	<i>Acalypha comonduana</i>	Euphorbiaceae	15	6
	sempervirente	<i>Bernardia lagunensis</i>	Euphorbiaceae	15	3
	sempervirente	<i>Lasiacis ruscifolia</i>	Poaceae	14	2
	total				58
Succulents	sempervirente	<i>Opuntia sp.</i>	Cactaceae	15	51
	sempervirente	<i>Pachycereus pecten-ab.</i>	Cactaceae	14	18
	Total				69
Lianes	sempervirente	<i>Cardiospermum corindum</i>	Sapindaceae	14	59
	décidue	<i>Antigonon leptopus</i>	Poligonaceae	14	8
	total				67
Herbacé pérenne	décidue	<i>Arracacia Brandegeei</i>	Apiaceae	14	95
	total				95

Tableau 4.6 : Liste des espèces ubiquistes, leur forme de vie, leur phénologie foliaire, leur famille, le nombre de transects dans lesquels ces espèces ont été observées et la densité en pourcentage du total de la densité par forme de vie.

Ces résultats confirment le choix des espèces représentatives faites d'après l'étude pilote. Les quatre espèces arborées *Bursera microphylla*, *Erythrina flabelliformis*, *Lysiloma divaricata* et *Quercus tuberculata*, sont retenues comme représentatives de la couverture

arborée. Elles représentent 80% de la densité totale de l'ensemble des arbres répertoriés sur les 15 transects à pas fin (Tableau 4.6). Les espèces *Dodonaea viscosa*, et *Jatropha vernicosa*, en plus de leurs fonctions indicatrices de milieux perturbés (feu et pâturage), sont ubiquistes et dominantes en termes de densité (nombre de pieds par parcelle) pour l'ensemble des espèces de la même forme de vie.

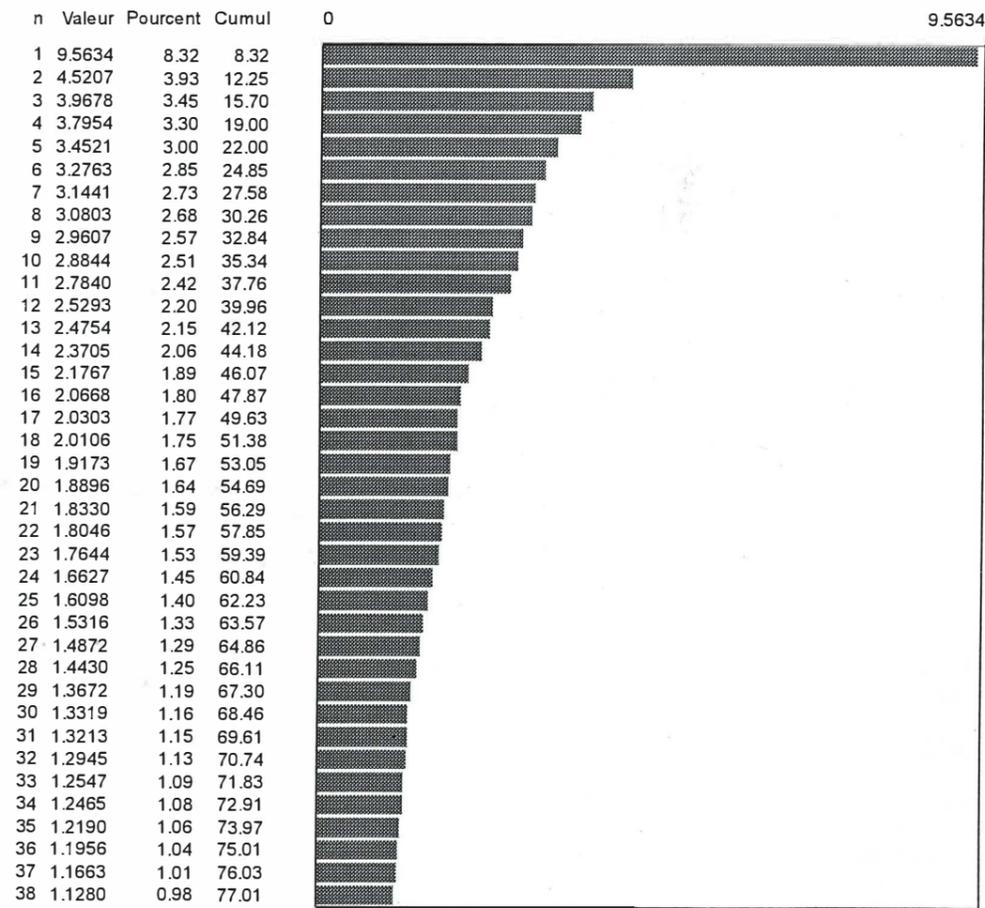
Trois niveaux de représentativité sont donc mis en évidence : les quatre espèces d'arbres, les 25 espèces ubiquistes, et les 115 et 74 espèces respectivement répertoriées sur les sites exposés au nord et au sud. Chaque niveau simplifie la description de la réalité du terrain et en permet la synthèse.

4.3.2 Différenciation de groupes d'espèces les plus discriminantes

Je viens d'expliquer sur quelles bases j'ai retenu plusieurs ensembles d'espèces. Je vais maintenant réaliser une ordination des espèces. Pour cela j'utilise l'analyse multivariée du logiciel Statlab SLP® (Analyse Factorielle des Correspondances Multiples : AFCM) appliquée séparément aux transects exposés au nord d'une part et au sud d'autre part en utilisant la variable présence-absence.

Sur les 2 premiers axes de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (annexe 4) les différentes espèces restent groupées en un nuage de points très dense, seuls quelques points s'éloignent du nuage. Il n'est pas possible à partir de la présence-absence de réaliser un regroupement des espèces qui soit logiquement interprétable en termes botaniques. Je vais donc utiliser la densité des espèces, variable plus détaillée que la seule présence-absence, dans une analyse en composantes principales (ACP), pour effectuer ce regroupement. Comme pour l'ACM, les calculs ont été effectués séparément pour les transects exposés au nord et au sud. En exposition nord, il y a 132 relevés et 115 espèces, en exposition sud 48 relevés et 74 espèces.

Les ACP calculées sur la densité font ressortir une organisation des espèces. Il faut noter qu'un grand nombre d'espèces n'apportent qu'une faible contribution aux axes et jouent peu dans cette ordination. L'analyse de la contribution des variables à l'inertie des axes, montre que les trois premières composantes expliquent 15,7% de la variance totale en exposition nord et 27,35% en exposition sud (figure 4.4 et annexe 5). Les autres composantes ne contribuent que pour des valeurs inférieures à 3,3% en exposition nord et à 6% en exposition sud et n'apportent aucune information supplémentaire intéressante dans le but d'ordination des espèces. On ne retient donc que les 3 premiers axes.



Variance totale = 115

Figure 4.4 : Contribution des variables à l'inertie des axes pour l'ACP calculée sur les transects exposés au nord. n = numéro de l'axe ; Valeur = valeurs propres ; Pourcent. = pourcentage de l'inertie totale expliqué par chaque axe ; Cumul = pourcentage cumulé. ACP calculée sur 115 espèces (variables) et 132 parcelles (Individus) en exposition nord.

L'étude des plans factoriels 1-2, 2-3 et 1-3, montre 5 groupes principaux d'espèces pour les expositions nord et 4 pour les expositions sud (figure 4.4 et détail en annexe 5 et liste des espèces en tableau 4.7). En exposition nord, l'analyse du plan principal 1-2 (figure 4.4), montre que l'axe 1 est fortement corrélé positivement à la densité de 18 espèces (tableaux 4.7), *L. divaricata* ayant la corrélation la plus forte. L'axe 1 est corrélé négativement à 6 espèces, *Quercus tuberculata* ayant la corrélation la plus forte. *Indigofera fruticosa* et 12 autres espèces ont aussi une corrélation négative avec l'axe 1, mais de plus faible valeur que *Quercus*. Pour l'axe 2, on constate une corrélation positive avec 10 espèces et une corrélation négative avec 13.

Exposition sud

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
<i>Lysiloma divaricata</i>	<i>Quercus tuberculata</i>	<i>Bursera microphylla</i>	<i>Hyptis laniflora</i>
- <i>Antigonum leptopus</i> - <i>Plumeria acutifolia</i>	- <i>Dodonaea viscosa</i>	- <i>Erythrina flabelliformis</i>	- <i>Acacia goldmanii</i>
- <i>Karlwinskia huboldtiana</i> - <i>Pachycereus pecten-aborigenum</i>	- <i>Mimosa xantii</i>	- <i>Bursera epinnata</i>	- <i>Gouania roseii</i>
- <i>Merremia aurea</i> - <i>Cassia emarginata</i>	- <i>Bernardia lagunensis</i>	- <i>Jatropha vernicosa</i>	- <i>Salvia similis</i>
- <i>Lasciacis ruscifolia</i> - <i>Celosia fluribonda</i>	- <i>Verbesina erosa</i>	- <i>Opuntia sp.</i>	- <i>Trixis peninsularis</i>
- <i>Tecoma stans</i> - <i>Carlowrightia calif</i>	- <i>Acalypha comonduana</i>	- <i>Stenocereus thurberi</i>	- <i>Cordia brevispicata</i>
- <i>Iresine calea</i> - <i>Exogonum bracteatum</i>	- <i>Cardiospermum corindum</i>	- <i>Esembekia flava</i>	- <i>Mimosa brandegeei</i>
- <i>Zanthoxylum arbor.</i> - <i>Bumelia peninsularis</i>			- <i>Caesalpinia pannosa</i>
- <i>Justicia purpusii</i> - <i>Yucca valida</i>			- <i>Jacquemonthia abutiloides</i>
- <i>Celtis reticulata</i>			- <i>Calliandra penins.</i>
			- <i>Arracacia brandegeei</i>

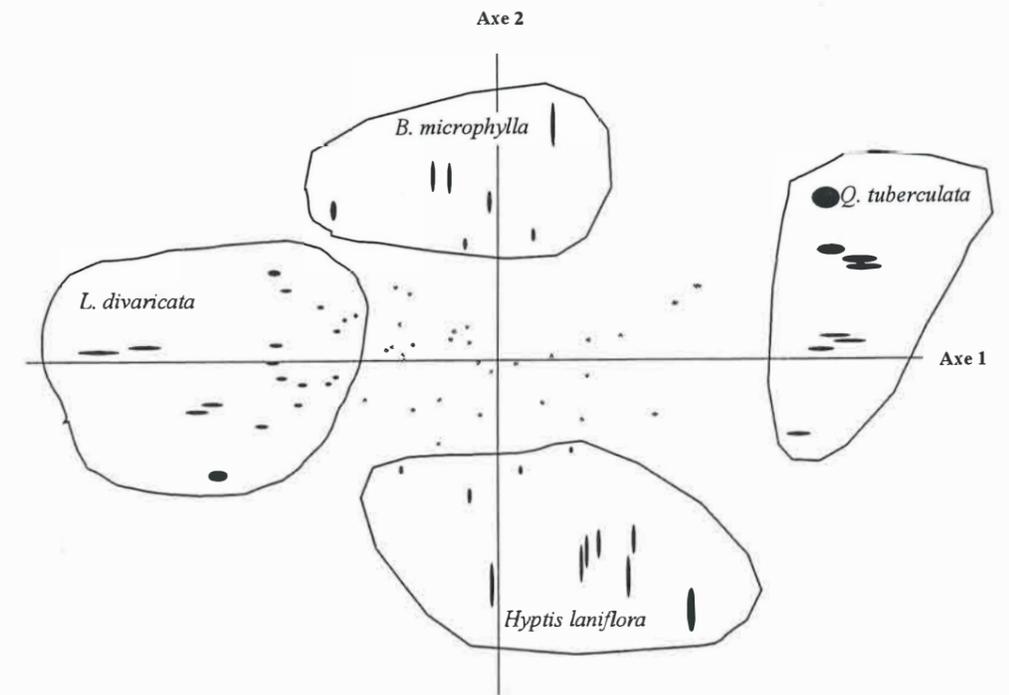
Exposition nord

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
<i>Lysiloma dicaricata</i>	<i>Quercus tuberculata</i>	<i>Indigofera fruticosa</i>	<i>Bursera microphylla</i>	<i>Erythrina flabelliformis</i>
- <i>Tecoma stans</i>	- <i>Dodonaea viscosa</i>	<i>Cardiospermum cor.</i>	<i>Randia megacarpa</i>	<i>Lasciacis ruscifolia</i>
- <i>Jatropha cinerea</i>	- <i>Calliandra peninsularis</i>	- <i>Heliptropium proc.</i>	- <i>Opuntia sp.</i>	- <i>Iresine calea</i>
- <i>Pachycereus pecten-aborigenum</i>	- <i>Mimosa xantii</i>	- <i>Acalypha comonduana</i>	- <i>Ferrocactus pen.</i>	- <i>Ficus brandegeei</i>
- <i>Stenocereus turberii</i>	- <i>Bernardia lagunensis</i>	- <i>Russelia retrosa</i>	- <i>Viguiera tomentosa</i>	- <i>Agave sp.</i>
- <i>Cassia emarginata</i>	- <i>Verbesina erosa</i>	- <i>Jacquemonthia abutiloides</i>	- <i>Echinocereus sp.</i>	- <i>Bignonia unguis-cati</i>
- <i>Antigonum leptopus</i>		- <i>Brickelia peninsularis</i>	- <i>Jatropha vernicosa</i>	- <i>Erythea brandegeei</i>
- <i>Gouania rosei</i>		- <i>Acacia goldmanii</i>	- <i>Dalea sp.</i>	- <i>Dyospiros calif.</i>
- <i>Schaefferia schreveii</i>		- <i>Arracacia brandegeei</i>	- <i>Mimosa brandegeei</i>	- <i>Euphorbia xantii</i>
- <i>Exogonum bract.</i>		- <i>Metastelama sp</i>	- <i>Ruellia leocanta</i>	- <i>Bumelia peninsularis</i>
- <i>Croton boregensis</i>		- <i>Chiococca alba</i>	- <i>Aloisia barbata</i>	- <i>Abutilon californicum</i>
- <i>Carlowrightia californica</i>		- <i>Quercus devia</i>		
- <i>Albizia occidentalis</i>				
- <i>Karlwinskia huboldtiana</i>				
- <i>Celosia fluribonda</i>				
- <i>Gochnatia arborescens</i>				
- <i>Bernardia mexicana</i>				
- <i>Plumeria acutifolia</i>				

Tableau 4.7 : Ensembles d'espèces différenciés par les analyses en composantes principales.

A

Exposition sud



B

exposition nord

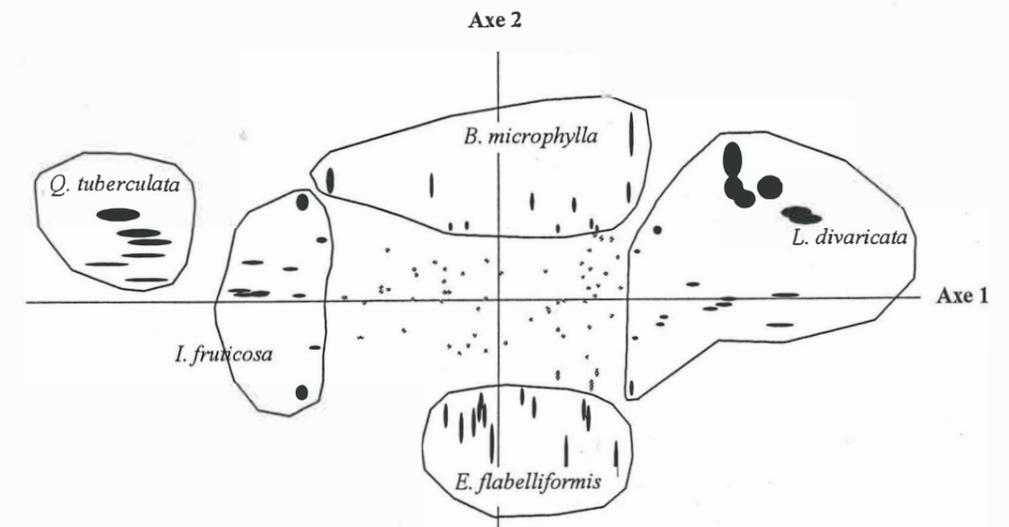


Figure 4.5 : Enveloppe des groupes des espèces dans le plan des axes 1-2 de l'analyse factorielle en composante principale calculée sur les transects exposés au sud (A) et au nord (B). La dimension x-y des ellipses correspondant à chaque espèce est proportionnelle aux corrélations avec les axes.

Pour les expositions sud, deux groupes d'espèces sont fortement corrélés aux axes 1 et 2. *Q. tuberculata* est corrélée positivement à l'axe 1, tandis que *L. divaricata* est corrélée négativement à cet axe. *B. microphylla* et *Hyptis laniflora* sont respectivement corrélées positivement et négativement avec l'axe 2, tandis qu'elles occupent une position intermédiaire vis à vis de l'axe 1. L'axe 1 peut être interprété comme un gradient altitudinal, par contre l'interprétation de l'axe 2 est moins évidente avec les données dont je dispose. La coexistence de *J. vernicosa* (espèce non appétissante en tableau 3.1) dans le même groupe que *B. microphylla* en opposition avec *Hyptis laniflora* d'une part (groupe 4 exposition sud) et *Iresine calea* (groupe 5 exposition nord) d'autre part pourrait suggérer l'interprétation de l'axe 2 comme un gradient d'anthropisation (et degré d'ouverture) de la végétation. *Hyptis laniflora* et *Iresine calea* sont des espèces héliophyles de milieux ouverts.

Les transects exposés au nord et au sud sont rassemblés en groupes décrits par différentes combinaisons d'espèces. Par exemple, le groupe trois en exposition sud, contient à la fois *J. vernicosa*, *E. flabelliformis* et *B. microphylla* tandis qu'en exposition nord *E. flabelliformis* ne se trouve pas dans le même groupe que ces deux espèces.

Les groupes ont été nommés à partir d'une espèce (voir espèces en caractère gras du tableau 4.7) pour faciliter la lecture de la suite du texte. Les espèces *L. divaricata*, *Q. tuberculata*, *E. flabelliformis*, *B. microphylla*, *Hyptis laniflora* ont été choisies comme représentatives car elles sont très corrélées avec les axes 1 et 2. *I. fruticosa* a été retenue pour dénommer le groupe 3, en exposition nord, car elle est présente dans tous les transects avec une densité élevée.

4.3.3 Localisation altitudinale des discontinuités du couvert et ordination d'unités de végétation sur le gradient d'altitude

Discontinuité dans le couvert sur le gradient d'altitude

L'étape suivante de la définition de grands groupes de végétaux ligneux consiste en la détection de discontinuités dans le couvert végétal, permettant de tracer leur limite. Pour cela j'ai traité indépendamment les données de la canopée de façon à faire apparaître ces discontinuités. La détection des discontinuités est fonction des descripteurs utilisés (Fortin et al. 1996, Fortin 1999). Dans le but de simplifier le travail de terrain et de respecter le plus possible les physiologies des couverts, des espèces arborées ont été retenues comme descripteurs dans la détection des discontinuités. Il s'agit de : *L. divaricata*, *Q. tuberculata*, *E. flabelliformis*, *B. microphylla*, mises en évidence lors des études de terrain (tableau 4.6) par leur forte densité et ubiquité et par l'ACP.

La recherche de discontinuités dans la répartition altitudinale de ces espèces se fait à partir de l'histogramme de répartition de leur densité en fonction de l'altitude auquel on applique la méthode de fenêtres glissantes, utilisant la distance euclidienne calculée entre des "fenêtres" de différentes dimensions (Wittacker 1956 et 1960, Ludwig et Cornelius 1987, Legendre et Legendre 1998) (cf. annexe 6). La dimension des fenêtres adoptée est minimale (deux relevés) car le nombre limité de relevés par transect (douze) ne permet pas d'utiliser une taille plus importante sans perte d'information sur les extrémités du gradient et risque de générer des biais de détection.

Plusieurs auteurs ont étudié les problèmes liés à la détection des écotones (on peut citer van der Maarel 1976, Wiens et al. 1985, Cornelius et Reynolds 1991, Johnston et al. 1992). Fortin (1995) et Fortin et al. (2000) comparent et tracent le bilan des différents techniques et problèmes annexes à cette thématique, soulignant l'intérêt de chaque technique en fonction de la dimension du jeu des données, de la résolution spatiale d'analyse, et des descripteurs utilisés. Une différence est faite entre les méthodes de type «cluster» aptes à définir des unités homogènes et les méthodes de type «edge detection» définissant les zones de forte variation (c.f. *location of the highest rate of change*, Burrough 1986). Les caractéristiques du jeu des données récoltées conduit à retenir la méthode de type «edge detection» des fenêtres glissantes, préférable aux algorithmes de type «wombling» (Fortin 1994, Fortin et Drapeau

1995), basée sur le concept de la systématique différentielle (c.f. Womble 1951), et adaptée à des données multi-dimensionnelles.

La transition de végétation entre FC et FTC est progressive suivant une écocline, le couvert arboré se mélange sans coupures nettes (figure 4.6).

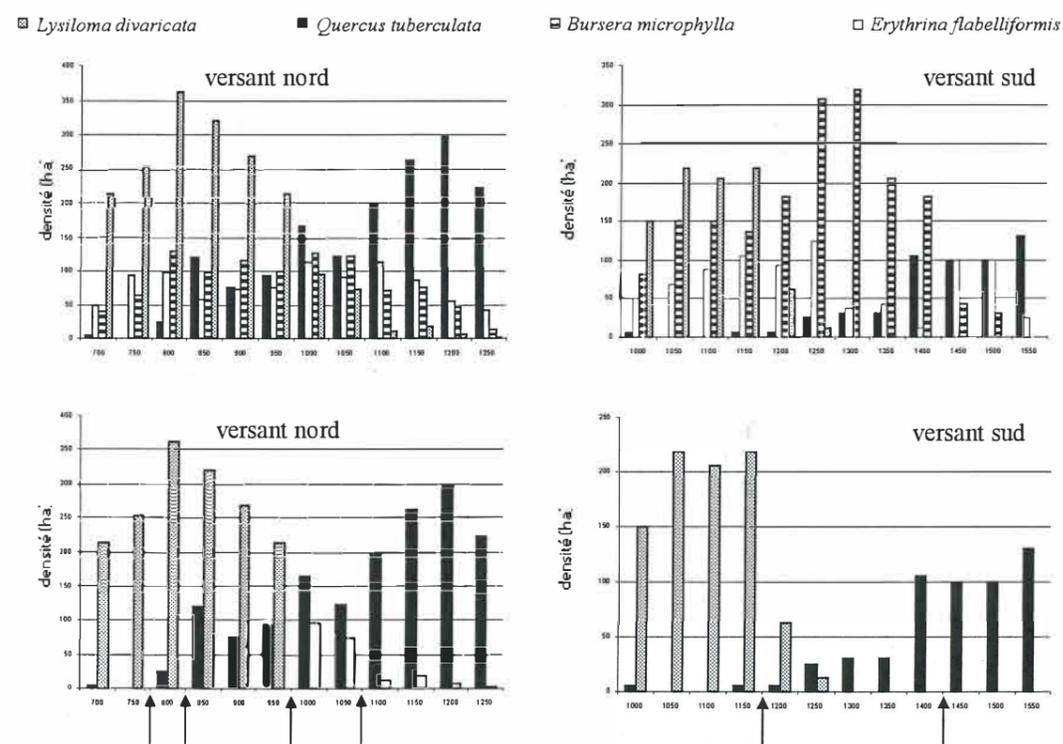


Figure 4.6 : Histogrammes densité – altitude pour des espèces représentatives du couvert arboré selon les expositions nord et sud (en haut) ; niveaux altitudinaux de détection des discontinuités par la méthode des fenêtres glissantes (en bas). Représentation des coupures par les flèches. La taille de fenêtre est de 2 parcelles, équivalent à 100m de dénivelé.

Les histogrammes représentant la densité de la canopée en fonction de l'altitude, figure 4.6, montrent deux situations différentes suivant l'exposition. Sur les versants exposés au nord, la distribution du chêne et de *Lysiloma* se chevauche à toutes les altitudes mais avec des densités opposées, une espèce a une forte densité quand l'autre espèce a une faible densité et vice-versa. En exposition sud, la densité du couvert est plus faible et le chevauchement est moins accentué. *B. microphylla* occupe la niche écologique existant entre les couverts denses de *Q. tuberculata* et *L. divaricata*. Bien qu'elle soit présente sur l'ensemble du massif et à toutes les

altitudes, sa densité est très forte aux altitudes intermédiaires (entre 800m et 1050m, exposition nord, et entre 1200m et 1200m, exposition sud). *Erythrina*, comme *Bursera*, se rencontre à toutes les altitudes, mais présente des densités élevées dans des milieux où les couverts de *Q. tuberculata* et *L. divaricata* sont les moins denses. Le calcul des discontinuités par la méthode des fenêtres glissantes met en évidence 4 coupures en exposition nord et 2 principaux en exposition sud (flèches de la figure 4.6), séparant respectivement 5 et 3 unités.

Ordination d'unités de végétation sur le gradient d'altitude

La disposition des groupes issus de l'ACP sur l'axe 1 représentatif du gradient d'altitude permet d'associer ces groupes aux groupes issus des coupures sur le gradient d'altitude.

J'ai testé la variance inter- et intra-groupes de relevés (logiciel Statgraphics® plus 1.4) en utilisant la densité des quatre essences dominantes *Quercus tuberculata*, *Lysiloma divaricata*, *E. flabelliformis* et *B. microphylla* car c'est à partir de ce descripteur que j'ai pu discriminer les groupes par la méthode des fenêtres glissantes. Les tests ne sont significatifs (ANOVA, $p > 0.05$) que pour les espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata*, ainsi que pour *Bursera microphylla* sur les milieux exposés au sud. Les résultats de cette analyse sont en accord avec ceux issus de l'ACP, ils permettent de différencier quatre groupes en exposition nord et trois en exposition sud. Le détail et une synthèse des résultats de l'analyse de la variance est proposé en annexe 7.

En conclusion, nous montrons bien l'existence d'un groupe de transition distinct de la FTC et de la chênaie en exposition sud, de deux groupes de transition aux expositions nord (figure 4.6). Nous pouvons par ailleurs supposer pouvoir différencier deux autres sous-unités de transition, qui ne sont pas révélées sur l'ACP, par la méthode des fenêtres glissantes (c.f. coupure entre 800 m et 850 m en figure 4.6). Une confusion existe entre les groupes 4 et 5 aux expositions nord et les groupes 3 et 4 aux expositions sud. Ces groupes se situent à des intervalles altitudinaux intermédiaires entre les orobiomes mais sont très proches et mélangés entre eux. Cette observation est cohérente dans le contexte de hiérarchisation des facteurs. A des altitudes proches, d'autres facteurs, dont l'anthropisation, définissent la répartition spatiale des végétaux.

Pour faciliter la lecture de la suite du texte, je nomme les groupes de plantes de la façon suivante:

- groupe *E. flabelliformis* et groupe *B. microphylla* en exposition nord = **Ecotone pur**
- groupe *I. fruticosa* en exposition nord = **savane de transition**
- groupe *B. microphylla* et *Hyptis laniflora* en exposition sud = **broussaille de transition**
- groupe *Lysiloma divaricata* = **forêt tropicale caducifoliée FTC**
- groupe *Quercus tuberculata* = **forêt de chêne FC** ou chênaie

Par la suite, il apparaîtra que la caractérisation des unités est appropriée à la nomenclature.

Conclusion

La transition de végétation entre FC et FTC est progressive suivant une écocline, on y distingue un groupe de transition en exposition sud et deux groupes de transition en exposition nord.

La suite de ce chapitre est consacrée à une caractérisation plus détaillée des groupes qui viennent d'être définis.

4.4 Caractérisation des unités de végétation

Dans la caractérisation des unités de végétation je me servirai des données issues de l'ensemble des transects pour prendre en compte, en plus de la densité des espèces, la couverture de la canopée et la hauteur du couvert.

La composition floristique de la canopée est fortement monospécifique dans la chênaie. *Quercus tuberculata* a été répertorié mélangé à *Q. albocinta* dans trois transects (vallée San Dionisio, San Antonio della Sierra et Los Naranjos) sur 21, avec de rares individus de cette espèce en voie de disparition (Léon de la Luz et Dominguez Cadena 1989). L'autre espèce de chêne, *Q. devia* est mélangée aussi en de rares occasions et en particulier dans l'extrémité sud du massif (latitudes sud) et sur le versant océanique.

De façon similaire mais plus atténuée, *Lysiloma divaricata* forme un couvert quasi monospécifique dans la FTC. *Albizia occidentalis*, *Plumeria acutifolia*, *Bursera microphylla* et *Erythrina flabelliformis*, sont les espèces les plus nombreuses dans les couverts mélangés de forêt tropicale décidue.

La zone de transition est caractérisée par un faible couvert arborescent mélangé de chênes et de *Lysiloma* avec des individus espacés de *B. microphylla* et *E. flabelliformis*.

La canopée dans les orobiomes est homogène. Dans la zone de transition, le couvert arboré est discontinu et hétérogène, les espèces arborées, caractéristiques des milieux de transition, ne forment jamais un couvert monospécifique homogène. En général les espèces caractéristiques de l'écotone ne sont pas des *edge species*¹ mais sont ubiquistes vis-à-vis de l'intervalle altimétrique analysé. Leur densité par contre est très variable selon l'altitude.

¹ *Edge species* = espèces propres et exclusives à l'écotone (Odum 1959).

4.4.1 Structure de la végétation

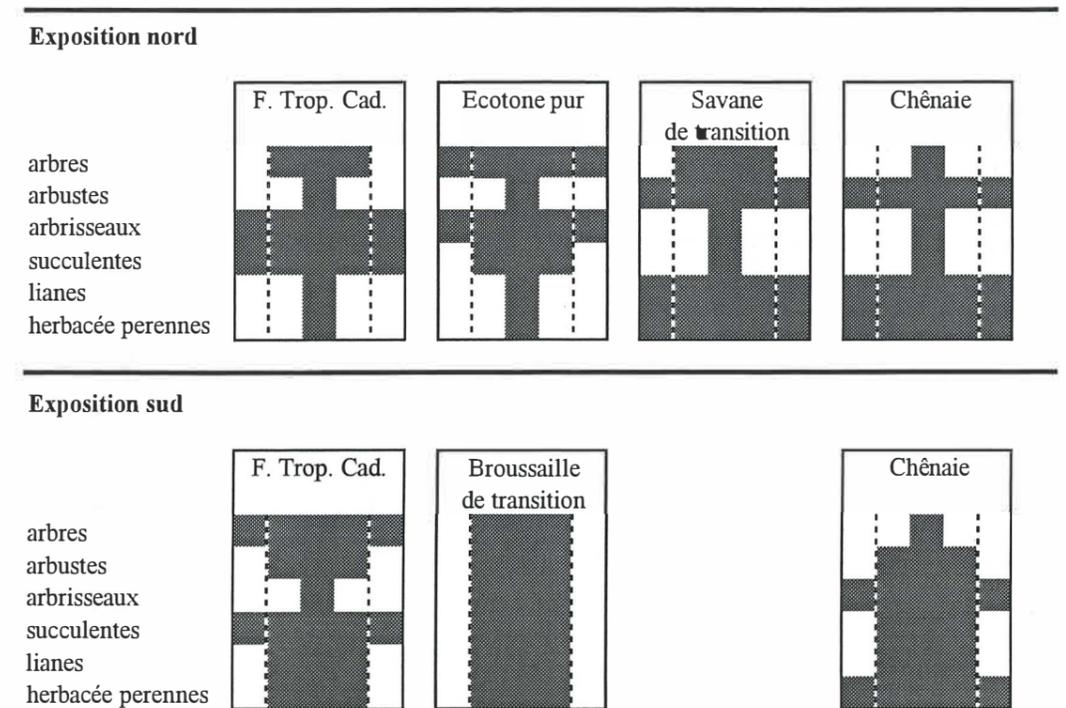
Densité

La variation de la densité des plantes dans les groupes de relevés mis en évidence auparavant, est calculée par l'analyse des résidus standardisés (c.f. Everitt, 1977) et synthétisée par une représentation graphique. Deux tests du χ^2 sont appliqués sur les tables de contingences des données d'exposition sud et nord. L'hypothèse nulle H_0 selon laquelle la forme de croissance et les unités de végétation sont indépendantes est testée. La nature d'une éventuelle divergence entre les communautés apparaît grâce à l'étude des résidus standards. L'étude est basée sur la densité en nombre d'individus par parcelle de 400m². Si les variables dans le tableau de contingence du χ^2 , sont indépendantes, les résidus ajustés sont distribués selon une courbe normale avec une moyenne de zéro et une variance nulle. Nous pouvons donc interpréter le tableau des résidus ajustés en sachant que chaque valeur excédant + ou - 2 (5% de la courbe de distribution normale) traduit une divergence significative entre la densité d'une forme de vie vis-à-vis des autres formes de vie dans chaque groupe.

L'étude du spectre des densités des plantes par forme de vie et par unité de végétation est présentée en figure 4.7 et en annexe 8. L'hypothèse nulle du test χ^2 a été rejetée avec une confiance de 99%. Il y a donc une relation significative entre les formes de croissance et les diverses communautés. La figure 4.7 représente de façon graphique ces résultats. Les traits discontinus représentent la limite de 5%, les formes de vie ayant un excès ou un déficit de densité varient selon l'intervalle compris entre les traits.

L'analyse des sept unités de végétation montre des spectres de densités spécifiques pour chaque cas. En général, en exposition nord, la densité d'arbres est faible dans la chênaie, forte dans l'écotone pur vis à vis de valeurs moyennes dans la FTC et la savane. Les arbustes sont très denses dans la savane et la chênaie et peu denses ailleurs. Les arbrisseaux sont très denses dans la FTC et l'écotone pur, et déficients ailleurs. Les succulentes diminuent de densité avec l'altitude, les lianes et les herbacées pérennes sont très denses en altitude (savane et chênaie) et peu denses dans l'écotone pur et la forêt tropicale. Une ressemblance existe entre chênaie et savane, mais la chênaie est moins dense en arbres. Une deuxième ressemblance existe entre FTC et l'écotone pur, mais l'écotone pur est plus dense en arbres et moins dense en succulentes.

Concernant les expositions sud, la broussaille de transition ne montre pas de divergence significative entre la densité moyenne de chaque strate. La chênaie a un déficit d'arbres et une forte densité d'arbrisseaux et d'herbacées pérennes tandis que la forêt décidue a un excédent en arbres et succulentes, et un déficit en arbrisseaux.



4.7. **Figure 4.8** : Variation de la densité de plantes par forme de vie et par milieu d'étude. Représentation graphique de l'étude des résidus ajustés. Chaque valeur excédant + ou - 2 des résidus ajustés varie autour des traits discontinus qui représentent la limite de 5% de la courbe de distribution normale.

Recouvrement, hauteur et hétérogénéité spécifique des milieux d'étude

L'analyse du recouvrement des formes de vie montre une différence avec la densité des formes de vie. Par exemple, sur le transect px-gs, une densité de 525 arbres/ha correspond à un couvert arborescent de 47% à 1550m, tandis qu'à 1300m, 700 arbres/ha correspondent à un recouvrement de 23% du sol (tableau 4.8).

Le tableau 4.8 renferme les données concernant la variation du recouvrement et de la hauteur moyenne de la canopée arborescente dans les orobiomes et dans la zone de transition. La hauteur du couvert est plus faible dans la zone de transition que dans les orobiomes. En exposition nord, le recouvrement total est plus important dans la FTC et dans l'écotone pur

que dans la chênaie et la savane. Le recouvrement arboré est plus important dans les orobiomes que dans la zone de transition. En exposition sud, le recouvrement total décroît en altitude.

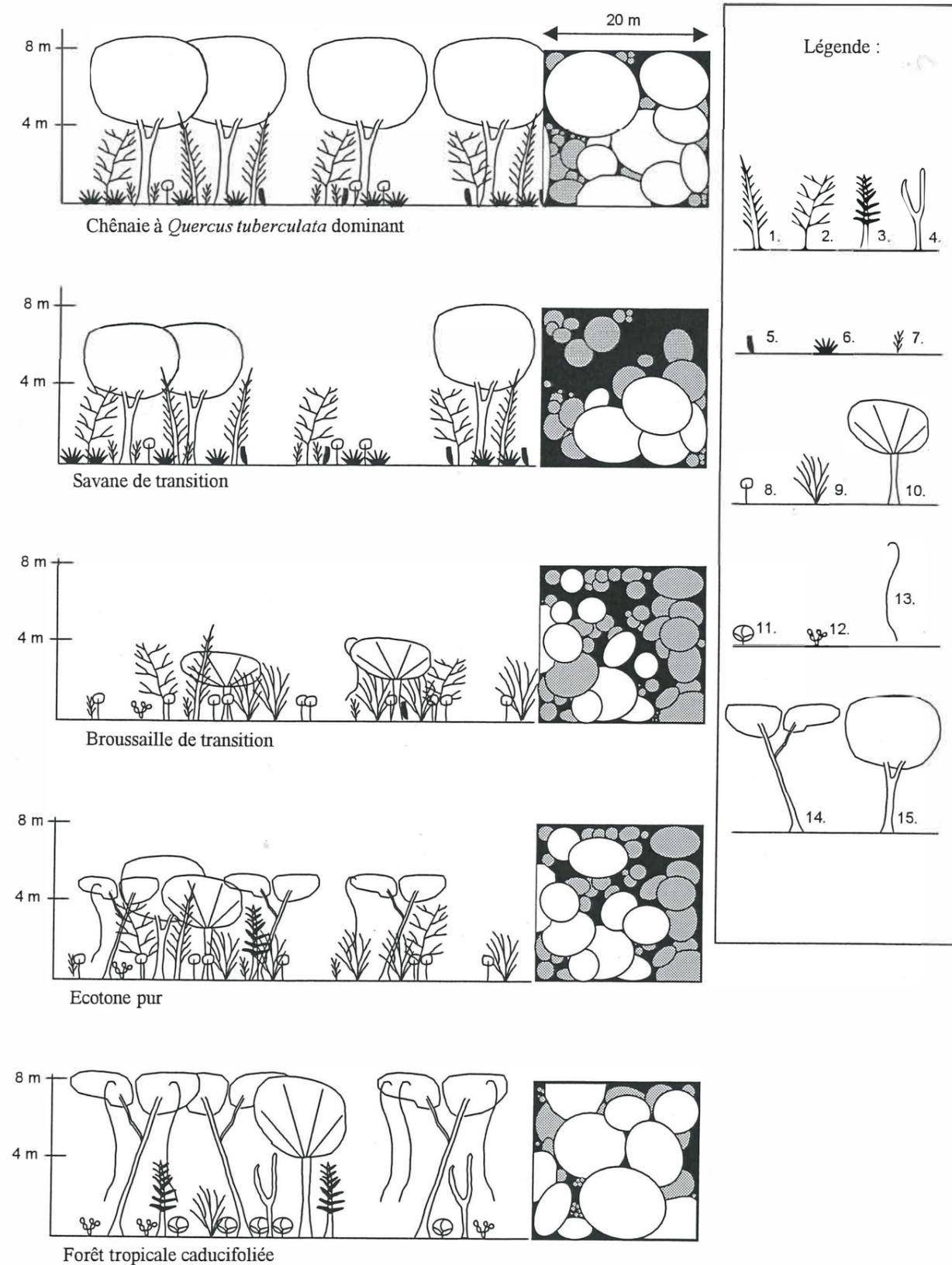
	exposition nord				exposition sud		
	chênaie	savane	écotone pur	FTC	chênaie	broussaille	FTC
recouvrement %							
Arbres	83	45	70	76	37	44	62
Arbustes	8	40	26	28	20	6	13
Arbrisseaux	44	20	80	50	24	46	28
Lianes	1	10	3	9	2	2	23
Succulentes	0	<1	<1	2	0	1	2
total	136	115	179	165	83	99	128
hauteur canopée (m)	5,3	5	4,6	5,6	5,2	2,6	5
Densité arbres /ha	375	450	1100	775	150	650	675
nbr. esp. d'arbres	4	4	6	8	1	2	6

Tableau 4.8 : Estimation du recouvrement en %, de la hauteur moyenne et de la densité par hectare, pour les principales strates de la végétation respectivement en exposition sud, et nord séparément. Données relatives aux transects "px" ayant un pas d'échantillonnage grossier (trois parcelles par transect) et descripteurs fins (densité hauteur recouvrement) et aux fiches d'observations générales pour les valeurs concernant la savane.

Les représentations graphiques de la structure de la végétation, figure 4.9, synthétisent les résultats.

A partir des données de recouvrement, on observe une similitude dans le couvert arborescent entre la savane de transition exposée au nord et la chênaie exposée au sud. Le recouvrement arboré dans les milieux exposés au nord est plus important dans les orobiomes que dans la savane et l'écotone pur.

Figure 4.9 (page suivante) : Structure verticale de la végétation (à gauche) et couverture de la canopée (à droite) pour les deux orobiomes et les trois unités de transition. Les canopées de hauteur supérieure à 5 m sont représentées par les ellipses en blanc, celles inférieures à 5m en gris. La structuration verticale montre la moyenne en hauteur du niveau de la canopée pour les différentes strates. Les espèces représentées sont : 1 *Dodonaea viscosa* ; 2 *Randia megacarpa* ; 3 *Yucca valida* ; 4 *Pachicereus pecten-aborigenum* ; 5 *Acalipha comonduana* ; 6 *Calliandra peninsularis* ; 7 *Verbesina erosa* ; 8 *Indigofera fruticosa* ; 9 *Jatropha vernicosa* ; 10 *Bursera microphylla* ; 11 *Carlowrightia californica* ; 12 *Opuntia sp* ; 13 *Merremia aurea* ; 14 *Lysiloma divaricata* ; 15 *Quercus tuberculata*.



La physionomie de la savane est définie par une forte couverture en arbustes et un couvert arboré très espacé (le terme savane est donc approprié). La physionomie de l'écotone pur est caractérisée par une forte proportion de recouvrement en arbres et arbrisseaux. La coexistence de chênes et de *Lysiloma* suggère la dénomination "écotone pur". La broussaille a un recouvrement moins dense et la strate arborée et arbustive se mélangent (le terme broussaille est donc approprié). En effet la hauteur de la canopée décroît dans les milieux de transition.

Le recouvrement de la canopée de *L. divaricata* et *Q. tuberculata* est un descripteur simple et précis des orobiomes FC (couvert homogène de *Q. tuberculata*), FTC (couvert homogène de *Lysiloma*) et de la zone de transition (couvert arboré absent ou co-existence de *Q. tuberculata* et *L. divaricata*).

4.4.2 Phénologie foliaire des orobiomes et des groupes de transition

La phénologie foliaire (tableau 4.9) ainsi que les autres variables analysées auparavant, permettent de différencier les orobiomes de la zone de transition. Le détail du comportement phénologique par strate et par milieu est détaillé en annexe 9. J'ai observé un comportement phénologique de type marcescent¹ du chêne *Q. tuberculata* présentant un fort décalage avec le repos végétatif des espèces tropicales. Les feuilles de *Q. tuberculata* sont marcescentes entre fin avril et début juillet, les autres arbustes et arbrisseaux sont sempervirents. Entre décembre et mars, jusqu'à la marcescence des feuilles de *Q. tuberculata*, les milieux de transition sont plus chlorophylliens que la forêt tropicale caducifoliée grâce aux espèces arbustives tempérées vertes. Ils sont en même temps moins chlorophylliens que la chênaie à cause de l'absence d'une strate arborescente chlorophyllienne continue.

J'ai aussi décrit les grands traits de la phénologie des formations adjacentes au milieu d'étude (ripisylve et chênaie pinède), car cette information sera utile pour l'interprétation des images de télédétection. Le contraste de phénologie entre la chênaie-pinède et la chênaie à *Q. tuberculata* est fort surtout entre mai et juin. Le contraste entre ripisylve d'une part et FTC, FC et transition, d'autre part se voit entre septembre-octobre et décembre quand la ripisylve est sans feuilles tandis que les formations d'altitudes sont vertes, et d'autre part, en mai juin quand la ripisylve est chlorophyllienne tandis que les autres formations sont sans feuilles.

Orobiome	Mois											
	jan.	fév.	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.	déc.
Chênaie	v	v	v	v/m	m	m	m/v		v	v	v	v
savane à <i>Q. tuberculata</i> *	v	v	v	v/m	m	m	m/v		v	v	v	v
Broussaille de transition *	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v		v	v	v	v
Ecotone pur	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v		v	v	v	v
forêt tropicale caducifoliée	d	d	d	d	d	d	d/v		v	v	v/m	d
Ripisylve	v	v	v	v	v	v	v		v/d	v/d	d	d
chênaie - pinède	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v

Tableau 4.9 : Comportement phénologique du couvert végétal pour les formations végétales du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud, Mexique. v = verte ; d = dépourvue de feuilles ; m = marcescente. Les astérisques indiquent un couvert fragmenté non continu. Les mois de la saison humide sont soulignés en gris.

¹ Marcescente : feuillage persistant sur le végétal après séchage au moment du repos végétatif, jusqu'à ce que les bourgeons en éclatant rejettent la vieille parure. Il a fallu modifier la définition originelle de Daget et al. (1974) qui indique la période hivernale comme moment de marcescence.

Un étude sur la phénologie de la végétation semi-aride de la région du Cap a été entreprise par León de la Luz *et al.* (1996) qui différencie trois stratégies phénologiques des végétations arido-tropicales à la limite matorral-forêt tropicale caducifoliée: (1) 60 espèces ont une floraison induite par les pluies, (2) 46 espèces fleurissent en dehors de la saison des pluies, (3) 30 espèces sont à floraison irrégulière. Mes observations sur un cycle annuel et demi, incluent plusieurs espèces tropicales sèches (*Erythina flavelliformis*, *Plumeria acutifolius* et *Cassia emarginata*, c.f. annexe 9) qui appartiennent au groupe 2 avec une induction de floraison précédant à la période pluviale, un décalage interspécifique et une synchronie de floraison intra-spécifique. La reprise végétative de *Q. tuberculata* suit la même chronologie. Guadalupe (1997), a réalisé une étude phénologique quantitative, plus détaillée que la mienne, dans une forêt tropicale caducifoliée à Veracruz, Mexique. Il trouve aussi une synchronie intraspécifique des pics de floraison et un décalage interspécifique.

Un décalage temporel entre la marcescence des chênes d'environ un mois a été observée entre les formations aux latitudes nord du massif (vallée S. Antonio della Sierra), et celles des vallées des latitudes sud (vallées Los Naranjos, Santo Domingo et la Cienegiuta). Ce phénomène est expliquée par Schlüssel et Theurillat (1998) qui ont déterminé et quantifié la corrélation entre le développement phénologique et la somme des températures moyennes journalières à deux gradients d'altitudes dans les Alpes.

Ceci explique que la phénologie foliaire de la zone de transition exposée au sud est comparable à celle de la broussaille de transition en zone exposée au nord.

En *conclusion*, entre décembre et mars-avril, une différence de phénologie est observable entre les deux orobiomes FTC et chênaie (l'un sans feuilles et l'autre chlorophyllien), la broussaille de transition et l'écotone pur (tous deux peu chlorophylliens). La zone de transition haute (savane de transition) a la même phénologie que la chênaie mais avec un recouvrement moins important. La prise en compte en même temps du recouvrement et de la phénologie foliaire permet de distinguer la zone de transition FTC / FC.

4.4.3 Biodiversité et endémisme

L'hypothèse de motifs de biodiversité intermédiaires dans les milieux de transition est vérifiée sur l'ensemble des données (figure 4.10) pour l'exposition nord. La décroissance de la biodiversité avec l'augmentation d'altitude est rompue par des pics dans les milieux de transition. La diversité est plus importante dans la forêt tropicale caducifoliée que dans la chênaie, et plus importante sur les versants exposés au nord que sur ceux exposés au sud.

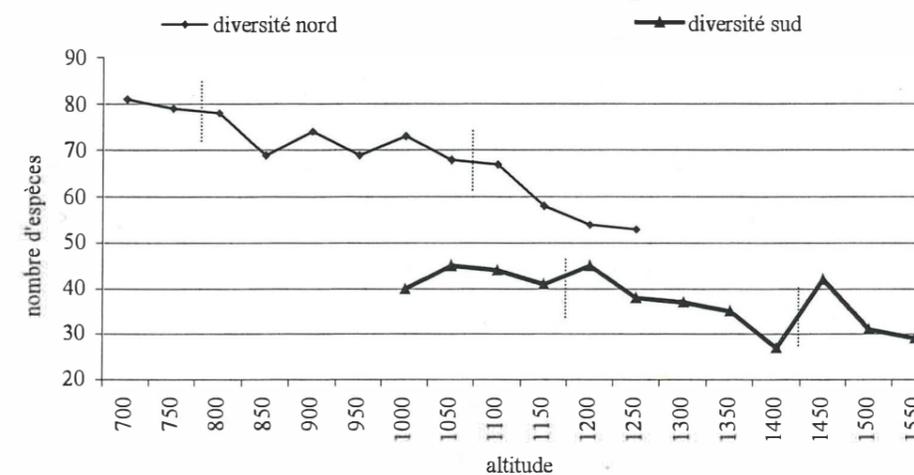


Figure 4.10 : Variation de la diversité spécifique en fonction de l'altitude sur les versants exposés au nord et au sud pour l'ensemble des données. En traits sont signalées les coupures définissant le début et la fin de la zone de transition.

Lors de l'étude de chaque transect isolé (exemple en figure 4.11 gauche), on remarque que la diversité spécifique maximale est, dans la plupart des cas, concentrée dans la zone de transition. Sur les 21 transects échantillonnés, on observe 13 fois l'effet de bordure (diversité spécifique plus importante dans l'écotone). Les données détaillées sont en annexe 10. Tous les transects situés à l'extérieur de la réserve et les plus perturbés ont ce type de comportement.

L'ouverture de la canopée arborescente peut favoriser l'installation d'espèces héliophiles pour un laps de temps limité (ex. figure 4.10, 1450m) et, en même temps l'apport d'espèces exogènes par l'homme ou le bétail peuvent expliquer l'augmentation de la diversité spécifique sur l'écotone des milieux perturbés.

L'endémisme croît avec l'altitude pour se maintenir avec des valeurs plus fortes dans la chênaie que dans la FTC (figure 4.11 gauche). Etant donné que la biodiversité diminue avec

l'altitude, le poids des endémiques sur le total d'espèces de la chênaie et dans la zone de transition haute est très important (tableau 4.10).

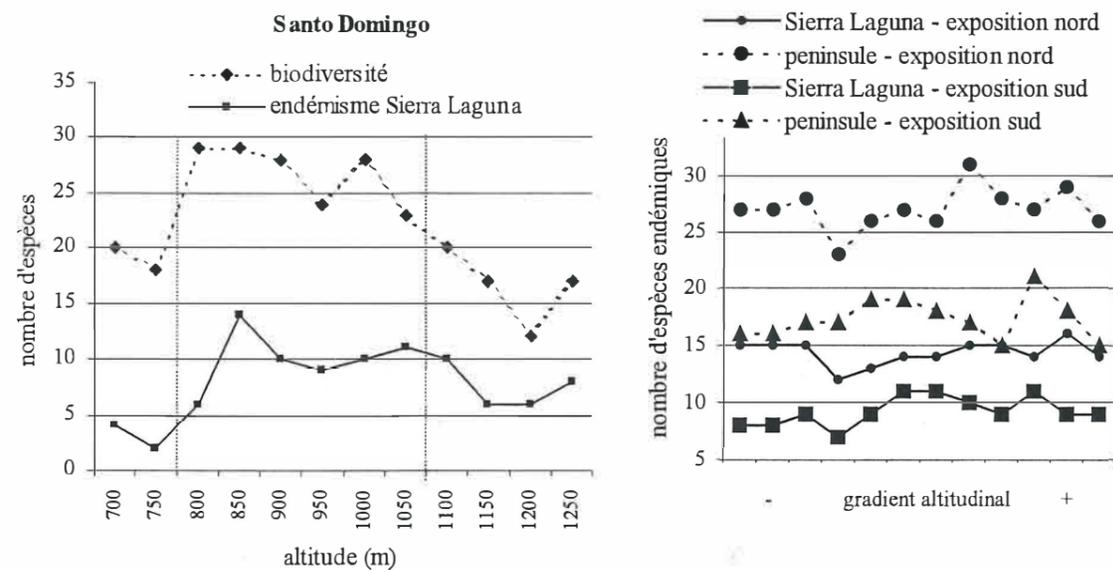


Figure 4.11 : Variation de la biodiversité et de l'endémisme en fonction du gradient d'altitude. A gauche, biodiversité et endémisme de la péninsule de Basse Californie pour les données locales relatives au transect "sal" dans la vallée San Antonio della Sierra (en traits verticaux sont signalées les coupures définissant le début et la fin de la zone de transition). A droite, variation de l'endémisme propre au massif Sierra de la Laguna et à la péninsule pour l'ensemble des données sur les versants en exposition sud et nord.

Altitude	exposition nord											
	700	750	800	850	900	950	1000	1050	1100	1150	1200	1250
endémisme péninsulaire %	33	34	36	33	35	39	36	46	42	47	54	49
endémisme Sierra Laguna %	19	19	19	17	18	20	19	22	22	24	30	26

Altitude	exposition sud											
	1000	1050	1100	1150	1200	1250	1300	1350	1400	1450	1500	1550
endémisme péninsulaire %	40	36	39	41	42	50	49	49	56	50	58	52
endémisme Sierra Laguna %	20	18	20	17	20	29	30	29	33	26	29	31

Tableau 4.10 : Poids en pourcentage de la densité d'espèces endémiques du massif Sierra de la Laguna et de la péninsule de basse Californie pour l'ensemble des espèces ligneuses. En gris sont mises en évidence les zones de transitions.

Il faut signaler que la végétation de pin et de chênes d'altitude est dominée par une strate d'arbres endémiques *Q. devia* et *Pinus lagunae*.

Le maximum d'endémisme n'est pas localisé à l'extrémité supérieure du gradient mais dans la zone de transition (figure 4.11 droite). Les fortes contraintes abiotiques du milieu de transition pourraient être à l'origine de la sélection d'espèces et favoriser les endémiques, plus adaptées.

4.5 Répartition spatiale de la transition entre orobiomes : modèle d'étagement et extension du concept d'orobiome et d'écotone dans la Sierra de la Laguna

Comme pour les motifs de diversité et d'endémisme, la distribution spatiale de la zone de transition présente des différences suivant les conditions locales appréciables par la comparaison des aires d'extension des espèces les plus représentatives (figure 4.12).

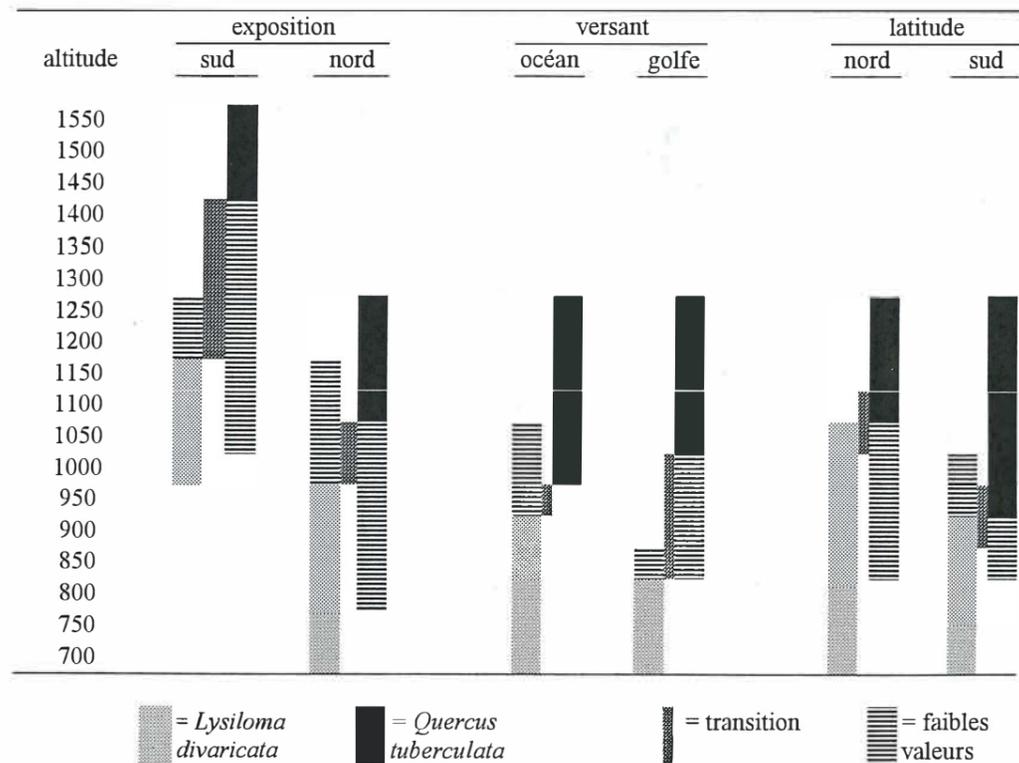


Figure 4.12 : Translation altitudinale des franges orobiomes schématisées par l'étendue de la distribution spatiale des orobiomes et de la zone de transition pour différentes expositions, versants, et latitudes. Pour les expositions, données relatives aux densités moyennes des 11 transects à pas fin en exposition nord et aux 4 transects à pas fin en exposition sud. Pour les différents versants du massif, données de densité des espèces sur les transects « en » versant du golfe et « bn2 » versant océanique. Pour différentes latitudes données relatives aux aires basales des espèces sur les transects « sa2 » extrémité nord, et « sd » extrémité sud.

La position de l'écotone et des orobiomes présente, d'une vallée à l'autre, une variation appelée *translation* (Ozenda 1998), qui est vérifiée en regardant le déplacement de l'écotone exposé au sud vis à vis de celui exposé au nord. La forte translation entre pentes exposées au sud et au nord est mise en évidence par les données de densité des espèces *Quercus tuberculata* et *Lysiloma divaricata*. La zone de transition est plus élevée et plus étendue sur les expositions sud (chaudes et sèches) que sur les nord.

L'exposition au climat océanique plutôt qu'au microclimat du golfe induisent une translation plus atténuée, mise en évidence par la densité des espèces *Q. tuberculata* et *Lysiloma* (figure 4.12). La zone de transition est plus étendue sur les versants océaniques vis à vis de ceux du golfe ayant un microclimat plus froid et sec. *Lysiloma* monte plus haute sur les versants océaniques et *Quercus* descend plus bas sur les versants du golfe.

La translation due à la latitude (zone de transition à l'extrémité nord du massif plus haute que celle à l'extrémité sud) est mise en évidence par la somme des aires basales des troncs de deux arbres dominants (figure 4.12). La contrainte hydrique semble jouer un rôle déterminant car la variation latitudinale est faible (1° latitude).

La translation de la zone de transition montrée en figure 4.12 est en accord avec le modèle d'étagement de la végétation de montagne.

Les descripteurs de la végétation « densité de plantes » et « recouvrement % » génèrent des différences dans l'appréciation et la définition des formations forestières (c.f. tableau 4.8). En effet la densité de deux populations ayant différents stades de développement peut varier tandis que le recouvrement peut se maintenir constant. L'aire basale des troncs est une mesure stable permettant de comparer deux populations à différents niveaux d'évolution car les variations dues aux jeunes individus sont secondaires. Mes données ne permettent pas d'estimer et de comparer les translations entre exposition nord/sud et versants océanique/golfe par l'utilisation du descripteur « aire basale ». Des travaux ultérieurs pourront se fonder sur cette mesure.

La distribution des espèces passe par un optimum avec des densités décroissantes aux altitudes inférieures et supérieures à l'optimum. On constate à ces altitudes extrêmes la disparition et la re-apparition ponctuelle d'individus. Ainsi la répartition des chênes et des *Lysiloma* est dense et homogène dans les orobiomes tandis qu'ils sont espacés et groupés en taches ou *patch* d'agglomérats, disjoints du motif principal, dans la transition (sous-chapitre 4.4). Par exemple, le chêne *Q. devia*, dont l'optimum de répartition se situe à l'étage chénaie-

pinède, est caractérisé suivant les transects par une faible présence, ou une absence, dans la chênaie et dans la zone de transition. Ainsi la densité de *Q. tuberculata*, sur le versant exposé au nord, est plus forte à 850m d'altitude, qu'à 900 et 950m (figure. 4.5) Cette distribution génère des motifs d'organisation et d'agencement spatial de la transition de la végétation non pas de façon brusque et linéaire, mais de manière fragmentée avec des motifs intermédiaires (zones de transition) dont j'ai donné une caractérisation botanique précédemment.

4.6 Conclusion

La résolution d'analyse proposée : échantillonnage par transects répartis sur les différentes orientations et latitudes du massif de 550 m de dénivelé, pas d'échantillonnage de 50 m et aire minimum d'échantillonnage de 400 m² ; permettent d'identifier et de caractériser la zone de transition FTC / FC.

La zone de transition est de type écocline, elle est formée d'un ensemble de formations différentes : deux formations de transition sur les versants exposés au nord : *Savane de Transition* et *Ecotone Pur*, et une formation : *Broussaille de Transition* sur les versants exposés au sud. Les caractères botaniques, phénologiques et structuraux des orobiomes et de la zone de transition ont été détaillés.

Au niveau local, si l'on considère les transects séparément, la diversité spécifique et l'endémisme sont plus forts dans la zone de transition que dans les orobiomes.

La répartition spatiale de la zone de transition est en accord avec le modèle d'étagement de la végétation de montagne.

Chacun des sites de 400m² échantillonnés peut être considéré comme représentatif de la formation forestière correspondante et est équivalent au signal radiométrique enregistré dans la surface minimale d'un pixel SPOT. La pertinence des distinctions faites à partir des données de terrain va être testée au moyen de données de télédétection (chapitre 5).

4.7 Résumé

A la suite d'une étude préliminaire j'ai défini un protocole expérimental constitué de parcelles d'études organisées sur des transects et correspondant à différents niveaux d'analyse.

Les transects botaniques ont permis de mettre en évidence les caractéristiques suivantes, valables pour les sites étudiés :

- Entre décembre et mars, la phénologie foliaire et la structure de la canopée, différencient la couverture végétale en trois unités: chênaie verte et homogène; zone de transition verte et hétérogène; forêt tropicale décidue sèche et homogène. La forêt tropicale occupe des altitudes plus faibles que la chênaie, l'écotone se trouve à des altitudes intermédiaires.

- La densité du recouvrement de la canopée est un descripteur efficace pour différencier les orobiomes et les zones de transition. Les espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata* sont les plus représentatives des orobiomes et la zone de transition se situe en correspondance de leur coexistence ou absence. Les orobiomes ont un recouvrement homogène, fort, et fortement monospécifique tandis que l'écotone pur est mélangé de *Q. tuberculata* et *L. divaricata*. La savane de transition est faiblement recouverte par les chênes et *Lysiloma* est ici rare ou absente ; la broussaille de transition (sur les versants exposés au sud) est faiblement recouverte par les chênes et les espèces *E. flabelliformis* et *B. microphilla* en mélange. *J. vernicosa* est ici abondant.

- La biodiversité et l'endémisme sont, dans l'ensemble des données, respectivement décroissants et croissants en altitude. Au niveau local endémisme et biodiversité sont maximaux dans la zone de transition.

- Un important décalage d'altimétrie ou "translation" a été observé dans la distribution des orobiomes : ils descendent plus bas en exposition nord et existent plus haut en exposition sud. Le décalage entre les orobiomes sur les versants du Pacifique et du golfe, et, entre les latitudes nord/sud, existe mais est moins important que celui dû aux expositions nord/sud. Sur les versants exposés au nord, plus humides et froids, l'extension de la chênaie semble plus importante que sur les versants exposés au sud (secs et chauds), où les paysages sont dominés par la broussaille de transition.

L'ensemble des informations recueillies sur le terrain, permet de décrire et de localiser spatialement diverses unités de végétation, et de proposer une corrélation de type "étagement" entre la végétation et les facteurs abiotiques et biotiques considérés comme des descripteurs des communautés végétales, plus particulièrement de l'écotone.

Chapitre 5. Caractérisation et cartographie de l'écotone et des orobiomes par les données de télédétection

5.1 Introduction	page 99
5.2 Données de télédétection et autres données disponibles	" 100
5.3 Etude pilote	" 100
5.4 Choix du traitement des données numériques afin de caractériser et cartographier l'écotone	" 105
5.5 Choix de l'image	" 106
5.6 Identification de l'écotone	" 107
5.7 Distribution géographique de l'écotone	" 109
5.8 Conclusion	" 114
5.9 Résumé	" 115

5.1 Introduction

Les données numériques de télédétection permettent d'élargir l'étude de terrain à l'ensemble des vallées de la Sierra de la Laguna et à la quasi totalité du massif (les images SPOT disponibles ne comprennent pas la Sierra S. Lazaro, extrémité sud du massif). De plus, les données satellitaires fournissent une information continue répartie sur l'ensemble du territoire étudié.

Dans ce chapitre, je propose d'utiliser les connaissances acquises par l'analyse des données de terrain pour délimiter, sur les images de télédétection, la répartition spatiale des orobiomes et de leur transition, en vue de la confirmation de l'hypothèse de répartition de la végétation selon le modèle d'étagement du massif.

Il est donc primordial :

- de pouvoir identifier l'écotone sur les images,
- de développer une connaissance de sa distribution géographique.

Cette partie de la thèse montre que l'usage des données de télédétection est efficace pour :

- 1) tester certains des caractères d'identification de l'écotone mis en évidence sur le terrain,
- 2) étendre à une grande zone géographique les connaissances acquises sur le terrain pour des vallées limitées.

La suite du chapitre décrit les données de télédétection et les données numériques disponibles, puis la réalisation d'une étude pilote de traitement d'image permettant de vérifier la nécessité d'utilisation conjointe dans un SIG de diverses données afin d'atteindre les objectifs préétablis. Enfin, les résultats sont séparés en deux parties, la première étant dédiée à l'identification de l'écotone, la seconde à sa distribution géographique.

5.2 Données de télédétection et autres données disponibles

Nous disposons des données satellitaires représentatives de la période post pluviale, du début et de la fin de la saison sèche (tableau 5.1) : quatre images Spot 1, du 31 mai 1986, 29 novembre 1986, 15 février 1987 et 16 novembre 1990 (propriété du Laboratoire de Biologie Végétale Tropicale de l'Université Paris VI) ; une image Landsat TM du 18 septembre 1996 (propriété du laboratoire Cibnor de La Paz, Mexique). Les images SPOT de novembre 1986 et de mai 1986 sont brouillées par des perturbations atmosphériques.

Les autres données disponibles sont un MNT de la région du Cap (propriété du laboratoire Cibnor de La Paz, Mexique) issue d'une cartographie 1 : 250 000 de résolution 90m x 90m, Une cartographie numérisée à l'échelle 1:500 000, et les données spatiales de végétation et du climat issues du prémodèle.

données satellitaires	saison post pluviale	hiver	début saison sèche	fin saison sèche
SPOT	-	29 novembre 1986* 16 novembre 1990	15 février 1987	31 mai 1986*
Landsat TM	18 sept. 1996			

Tableau 5.1 : Récapitulatif des données de télédétection disponibles. (*images brouillées par des perturbations atmosphériques)

5.3 Etude pilote

Un premier traitement des données de télédétection a été réalisé afin de caractériser le comportement spectral de l'écotone (Casalegno et Girard 1999) avant d'envisager une cartographie de la végétation. Il s'agit de tenter d'identifier l'écotone forestier à partir des résultats des données de terrain et d'une seule image satellitaire. Cette technique simple et pratique sera retenue si les résultats sont satisfaisants. Si l'opération échoue, un traitement plus complet sera réalisé, s'appuyant sur la dimension temporelle des données satellitaires, cartographiques et du MNT pour augmenter la précision du traitement.

Pour ce premier traitement, l'image Landsat TM est choisie car elle est la plus récente et le laps de temps écoulé entre les échantillonnages de terrain et l'enregistrement de l'image est le plus court. Bien que les données TM soient moins détaillées en résolution spatiale que celles de SPOT, elles apportent une information spectrale plus complète et bénéficient d'un champ de vision plus large.

Compte tenu de la saison humide où tous les végétaux ont un teneur en eau importante, TM5 n'apporte pas d'informations complémentaires à celle des autres canaux.

L'image a été traitée sur le logiciel Terravue, à partir d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). L'interprétation des résultats de la classification m'a permis de masquer les classes ne correspondant pas à la végétation de FTC, FC et de transition. L'organigramme de la figure 5.1, synthétise les principales opérations du traitement de l'image.

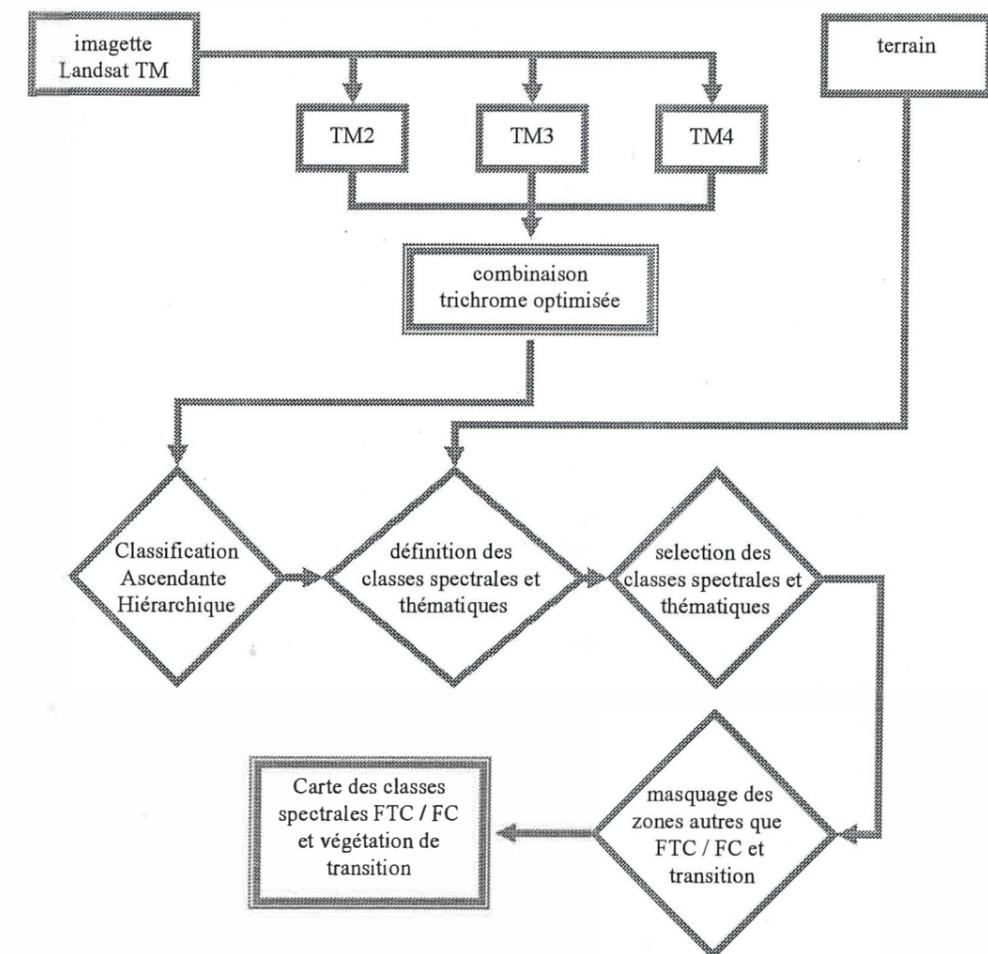


Figure 5.1 : diagramme de la méthode de traitement des données Landsat TM du 18 septembre 1996 pour l'étude pilote. La classification de type automatique, se base sur la méthode de *clustering* CAH (Classification Ascendante Hiérarchique) calculée sur le logiciel Terravue. Les cadres représentent les données, les losanges représentent les opérations de traitement d'image et les cadres doubles les résultats.

Résultats et conclusions

La classification automatique CAH de l'imagette issue des données TM de septembre 1996, permet de définir le comportement numérique des pixels correspondant à l'écotone (figure 5.2). L'imagette couvre une zone d'environ 40 km x40 km. Le fait que les orobiomes et leur transition soient constitués d'une mosaïque mixte et hétérogène d'espèces arborescentes arbustives et herbacées, avec des caractéristiques spectrales différentes, rend la caractérisation complexe. Le canal TM4 permet de discriminer les valeurs numériques des pixels correspondant à la chênaie d'une part et à la zone de transition et à la forêt tropicale d'autre part. Les valeurs de comptes numériques de l'écotone dans le canal TM4 sont intermédiaires entre celles de la chênaie (valeurs plus faibles) et celles de la FTC (valeurs plus fortes mais très proches)¹. L'écotone se différencie des deux orobiomes sur les canaux TM2 et TM3 par des valeurs plus fortes.

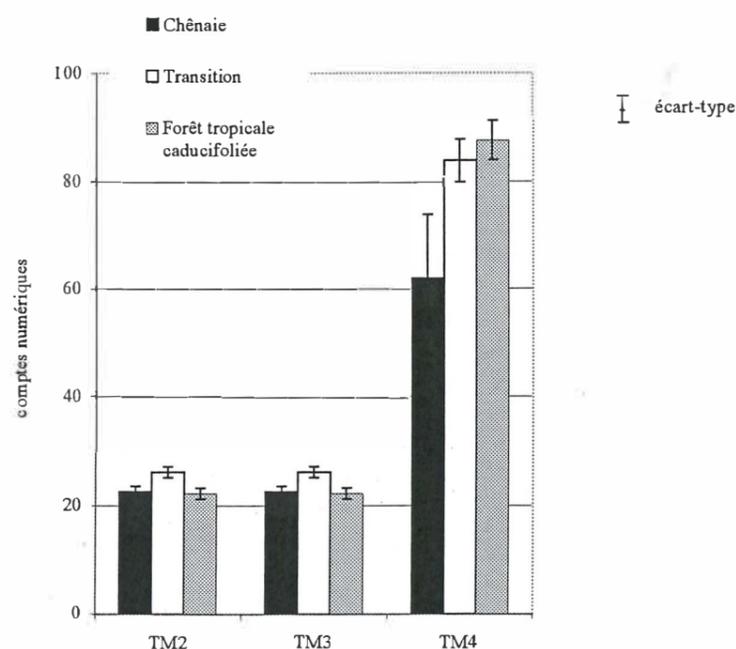


Figure 5.2 Comportement numérique des trois groupes issus de la Classification Ascendante Hiérarchique appliquée aux données Landsat TM de septembre 1996.

Le modèle numérique d'interprétation des sols, eaux et végétaux (Girard et Girard 1999), et les études sur la différence de comportement spectral des différents couverts chlorophylliens en

¹ Les pixpixels des classes de végétation ont été sélectionnées par label visuel.

fonction de la structure foliaire (Knipling 1970, Allen *et al.* 1969; Kadro, 1981), sont des éléments bibliographiques pouvant permettre d'interpréter et de comprendre les résultats issus du traitement d'images.

Il est possible d'expliquer les valeurs les plus importantes de comptes numériques de l'écotone dans le visible par la moindre importance de la couverture chlorophyllienne de la zone de transition par rapport à celle des orobiomes. Le comportement différent des deux orobiomes pour la réflexion de la radiation incidente dans l'infrarouge proche peut être interprété par les différentes structures foliaires qui composent la canopée. La structure coriacée et sclérophylle de la canopée des chênes est associée à de faibles valeurs, au contraire, les feuilles tendres, fines et composées des espèces tropicales sont corrélées à des fortes valeurs. La structure foliaire de la biomasse végétale de l'écotone est plus semblable à la FTC. En effet, dans l'écotone les chênes sont peu denses et éloignés.

L'analyse de la répartition spatiale des pixels correspondant aux trois classes (forêt tropicale caducifoliée - écotone - chênaie) montre les fortes limites du traitement d'image en vue de cartographier la végétation.

Une grande partie des pixels de comptes numériques correspondant à la zone de transition se mélangent avec la FTC avec les zones d'agriculture et de matorral de fond vallée et de plaine (figure 5.3a). Une autre limite de cette méthode est de ne pas faire apparaître une partie importante des pixels correspondant à l'écotone qui, à cause du fort ombrage généré par l'exposition, ne sont pas pris en compte dans la classification et exclus pendant le procédé de classification hybride.

Cependant, il est intéressant de noter que le milieu de transition (figure 5.3b) est constitué d'un *patch work* de pixels propres à l'écotone et aux orobiomes. L'analyse visuelle de la figure 5.3b en allant du haut à gauche vers le bas à droite, permet d'observer que les pixels correspondant à la chênaie se raréfient et se mélangent à l'écotone, tandis que les pixels correspondant à la FTC ont une répartition opposée et symétrique. Les données de terrain décrivent un écocline de végétation avec des discontinuités qui sont détectées et observables par les données de télédétection.

En *conclusion* pour améliorer ces résultats préliminaires, une technique d'analyse et de traitement plus fine des données est nécessaire.

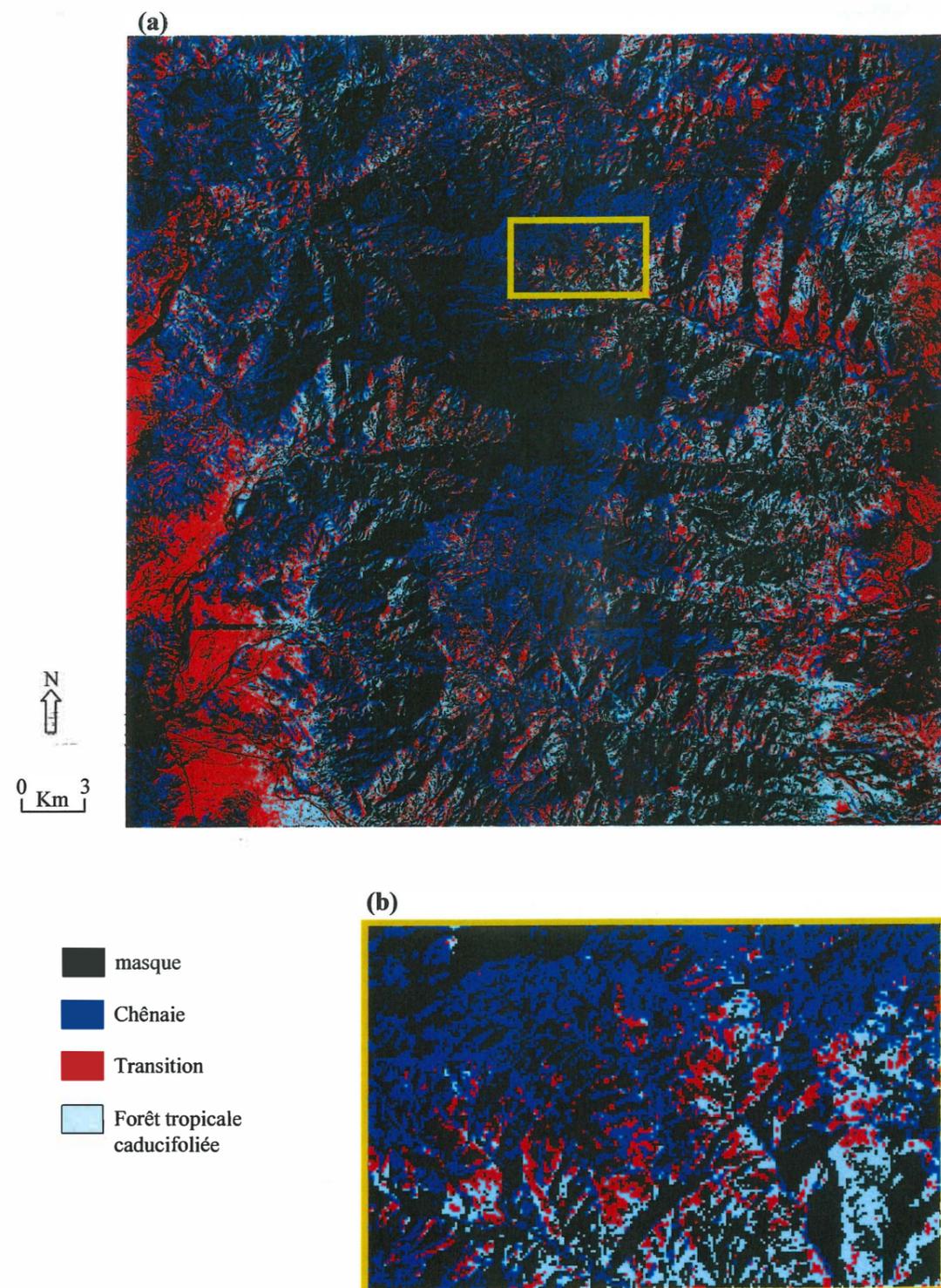


Figure 5.3 (a) Distribution spatiale des pixels correspondant aux valeurs de comptes numériques répartis en trois classes sur une large sous image créée à partir des données Landsat TM de septembre 1996. Les zones rouges aux extrémités gauche et droite de l'image correspondent à des zones de matorral et d'agriculture de fond de vallée. (b) Détail (extrait du cadre jaune de la figure 5.3a) d'une zone correspondant à l'écotone.

5.4 Choix du traitement des données numériques afin de caractériser et de cartographier l'écotone.

Une classification diachronique n'est pas réalisable avec les données disponibles. Mon objectif ici est donc une caractérisation spectrale monodate en relation avec mes observations de terrain. Une approche multicapteur n'a pas été possible puisque je ne dispose pas de données satellitaires de deux capteurs différents à la même date.

Le choix des traitements a été décidé en tenant compte de l'effet d'ombrage et de confusion possible entre des objets spectralement proches. L'importance du relief crée des difficultés particulières pour l'utilisation des images satellitaires. En effet, l'ombrage dû à la position du soleil et du satellite par rapport à la topographie entraîne souvent des informations satellitaires similaires sur des surfaces de natures spectrales différentes. En vue de séparer les différentes occupations des sols et les modifications du signal, plusieurs modèles ont été proposés. Le modèle lambertien de normalisation de la luminance mesuré par le capteur tient compte de l'effet d'angle d'incidence solaire (Jones et al., 1988), le modèle non-lambertien corrige l'effet d'angle d'incidence solaire avec la modulation de la pente (Cavayas, 1984; Jones et al., 1988), plusieurs autres modèles corrigent les effets d'angle d'incidence solaire (Proy et Leprieur 1985 ; Le Men et Lacaze 1987). Civco (1989), propose un modèle de correction des effets topographiques en zone sinueuse qui nécessite l'utilisation conjointe d'un modèle numérique de terrain "MNT" et des données de télédétection. Un modèle plus complet (Yang, 1992; Yang *et al.*, 1993; Fahsi *et al.* 2000) combine une correction des facteurs topographiques aux facteurs de l'atmosphère ainsi qu'à ceux des conditions d'éclairage solaire et de la géométrie de la visée. La limite de l'utilisation de ces méthodologies réside dans la disponibilité d'un MNT de résolution comparable ou proche de celle de l'image.

Pour éviter, à basse altitude, une confusion entre des communautés végétales (palmeraies, ripisylve et matorral sclérophylle) autres que la forêt tropicale décidue et, à grande altitude, une confusion entre pinède et chênaie, afin de ne garder que la zone où peut se trouver l'écotone, nous avons masqué les altitudes inférieures à 600m et supérieures à 1600m. Pour cela nous nous sommes servis du MNT. Pour éviter une confusion entre versants éclairés et versants à l'ombre, nous les avons masqués successivement pour les classer séparément. Un premier masquage entre exposition nord et sud a été possible en utilisant le MNT, tandis que les versants nord-est, nord-ouest et sud-est, sud-ouest, ont été séparés par une classification non assistée par centres mobiles qui met bien en évidence les différences d'éclairage.

Nous avons procédé à un géoréférencement des images vis-à-vis du MNT et de la topographie en utilisant le logiciel ER Mapper (Silicon Graphics Computer Systems). L'équation utilisée est de degré 3, un modèle local a amélioré la précision et l'erreur maximale est de 3 pixels. Ces données satellitaires ont été classées sur le logiciel ER Mapper en utilisant une méthode non assistée (Centres Mobiles). En effet, nous souhaitons distinguer à partir de leurs valeurs de comptes numériques des unités statistiquement différentes. Pour cela, à partir des valeurs radiométriques des pixels, indépendamment de leurs voisins, nous cherchons à établir le nombre maximum de classes, statistiquement identifiables. La résolution de base de la classification d'image, un pixel de 400m², a la même dimension que l'unité d'échantillonnage de terrain = 400m². Quatre transects de terrain, servent à contrôler la concordance spatiale ou non entre ces classes radiométriques et les unités botaniques identifiées sur le terrain². Ces unités botaniques permettent aussi de vérifier la pertinence et l'efficacité des masques, basés sur l'hypothèse d'une zonation de la végétation en fonction de l'altitude et de l'exposition. Les huit autres transects sont utilisés ultérieurement pour la validation de la classification. Enfin, le champ de vision étant plus limité que sur l'image Landsat, seulement douze des quinze transects sont utilisables sur l'image Spot.

Les données satellitaires sont analysées conjointement à celles de terrain. L'analyse des résultats issus exclusivement des observations de terrain permet de nommer les unités de végétation et leur comportement phénologique (chapitre 4). Les résultats de la classification automatique définissent des unités homogènes de pixels de valeurs numériques proches. L'intégration des deux sources de résultats et l'examen visuel de l'image permettent de vérifier et de conforter le choix de date de prise de vues de l'image (dans le but de discriminer la végétation écotonale), d'associer aux classes de l'image l'unité botanique correspondante, et de vérifier la validité de la cartographie sur une nouvelle série de données de terrain.

5.5 Choix de l'image

D'après la bibliographie (Allen et al. 1969; Kadro, 1981), l'utilisation de la correspondance entre propriétés spectrales et morphologie foliaire (sclérophylle pour les chênes ou feuilles tendres et caduques pour les espèces tropicales) est l'approche appropriée pour étudier les images de saison humide quand les plantes sont pourvues de feuilles.

² Les quatre transects ont été choisis en fonction de leur répartition spatiale : sur le versant océanique comme sur le versant du golfé, l'un est exposé au nord et l'autre au sud.

Les données de terrain concernant le comportement phénologique (tableau 4.9 en chapitre 4) indiquent que la période sèche, novembre-juin, est la plus appropriée pour différencier l'écotone en se basant sur l'opposition entre couvert chlorophyllien et absence de feuilles.

Après visualisation des images, celle de février 1987 a été retenue car elle correspond aux stades phénologiques les plus contrastés, comme l'indiquaient les observations de terrain. A cette saison, nous observons le contraste le plus important entre le couvert fortement chlorophyllien de la chênaie basse, le couvert partiellement chlorophyllien de l'écotone et les sols visibles à travers les espèces décidues (sans feuilles) de la forêt tropicale. Notons que les images prises en fin mai seront caractérisées par une plus nette séparation entre chênaie marcescente à *Q. tuberculata* et chênaie sempervirente de sommet à *Q. devia* et *Pinus lagunae*, cependant, la différence entre chênaie basse, et forêt tropicale décidue sera moins nette à cause de la marcescence des feuilles de cette espèce de chêne.

De septembre à novembre, l'ensemble des orobiomes et de l'écotone sont fortement chlorophylliens et difficilement séparables, même si la forêt tropicale caducifoliée, plus stratifiée, contient plus de biomasse chlorophyllienne que la chênaie. L'opposition entre des zones dégradées à faible couvert végétal et des zones non dégradées chlorophylliennes, sera plus nette sur les images de saison post pluviale (septembre - octobre) et sera donc retenue dans le prochain chapitre pour étudier l'éventuelle dégradation de la végétation due à la pression anthropique.

5.6 Identification de l'écotone

L'analyse des trois canaux des données SPOT montre bien les confusions existant sur les valeurs de comptes numériques entre diverses communautés végétales à basse altitude et aux altitudes les plus grandes, et justifie le masquage de l'image pour ne garder que la tranche altitudinale 600-1600m, correspondant à la zone de répartition des communautés que l'on veut mettre en évidence. Je note aussi les confusions radiométriques créées par l'ombrage. Ceci justifie la démarche de masquage et de classification séparée des versants. Les valeurs de comptes numériques (figure 5.4) des trois groupes issus de la classification par centres mobiles, appliquée à l'image masquée, s'analysent de la façon suivante : dans xs1, un groupe se distingue nettement des deux autres par des valeurs plus fortes de comptes numériques. Ce même groupe se différencie encore dans xs2 par des valeurs nettement plus importantes. Par contre dans xs3, il présente des valeurs intermédiaires aux deux autres classes, distinctes entre elles.

Je peux donc rattacher ces groupes aux unités botaniques précédemment mises en évidence. La forêt tropicale caducifoliée, non chlorophyllienne, correspondant au groupe ayant les plus fortes valeurs de comptes numériques en xs1 et xs2. La chênaie, couvert le plus chlorophyllien, correspond au groupe ayant les plus fortes valeurs de comptes numériques en xs3. L'écotone ayant une activité chlorophyllienne et une densité plus faible que la chênaie, présente des valeurs de comptes numériques plus faibles que celle-ci dans les trois canaux.

L'affectation des orobiomes aux trois groupes est confirmée par le contrôle de la répartition altitudinale de ces groupes sur le MNT.

Par contre la résolution géométrique et spectrale des données SPOT ne permet pas de différencier les différents types d'écotones, mis en évidence avec les données botaniques.

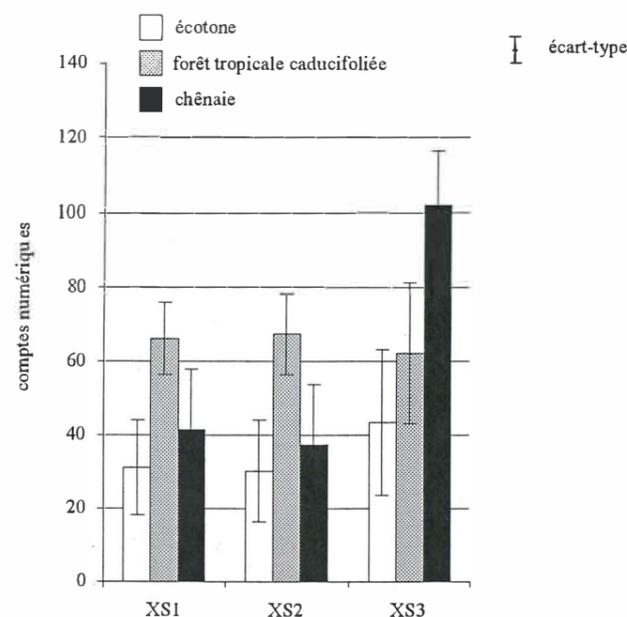


Figure 5.4 Comportement numérique des trois groupes issus de la classification par centres mobiles appliquée à la zone d'altitude comprise entre 600m et 1600m et exposée au nord-ouest sur l'image SPOT, scène de février 1987.

5.7 Distribution géographique de l'écotone

La fusion des quatre classifications séparées : exposition nord-est, nord-ouest, sud-est, sud-ouest, permet d'obtenir une cartographie de la forêt tropicale décidue, de l'écotone et de la chênaie sur une grande partie de la Sierra (figure 5.5). Nous avons validé cette cartographie grâce aux huit transects à pas fins, non utilisés dans la classification (tableau 5.2). Malgré le nombre limité de zones-test, nous pouvons estimer une correspondance entre la cartographie issue de la classification des données satellitales et les données de terrain. La chênaie et la forêt tropicale caducifoliée se confondent très peu et sont plutôt bien classées. On peut néanmoins constater un léger déficit pour la chênaie. Par contre l'écotone est confondu en partie avec la chênaie et plus encore avec la forêt tropicale caducifoliée. Il contribue aux erreurs d'excédents, compréhensibles, dans la mesure où cette unité est une formation entre les deux orobiomes.

Echantillonnage de terrain	Classification (en nombre de zones test)					
	Chênaie	Ecotone	Forêt trop. caducifoliée	Total	Accords (%)	Déficit (%)
chênaie	20	3	1	24	83,3	16,7
écotone	5	26	10	41	63,4	36,6
forêt trop. caducifoliée	1	1	25	27	92,6	7,4
total	26	30	36	92		
accords (%)	76,9	86,7	69,4			
erreur d'excédents (%)	23,1	13,3	30,6			

Tableau 5.2 : Matrice de confusion du contrôle de la cartographie de l'écotone de montagne vis-à-vis des transects de terrain.

On peut supposer que les pixels d'écotone confondus respectivement avec la chênaie et la forêt tropicale caducifoliée correspondent à des sous-types d'écotones, mais il faudrait disposer de données satellitales à plus forte résolution spectrale et géométrique pour s'en assurer. L'application du modèle radiométrique dans l'analyse de l'image et la correspondance trouvée lors de la validation sur les données de terrain ayant dix années de décalage, permettent de conclure que les formations forestières étudiées n'ont pas subi des modifications importantes pendant ce laps de temps. Une éventuelle modification aurait généré, d'une part, une discordance de classes entre les données de terrain et les données de télédétection, ce qui

n'est pas le cas, et, d'autre part, une qualité médiocre du résultat de la validation (Belluzo et Girard 1997).

La comparaison de l'aire d'extension estimée à partir de la classification avec les limites altitudinales observées sur le terrain montre bien l'effet de l'exposition qui se juxtapose à la zonation altitudinale (tableau 5.3). On y remarque que l'écotone recouvre de plus grandes étendues en exposition sud qu'en exposition nord et que la chênaie est beaucoup plus étendue en exposition nord.

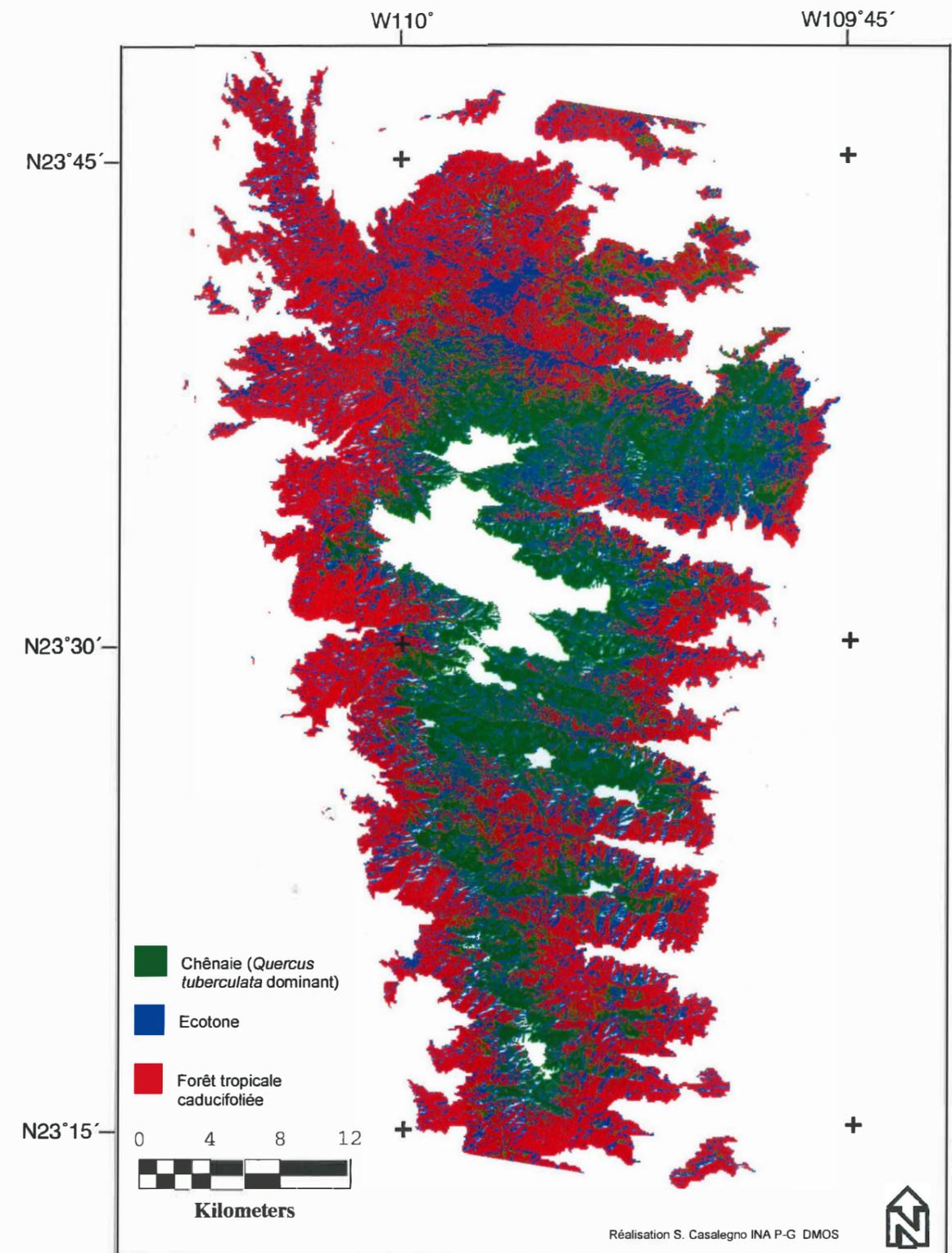


Figure 5.5 : Image Spot rectifiée et classée du massif «Sierra de la Laguna», Basse Californie Sud, Mexique. Scène du 15 février 1987 de la zone comprise entre 600m et 1600m d'altitude (Casalegno et al. 2000).

Orobiome	aire d'extension estimée sur l'image (ha)			Limites altitudinales (m)			
	exp. sud	exp. nord	total	exp. sud moy.	et	exp. nord moy.	et
Chênaie	6644	18415	25059				
Transition	16009	13703	29711	sup. 1350	101	sup. 766	63
forêt tropicale caducifoliée	31412	25536	56949	inf. 1048	67	inf. 1105	60
total (ha)	54065	57654	111719				

Tableau 5.3 : Quantification des aires de recouvrement pour les trois classes issues de la classification d'image et limites altitudinales moyennes de la zone de transition estimées sur la classification à partir du MNT. (exp. = exposition ; inf. = limite inférieure ; sup. = limite supérieure ; moy = moyenne ; et = écart type).

La figure 5.6 permet la comparaison entre la cartographie de la zone de transition (figure 5.5) avec la carte de la répartition potentielle de la végétation de transition (figure 3.3 chapitre prémodèle). La superposition des deux couches de données montre une correspondance des répartitions spatiales avec néanmoins une plus grande extension de l'écotone sur la carte obtenue à partir de l'image satellitale. Un décalage des deux couches de données existe mais les traits généraux de la répartition de la végétation de transition et ceux de la végétation potentielle sont spatialement comparables et suivent un même motif. Les facteurs non analysés (ex.: les expositions intermédiaires, les variations édaphiques locales et la modification du couvert sous la pression anthropique) peuvent être à l'origine du décalage entre les deux couches. La translation verticale est supérieure aux 200 m de dénivelé calculée d'après les données bibliographiques (c.f. chapitre 2 et 3). Les données de terrain quantifient cette transition d'environ 250 m-350 m de différence.

Ces résultats concordent avec les études effectuées sur différentes végétations de montagne (Van der Maarel, 1976; Ozenda, 1985) qui montrent que le gradient thermique altitudinal est le facteur écologique déterminant pour l'étagement des orobiomes (anthropisation exclue), mais que l'humidité et la composante édaphique interviennent respectivement pour nuancer la hiérarchie des facteurs limitants.

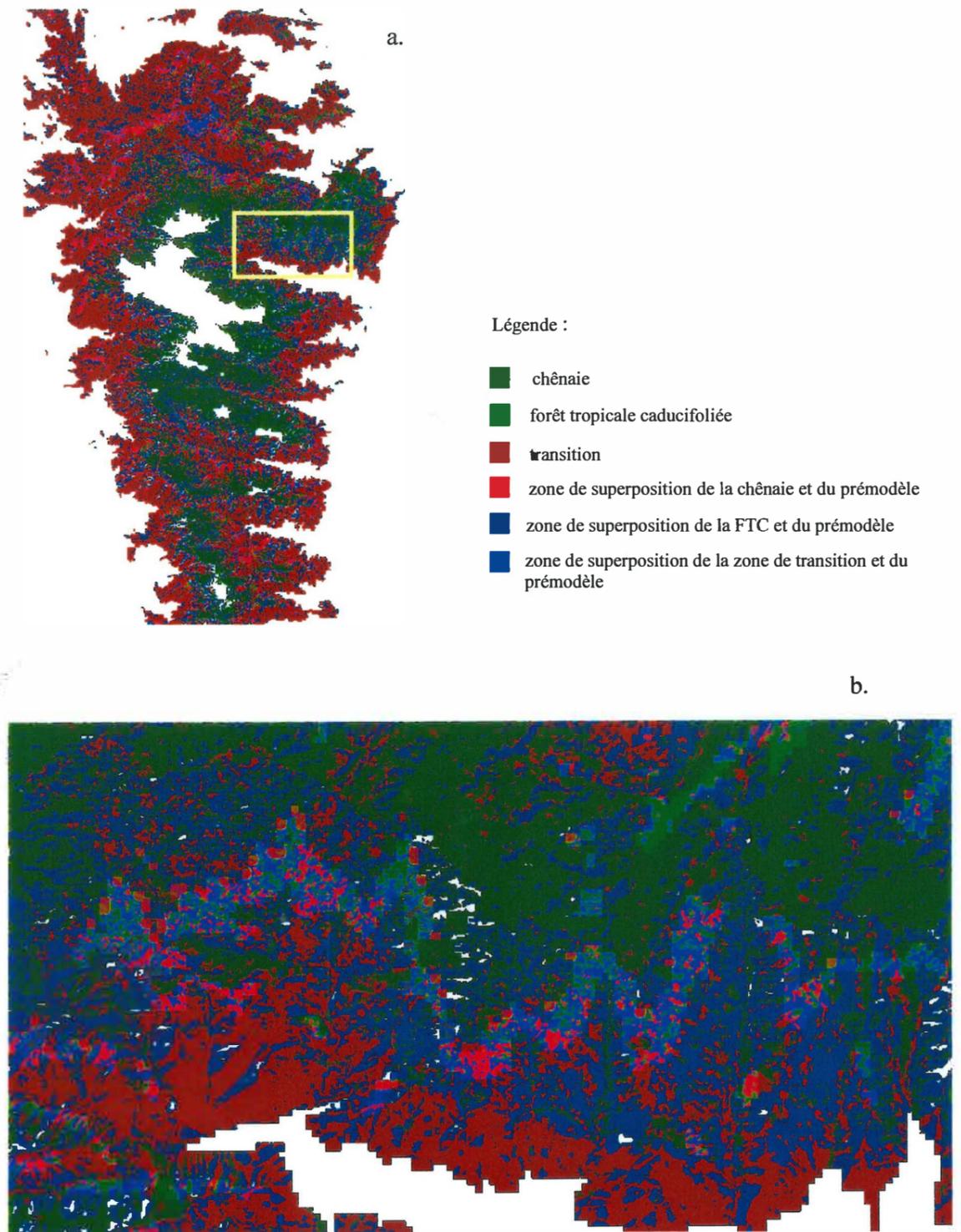


Figure 5.6 : (a) Superposition de la cartographie de la zone de transition (figure 5.5) avec la carte de la répartition potentielle de la végétation de transition « prémodèle » (figure 3.3). (b) détail (extrait du cadre jaune de la figure 5.6a).

5.8 Conclusion

Le MNT et les données satellitales contrôlées par les observations de terrain, ont permis de vérifier les facteurs de répartition géographique des diverses communautés végétales et en particulier de montrer :

- 1) l'existence radiométrique de l'écotone,
- 2) la différence de distribution et d'étendue de l'écotone en fonction de l'altitude et de l'exposition,
- 3) la possibilité de cartographier les communautés végétales à moyenne échelle (de 1 : 50000 à 1 : 250 000).

Ces résultats permettent d'envisager l'utilisation d'images anciennes afin d'évaluer les modifications affectant ces communautés végétales, et de surveiller et gérer une zone de réserve où un certain nombre de conflits influencent l'utilisation de l'espace. Ils montrent la complémentarité entre les données de terrain et les données satellitales, particulièrement dans des zones d'accès difficile. Ceci est possible à condition que les résolutions spectrales (bonne adéquation des bandes spectrales Spot xs) et géométriques (900 - 400m²) des données de télédétection soient compatibles avec les phénomènes à décrire et cartographier, c'est à dire l'étagement de la végétation de montagne, et que l'on puisse disposer de données acquises aux périodes les plus favorables pour cette discrimination spectrale, c'est à dire au début de la saison sèche dans la région du Cap de Basse Californie.

Par ailleurs, l'analyse des données de télédétection a permis de constater que les images acquises entre novembre et avril-mai permettaient de bien discriminer le contraste entre orobiomes tempérés et tropicaux secs, tandis que les images de la période post-pluviale (septembre – novembre) pourraient servir à étudier les zones dégradées, faiblement couvertes par la végétation chlorophyllienne.

Dans le prochain chapitre, la méthodologie de traitement d'image à l'aide du MNT servira à l'analyse de l'image Landsat TM prise en période humide post pluviale afin de cartographier les motifs de dégradation de la végétation écotonale.

5.9 Résumé

L'analyse de données satellitales conjointement à un MNT, à la cartographie numérisée, et aux données de terrain, a permis d'identifier et de connaître la distribution spatiale de la transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie. Les résultats obtenus montrent :

- l'existence radiométrique de l'écotone sur les images de février, quand le contraste entre la phénologie foliaire des milieux étudiés est le plus prononcé,
- la différence de distribution et d'étendue de l'écotone en fonction des facteurs abiotiques,
- la nécessité de s'appuyer sur des données de terrain et du MNT pour cartographier ces communautés végétales,
- la possibilité d'utiliser des images anciennes afin d'étudier les milieux de transition, d'évaluer les modifications affectant les milieux forestiers en utilisant des images de la période post-pluviale quand le contraste entre végétation chlorophyllienne et végétation perturbée peu chlorophyllienne est le plus prononcé et de proposer des suggestions et des conseils aux gestionnaires des milieux naturels.

Chapitre 6. Analyse multi-niveaux de l'effet des perturbations anthropiques sur l'écotone et les orobiomes.

6.1 Effet du pâturage sur la structure de la biomasse de la végétation de la forêt tropicale
décidue : résilience après 10 années.page 118

6.2 Effet de la perturbation anthropique sur les orobiomes forêt tropicale caducifoliée,
chênaie, et sur la zone de transition.page 123

6.3 Effet de l'altitude et de la compétition inter-spécifique sur l'état de la structure des stades
de développement des espèces représentatives du couvert ligneux.page 129

6.4 Interaction entre les perturbations et l'écologie des orobiomes. page 132

6.5 Conclusion.....page 139

**Chapitre 6. Analyse multi-niveaux de l'effet des perturbations anthropiques sur
l'écotone et les orobiomes.**

Une perturbation peut être définie comme un changement soudain des ressources dans une unité de paysage qui se traduit par un changement perceptible dans les réponses des populations (Bazzas 1983).

Les réponses des populations aux perturbations dépendent de leur répartition spatiale, de leur densité, de leur âge et de leur structure démographique (longévité, croissance et plasticité), de leur variabilité génétique et de leurs modes de relations interspécifiques. Bien que les données récoltées sur le terrain soient nombreuses et que les données de télédétection apportent une information quantitativement très exhaustive, l'ensemble des données nécessaires à l'appréciation et à l'estimation précise de l'effet de la perturbation anthropique sur la végétation du massif ne sont pas disponibles à l'heure actuelle. Je me réfère, par le terme "perturbation anthropique", à deux grands types d'interaction entre la végétation forestière et les facteurs exogènes : interaction directe et indirecte. Par les perturbations directes j'entends les activités (passées, présentes et futures) agricoles d'élevage extensif du bétail, et ses activités annexes comme l'extraction de bois, ou encore de fourrage. Les perturbations indirectes se réfèrent à l'éventuelle variation climatique d'origine anthropique.

L'objectif de cette dernière partie de la thèse est de faire un premier état des lieux de la pression anthropique sur le massif, de proposer des hypothèses d'étude ultérieures et des conseils de gestion et d'aménagement des forêts, afin de contribuer à une meilleure utilisation.

Pour cela, j'explique l'utilisation de la sensibilité de la zone écotonale aux perturbations dans une perspective d'aménagement durable. Je propose un travail conçu sur différents niveaux d'analyse : la parcelle, la vallée et l'ensemble du massif. Les étapes de réalisation d'un tel travail sont :

- 1) la comparaison d'une parcelle localisée dans une zone pâturée et d'une parcelle expérimentale qui n'a pas reçu de bétail pendant 10 années
- 2) la comparaison sur une même vallée entre un transect fortement perturbé et un transect moins perturbé

3) la comparaison de la structure des stades de développement des espèces dominantes en situation de coexistence,

4) la localisation des zones perturbées par télédétection sur une image satellitale.

Les points 1 et 2 apportent des éléments de discussion de l'hypothèse d'étude 2 (c.f. chapitre 1.5) concernant la variation de la végétation sous pression anthropique. Les résultats issus du point 3 s'intègrent dans le test de l'hypothèse d'étude 5 concernant l'état d'équilibre démographique des espèces en compétition. En même temps, ce point d'étude est utilisé pour montrer l'intérêt d'analyser les écotones comme milieux indicateurs de fragilité. La quatrième partie de ce chapitre permet d'extrapoler les informations ponctuelles observées sur le terrain, concernant l'impact de l'homme sur la végétation, à l'ensemble du massif.

Une fois validée la concordance du traitement d'image avec le prémodèle, je teste la corrélation entre le prémodèle de perturbation et la carte des zones dégradées, afin de vérifier si la faible densité du couvert végétal rencontrée dans les milieux de transition fournit bien un indicateur de perturbation.

L'ensemble de ces quatre points permet d'éclairer la relation entre végétation naturelle et perturbations anthropiques.

6.1 Effet du pâturage sur la structure de la biomasse de la végétation de forêt tropicale décidue : résilience après 10 années.

Depuis 1988, le CIBNOR a maintenu isolée du bétail une parcelle expérimentale de végétation de 1 ha à l'intérieur de la réserve (vallée la Zorra 23°29,98'N - 109°48,57'W à 480m snm). La parcelle se localise dans la forêt tropicale caducifoliée, à environ 300 m de distance d'une exploitation agricole, le "rancho vieho". La ferme familiale produit exclusivement de la viande et des produits dérivés (fromage) d'origine bovine. Les chèvres n'affectent donc pas la végétation forestière à cet endroit. Les conditions climatiques, topographiques stationnelles des deux parcelles sont équivalentes. Les deux sites sont éloignés d'environ 20m.

Après avoir échantillonné une aire de 400m² dans cette parcelle et une autre parcelle adjacente de 400m² de végétation dans un site pâturé, je compare la diversité, la structure spatiale et la structure de la biomasse, entre les deux sites.

Les données récoltées sont :

- densité des espèces ligneuses
- diamètre, hauteur, couverture de la canopée des espèces arborescentes

La comparaison de la diversité entre sites pâturés ou non pâturés peut fournir des éléments importants car la capacité d'autorégulation d'un réseau trophique sera d'autant plus grande que la diversité des cheminements d'énergie sera importante (Frontier et Viale 1993). La diminution de biodiversité sur les milieux pâturés pourrait donc diminuer la capacité d'autorégulation du système forestier en examen.

Ensuite, j'étudie la structure de la biomasse des arbres, organisée par effectifs de classes de diamètres distincts car cela permet d'estimer directement les spectres de «stades de développement» d'une population. En théorie, une courbe classe de diamètres / effectifs ayant une forme en "J inversée", représente des milieux stables en équilibre. Les variantes à cette distribution sont, suivant le cas, représentatives d'un milieu en déséquilibre, soit déclinantes, soit en expansion. L'analyse et l'interprétation de ces courbes présentent donc un intérêt dans la compréhension de l'état des peuplements et leur résilience, pour la parcelle expérimentale et de la réaction à la pression du pâturage pour les milieux ouverts. Par le terme « résilience », on se réfère à l'aptitude d'une population à retourner à l'état d'équilibre antérieur suite à une perturbation.

Bien que j'ai pu observer des cercles de croissance sur une section coupé de tronc de *L. divaricata*, en milieu tropical les cercles de croissance sont très irréguliers et, a priori, ne permettent pas une approche dendrométrique. La structure des diamètres des troncs reste donc une moyenne démoécologique (ou démographique) adimensionnelle, c'est à dire sans quantification temporelle. Je décris donc la structure des diamètres des troncs en utilisant une moyenne démoécologique afin de comparer l'effet du pâturage sur la parcelle et comprendre la réponse des peuplements en compétition intra-spécifique.

Résultats

Les résultats de l'étude (figure 6.1, tableaux 6.1 et 6.2) montrent que sur les deux parcelles, *L. divaricata* est l'espèce arborescente dominante de la canopée pour la hauteur, la couverture et de la densité. *Jatropha vernicosa* est l'espèce la plus importante dans la parcelle pâturée. Sa fonction indicatrice de milieu sous pression d'élevage est vérifiée.

La parcelle expérimentale a une canopée homogène et haute (12m), la densité des espèces est forte plus particulièrement pour les arbrisseaux.

La parcelle pâturée a une canopée plus basse (7m), peu recouvrante (40% du sol). La densité des espèces est plus faible que dans la parcelle expérimentale et la strate la plus dense celle des arbustes. Les lianes bien que moins diverses (2 espèces vis-à-vis de 3), sont plus denses dans le milieu pâturé plus éclairci car les lianes sont des espèces héliophiles.

	Parcelle expérimentale					
	arbres	arbustes	arbrisseaux	succulentes	lianes	tot.
densité	54	121	251	37	10	473
diversité	7	10	10	5	3	35
couverture totale canopée %						80

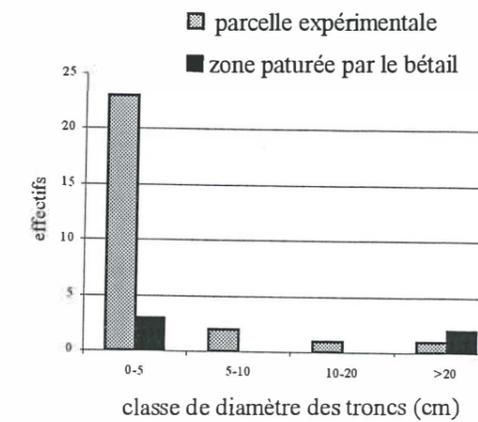
	Parcelle pâturée par le bétail					
	arbres	arbustes	arbrisseaux	succulentes	lianes	tot.
densité	19	113	85	22	50	289
diversité	5	8	7	5	2	27
couverture totale canopée %						40

Tableau 6.1 : Effet du pâturage sur la densité et la diversité spécifique des espèces ligneuses par strate et par parcelle de 400m². (arb. = arbres, arbu. = arbustes, arbs = arbrisseaux).

caractère structural	espèces	Parcelle expérim.	Parcelle pâturé
hauteur (m)	<i>Lysiloma divaricata</i>	12	7
	<i>Bursera microphylla</i>	0,9	0,4
	<i>Erythrina flabelliformis</i>	0,5	6
	<i>Jatropha vernicosa</i>	1,8	2,1
couverture (%)	<i>Lysiloma divaricata</i>	65	25
	<i>Jatropha vernicosa</i>	6	19
	<i>Erythrina flabelliformis</i>	>1	10
	<i>Bursera microphylla</i>	>1	>1
densité (pieds/parcelle)	<i>Lysiloma divaricata</i>	28	5
	<i>Bursera microphylla</i>	11	4
	<i>Erythrina flabelliformis</i>	3	6
	<i>Jatropha vernicosa</i>	12	23

Tableau 6.2 : Impact du pâturage sur la structure du couvert végétal.

Lysiloma divaricata



Jatropha vernicosa

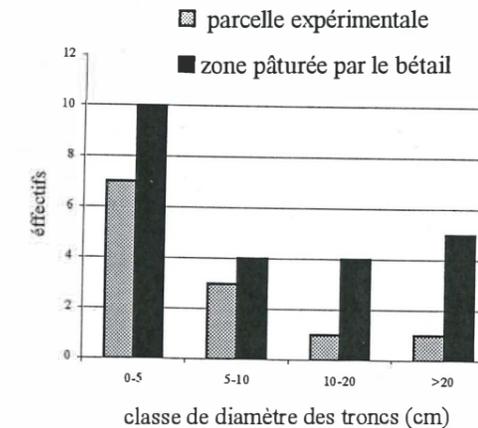


Figure 6.1 : Effet du pâturage sur la structure du spectre de «stades de développement» décrit par les diamètres des troncs des espèces arborées *Lysiloma divaricata* (Fabaceae) et de l'arbrisseau *J. vernicosa* (Euphorbiaceae).

La diversité spécifique est plus importante dans le milieu épargné par le bétail que dans le milieu pâturé.

Les populations de *L. divaricata* sont en équilibre (courbe en "J inversé") dans la parcelle expérimentale et en fort déséquilibre dans la zone pâturée. Ici, la régénération est faible (classe 0-5) et les classes intermédiaires sont absentes : pas de réussite reproductive.

J. vernicosa, domine la strate des arbrisseaux dans le milieu pâturé. Sa densité est égale à 27% de la strate, l'espèce *Carlowrightia californica* (Achantaceae) a une densité égale à 14 % des arbrisseaux. Dans la parcelle expérimentale, la situation est inversée, *J. vernicosa* (densité = 5 %) est dominée par *C. californica* et par d'autres espèces de la strate des arbrisseaux. La présence de bétail favorise la réussite reproductive et la productivité de biomasse de *J. vernicosa* vis-à-vis des autres espèces. Les composants de la sève rougeâtre de cette plante (une Euphorbiaceae) pourraient être à l'origine de sa protection contre l'herbivore.

Les populations de *J. vernicosa* sont en équilibre (courbe en "J" inversé) dans la parcelle expérimentale et en faible déséquilibre dans la zone pâturée, où la régénération et la survie des plantes sont vérifiées. Cependant, une forte densité d'individus âgés indique que la population est en décroissance. La formation évolue vers une sorte de broussaille dominée par l'arbuste *Tecoma stans* (Bignoniaceae) qui participe à mesure de 20 % à la densité de la strate dans la parcelle expérimentale et à 76% à la densité dans le milieu pâturé.

Conclusion

La disparition de la pression du pâturage depuis 10 ans a permis à la végétation de type forêt tropicale décidue d'évoluer vers une formation plus haute, dense, recouvrante et diversifiée. Après un intervalle de 10 ans, ces résultats mettent en évidence une forte potentialité à la résilience de la végétation et en particulier de l'espèce *L. divaricata*.

Le bétail affecte fortement les espèces dominantes du couvert arborescent (*L. divaricata*) et entraîne l'évolution de la végétation vers une structure broussailleuse dominée par les arbustes, dont l'espèce *T. stans* est la plus importante (76% de la densité totale d'arbustes).

Au niveau de la parcelle, le recouvrement végétal décroît sous la contrainte du pâturage. Par la suite, j'élargis l'analyse des variations du couvert à l'ensemble d'une vallée. Il s'agit de

comparer l'effet des perturbations anthropiques directes sur l'ensemble de la végétation répartie sur un versant de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie.

6.2 Effet de la perturbation anthropique sur les orobiomes : forêt tropicale caducifoliée, chênaie, et zone de transition.

L'évaluation de l'impact anthropique sur la végétation se fait par la comparaison entre deux milieux affectés par différents niveaux d'anthropisation. A cette fin, je compare deux transects "sa1" et "sa2" (voir en chapitre 4.2 figure 4.3a) caractérisés par des contraintes abiotiques équivalentes : même condition d'exposition (Nord), même versant (extrémité nord du massif), même latitude, pentes similaires (plus prononcée en altitude), même intervalle altitudinal (entre 700m et 1250m). Les deux transects sont localisés dans la vallée San Antonio della Sierra, milieu le plus perturbé si l'on considère les données bibliographiques et le prémodèle (chapitre 2 et 3).

Le transect "sa1" est localisé au voisinage d'une piste d'accès au massif qui conduit au sommet de la "Sierra la Victoria". Cette piste, utilisée par des véhicules et par le bétail qui broute le long du chemin, serpente entre le fond de vallée (où sont localisées les exploitations) et les sommets. Principalement en saison sèche, le bétail monte en altitude pour chercher les cours d'eau encore actifs. Les troupeaux des exploitations agricoles de la vallée S. Antonio della Sierra sont mixtes : bovins et caprins. Des chiens sont utilisés pour accompagner les chèvres dans des séjours journaliers en amont de la piste. Ainsi le transect "sa1" est soumis à une forte pression anthropique et animale.

Le transect "sa2", parallèle au transect "sa1" et situé plus à l'Ouest dans le massif, est éloigné de la piste. L'atténuation de la pression anthropique et animale provient ici de l'éloignement spatial et des difficultés de déplacement sur une topographie très accidentée et de plus en plus escarpée en altitude. L'anthropisation est en général plus importante sur la limite altimétrique inférieure des transects car ils sont plus proches des exploitations agricoles.

La comparaison entre transects est faite en tenant compte du milieu d'étude (transition ou orobiomes), de la densité des espèces arborées, de la biodiversité, de l'endémisme, et de la structure démographique des plantes représentatives.

Résultats

La contribution de *Q. tuberculata* et *L. divaricata* à la couverture arborée totale (tableau 6.3) est plus faible dans les milieux moins perturbés (81% transect "sa2") que dans les milieux perturbés (90% transect "sa1"). Par contre, la couverture arborée totale est plus importante dans les milieux moins perturbés qui ont une plus grande diversité. L'aire boisée diminue avec la perturbation¹.

	sa2 faible perturbation	sa1 forte perturbation
contribution à la couverture arborée totale de <i>Quercus</i> + <i>Lysiloma</i>	81 %	90 %
couverture <i>Quercus</i> + <i>Lysiloma</i> (m ²)	3797	4109
couverture totale des arbres (m ²)	4710	4550
total aire échantillonnée (m ²)	4800	4800
total aire boisée (%)	98%	95%

Tableau 6.3 : Différence de recouvrement de la canopée en fonction de deux niveaux de pression anthropique. Poids en % du recouvrement des deux espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata* en relation au recouvrement total de la canopée.

Ces résultats sont en accord avec les résultats d'une étude chronologique s'étalant sur 33 ans en milieu montagnard (Gunilla et al. 2000) et d'autres études sur l'évolution de la végétation sous pression anthropique (Naveh et Whittaker 1980, Cross 1981) concernant la modification sous la pression anthropique de la structure des forêts vers un type broussailleux - forêt ouverte.

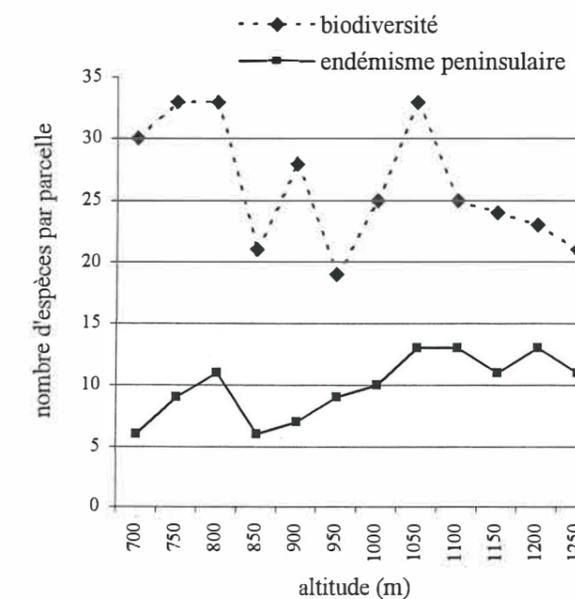
Les caractères généraux de variation de la biodiversité et de l'endémisme sont en accord avec ceux présentés en chapitre 4 ; la biodiversité décroît en altitude avec des pics de maximum dans l'écotone, l'endémisme croît en altitude avec des pics sur les milieux de transition (figure 6.2 et figure 4.10 en chapitre 4).

Les perturbations anthropiques affectent la végétation en diminuant le niveau de biodiversité sur les orobiomes. L'écart est plus accentué dans la forêt tropicale caducifoliée que dans la chênaie (par exemple, 18 et 21 espèces à 1250m; 20 et 30 espèces à 700m). La

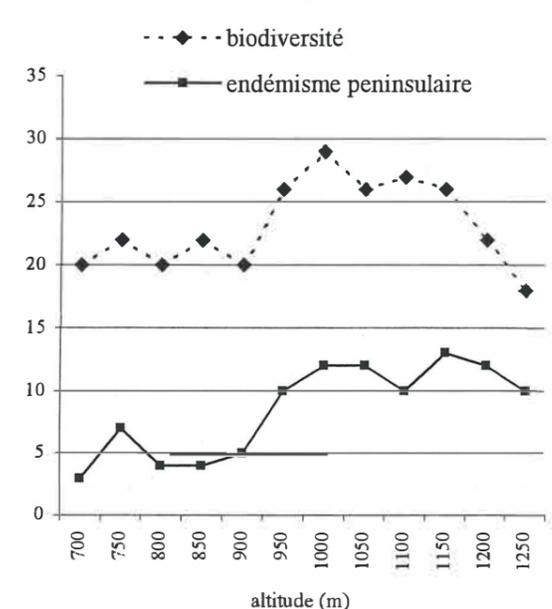
plus forte perturbation en fond de vallée peut être à l'origine d'un écart aussi important ; ces résultats coïncident avec ceux constatés dans la parcelle expérimentale.

Dans la zone de transition entre 850m et 1150m, la situation est opposée. Les milieux les plus perturbés sont les plus différenciés. A 4 niveaux altitudinaux sur sept (850m, 950m, 1000m, 1100, 1150m) la biodiversité est plus importante dans les parcelles du transect "sa1" que dans celles de "sa2". La canopée plus ouverte et hétérogène des milieux de transition peut favoriser l'installation d'une flore diversifiée et adaptée à ces milieux. Le bétail pourrait aussi favoriser la zoochorie et apporter des nouvelles espèces, source de la diversité accrue. La relation entre diversité et perturbation anthropique est un sujet débattu, (Mackey et Currie 2000) les études empiriques et modèles explicatifs sont souvent en contraste.

transect "sa2" anthropisation modérée



transect "sa1" forte anthropisation



Figures 6.2 et 6.3 : Différence entre la biodiversité et l'endémisme sur deux gradients d'altitude soumis à une intensité différente de pression anthropique.

¹ Les données concernent la somme des canopées des arbres qui, dans les parcelles, peuvent se superposer et générer une aire de couverture supérieure à l'aire d'échantillonnage de 400m².

Compte tenu des résultats de la densité d'arbres, la comparaison de la structure démographique (structure des stades de développement) est faite sur les espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata*. Pour cela, j'ai regroupé les individus en 6 classes correspondant à des stades successifs de développement des arbres, en me basant sur le principe de la croissance du diamètre des troncs selon le développement et le vieillissement des phanérophytes. Les variations de la densité des formations arborées, de la pente du terrain, de la microtopographie et de la différence altitudinale peuvent générer des variations dans les diamètres des troncs des individus, qui ont le même stade de développement, mais qui sont soumis à différentes contraintes. Ceci peut être une source d'erreur dans les affectations des individus dans l'une ou l'autre classe. La méthode proposée limite ce risque d'erreur d'affectation. L'effet de la différence altitudinale est contrôlé car je compare des milieux situés sur des intervalles d'altitude² restreints et équivalents pour l'ensemble du gradient considéré. Les transects sont composés de parcelles situées sur les crêtes (c.f. chapitre 4.2) et non dans les micro-vallées pour standardiser les conditions de la microtopographie. La densité des plantes est comparable et homogène (c.f. chapitre 4 test ANOVA en annexe 7). Enfin, j'ai différencié 4 classes (pousse, jeune, adulte et vieux) correspondant à des intervalles de 15 cm de diamètre. Deux autres classes ont été différenciées : les plantules (*seedlings*, individus de diamètre = < 0,3 cm, au stade cotilédone) sont des plantes d'un an, avec deux ou trois feuilles. Les plantes mortes, enfin, représentent la dernière classe. L'interprétation des résultats doit prendre en compte certaines particularités propres à ces deux classes. Dans l'interprétation d'une courbe théorique en "J inversé", les individus morts ne doivent pas intervenir. Les plantules sont indicatrices de la potentialité reproductive limitée à un intervalle de temps d'un an ou deux, des variations climatiques annuelles peuvent affecter la régénération. La réussite reproductive est mieux décrite par le nombre de pousses (plantules qui ont survécu au premier état de développement).

Suivant les cas, la faible représentation (voir l'absence) d'une classe est plus ou moins prononcée. Elle est le signe d'un déséquilibre démographique plus ou moins important.

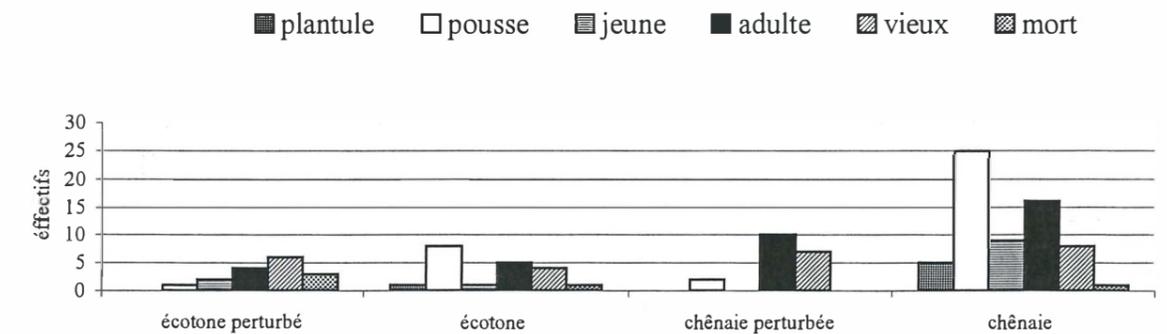
La vallée de S. Antonio est dans son ensemble perturbée par l'action de l'homme (figure 6.4). Les résultats sur la structure démographique montrent des populations perturbées dont le déséquilibre est représenté par des différences de distribution vis-à-vis d'une distribution logarithmique décroissante.

² Les intervalles altitudinaux sont définis par la méthode des fenêtres glissantes, chapitre 4.

L'ensemble des populations est en déséquilibre à l'exception de *Lysiloma* dans l'écotone perturbé. Bien que la perturbation n'ait pas affecté fortement le recouvrement de la zone peu perturbée, la structure des stades de développement est en déséquilibre. Les communautés de la réserve dans l'extrémité nord du massif (Sierra la Victoria) sont déjà fortement perturbées.

Dans l'écotone, les *Lysiloma* sont en état d'expansion (forte densité de pousses). Les perturbations affectent négativement cette reproduction (la densité est inférieure dans l'écotone perturbé).

Quercus tuberculata



Lysiloma divaricata

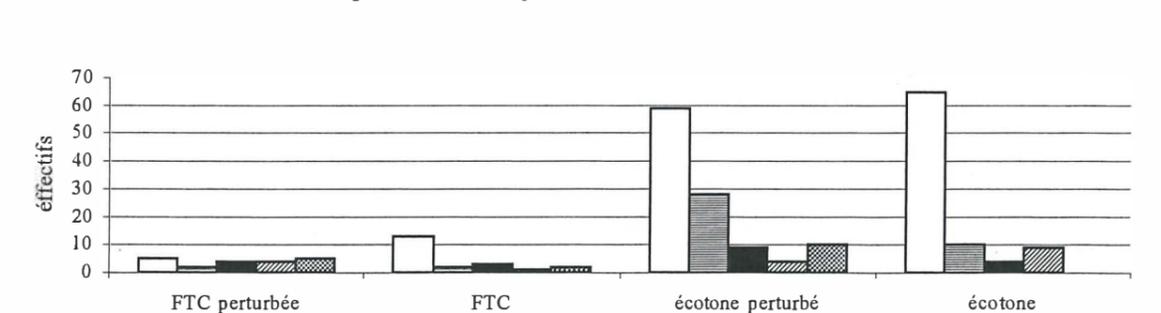


Figure 6.4 : Comparaison de la structure démographique des différentes populations dans les orobiomes et l'écotone de *Q. tuberculata* et *L. divaricata*. Le milieu perturbé correspond au transect "sa1" en opposition au transect "sa2".

Dans l'orobiome FTC, la perturbation affecte fortement la régénération et la survie des *Lysiloma*. Le milieu peu perturbé "sa2" est en déséquilibre (faible régénération) mais moins affecté que le milieu perturbé "sa1" dont la population est fortement déclinante.

Dans la population de *Lysiloma* observée jusqu'à maintenant (y compris la parcelle expérimentale et son homologue), je n'ai pas répertorié de plantules. J'ai observé que *L. divaricata* se multiplie végétativement par stolons. Une autre observation est faite sur les fruits : une population d'insectes (peut-être des *Lepidoptères* ?) se développe dans les gousses de *Lysiloma* et souvent parasite la totalité des fruits. Ces éléments suggèrent l'hypothèse que la régénération de *Lysiloma* se fait surtout par voie végétative.

La chênaie est en état déclinant, critique pour les milieux perturbés. Dans les milieux moins anthropisés, "sa2", la chênaie semble plus équilibrée sans montrer une situation de déclin nette. La potentialité reproductive des chênes *Q. tuberculata* observée en 1998 est plus limitée dans l'écotone que dans l'orobiome.

Quercus a une distribution plus équilibrée que *Lysiloma* dans son orobiome : la chênaie est moins perturbée que la FTC. Cet constat est en accord avec une situation de forte perturbation en fond de vallée décroissante en altitude. Dans les milieux très perturbés le déséquilibre est relativement moins prononcée.

Conclusion

Comme je l'ai observé au niveau de la parcelle, on constate à l'échelle locale d'une vallée, que les perturbations induites sur la végétation entraînent une diminution du couvert arborescent et de la diversité dans les orobiomes.

Dans l'écotone, les chênes sont en déséquilibre, dans l'écotone perturbé, le couvert arboré des chênes décline en faveur d'une végétation broussailleuse. L'action anthropique agit aussi en faveur du déclin des populations de *Lysiloma*, qui se régénère moins dans l'écotone et décline sous la pression anthropique à basses altitudes.

6.3 Effet de l'altitude et de la compétition inter-spécifique sur l'état de la structure des stades de développement des espèces représentatives du couvert ligneux

L'analyse qui suit concerne l'ensemble des 15 transects à pas fin, représentatifs des vallées exposées au nord sur l'ensemble du massif (latitude nord, centre et sud, versants océanique et du golfe). C'est un niveau d'analyse propre à l'écologie du paysage car je compare sur des échantillons représentatifs de l'ensemble du massif, cinq milieux d'étude caractérisés tantôt par la dominance de *Lysiloma divaricata* vis-à-vis de *Quercus tuberculata*, tantôt le contraire. Les milieux comparés sont les deux orobiomes et trois zones de transition : l'une est dominée par les chênes, l'autre par *Lysiloma* et une intermédiaire (dominance de la canopée maximum = 60% en faveur d'une espèce). Le critère de dominance utilisé est l'aire basale. La méthode proposée prend en compte le niveau altitudinal des parcelles car la condition de dominance d'un couvert vis-à-vis de l'autre est, comme il a été expliqué en chapitre 4, fonction de l'altitude (notion d'étagement). La répartition des individus dans les classes et les éléments d'interprétation des graphiques effectifs / classes de développement viennent d'être discutés précédemment (chapitre 6.2).

Une information supplémentaire est donnée par l'étude de la variation de la structure des autres espèces représentatives dont j'ai mesuré le diamètre des troncs : *Dodonaea viscosa* et *J. vernicosa*. Ces mesures, organisées en classes de développement par formation forestière³, permettent d'élargir la compréhension de l'état des formations forestières en compétition.

Résultats

L'ensemble des populations des *Q. tuberculata* et des *Lysiloma* sont en déséquilibre à l'exception des *Lysiloma* dans 2 milieux de transition et dans la FTC (figure 6.5). Dans la forêt tropicale caducifoliée, les *Lysiloma* ont une bonne réussite régénératrice. On observe des résidus anciens de chênes (plantes mortes).

Dans la chênaie, au contraire, la population des *Lysiloma* est représentée par des plantules et très peu de jeunes. Les chênes ont un certain déséquilibre, les stades de développement, pousses et jeunes, ainsi qu'adultes et vieux, sont abondants.

³ Utilisation des coupures nises en évidence par la méthode des fenêtres glissantes.

Dans les trois milieux de transition, la population de *Lysiloma* est en expansion : très nombreuses pousses et jeunes. Tandis que celle de *Quercus* décline : très nombreux vieux. Le déséquilibre de population des chênes s'accroît avec les altitudes basses.

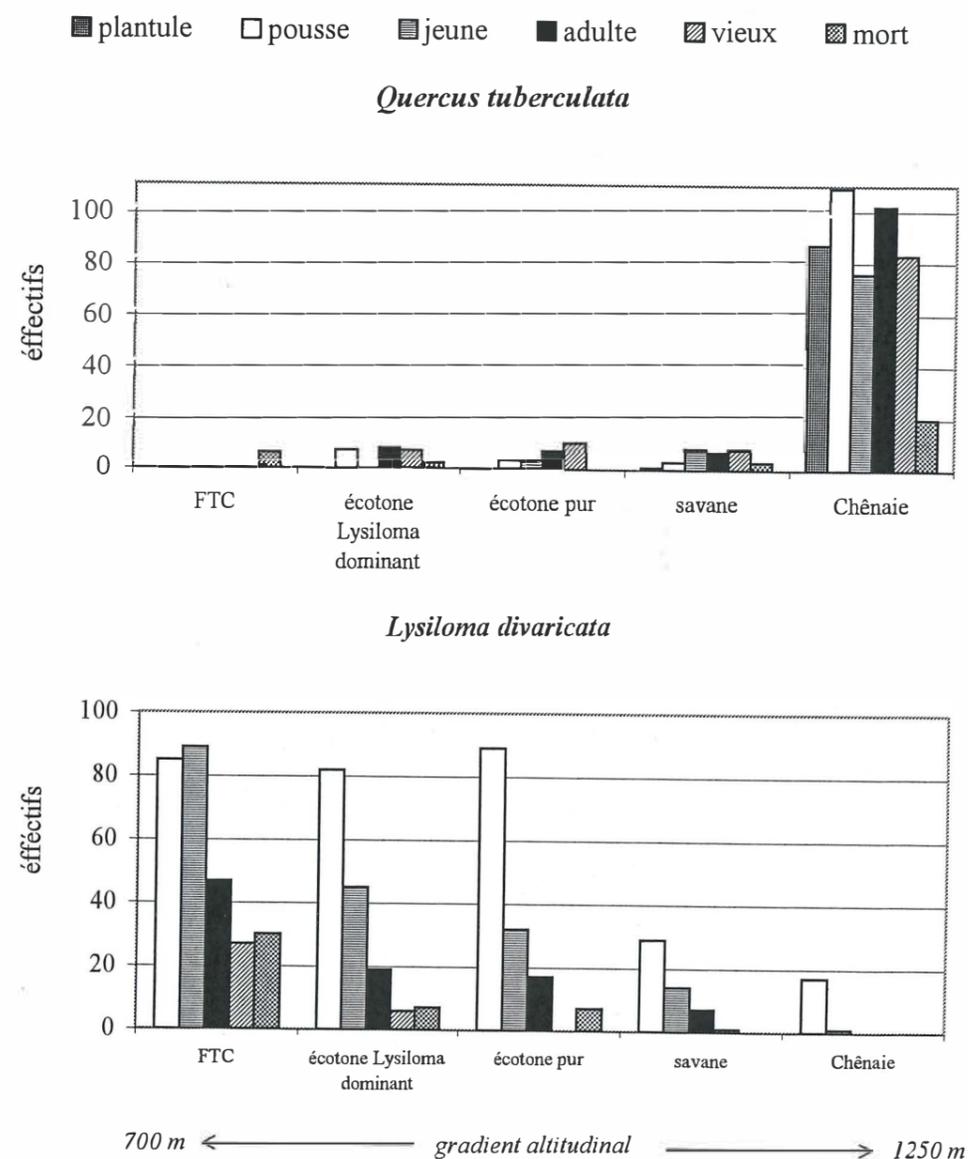


Figure 6.5 : Variation de la structure des stades de développement des deux espèces d'arbres dominants en fonction du gradient altitudinal. Dans « l'écotone Lysiloma dominant », *Lysiloma* représente plus de 90% de l'aire basale totale des deux espèces.

L'analyse de la structure des stades de développement des autres espèces représentatives, dont j'ai échantillonné le diamètre, montre un état d'équilibre de la population de *Dodonaea* viscosa dans la chênaie et dans l'écotone haut, un état déclinant ailleurs (annexe 7). *Jatropha*

vernica a des populations en équilibre sur toutes les altitudes testées (entre 700 et 1200m à intervalles de 100m). *Erythrina flabelliformis* a des populations perturbées, qui sont en expansion à 800m, 900m, 1100m et en déclin à 1000m. Les populations de *Bursera microphylla* déclinent dans la FTC, sont stables ou légèrement perturbées entre 800 et 1050m, et en expansion dans la FC. Cette espèce se régénère à toute altitude, mais plus fortement dans la FC. En conclusion, on observe une invasion des *B. microphylla* dans la chênaie, une évolution de la savane de transition vers la broussaille et de l'écotone pur en FTC.

La prise en compte des données sur la structure des stades de développement des espèces en coexistence (*Quercus* et *Lysiloma*), et des populations prises en examen séparément (*Dodonaea*, *Jatropha*, *B. microphylla* et *E. flabelliformis*) et analysées en fonction des orobiomes, préalablement définis (chapitre 4), permet d'associer un état de stabilité-déclin-expansion à des conditions de compétition et d'intervalles écologiques. Ces résultats décrivent un déplacement des strates d'étagement vers l'altitude.

L'analyse d'un ensemble de parcelles de la même aire d'échantillonnage correspondant à une zone homogène de chênaie, ou de FTC, en relation avec une ou plusieurs contraintes (bétail et fréquentation humaine dans mon cas), est intéressante pour comparer l'état de fragilité (exemple de la parcelle expérimentale non broutée). L'analyse des populations d'espèces représentatives des orobiomes au niveau de l'écotone a deux avantages :

1) connaître l'état de stabilité-déclin-expansion et remplacement éventuel d'une espèce par une autre. Pour vérifier le remplacement, il faut considérer la dimension temporelle de dynamique végétale, préoccupation qui ne sera pas suivie dans cette étude.

2) Associer les motifs spatiaux de répartition des transitions entre orobiomes à la limite de la répartition écologique entre espèces et donc, par corollaire du point (1), étudier la relation directe entre l'état des populations en co-existence et les variations des conditions écologiques.

La répartition spatiale de l'étagement de transition entre la forêt tropicale décidue et la chênaie est défini par les conditions écologiques du milieu. Son évolution et sa variation spatiale sont conditionnées par les facteurs qui déterminent les contraintes écologiques.

Ainsi je peux interpréter les données présentées comme le déclin des populations écotonales de *Quercus* et l'expansion des populations écotonales de *Lysiloma* et associer un tel état de l'écotone aux perturbations directes ou indirectes affectant le milieu.

La fin du chapitre est dédiée à la spatialisation de la perturbation de la végétation écotonale et orobiome sur l'ensemble du massif.

6.4 Interaction entre les perturbations anthropiques et l'écologie des orobiomes.

Cette étude se situe dans le niveau d'analyse de l'écologie du paysage. Je m'intéresse aux interactions entre patrons spatiaux et processus écologiques. J'utilise les données de télédétection satellitaires pour observer la répartition spatiale de la végétation. Il s'agit d'analyser l'étendue spatiale des orobiomes et des zones de transition mises en évidence dans la cartographie de la végétation en figure 5.3 au chapitre 5) et la distribution spatiale des perturbations. Après avoir tracé une carte de la végétation perturbée dégradée, je regarde si les zones perturbées sont en correspondance avec l'écotone ou si elle sont localisées sur les orobiomes. Les résultats permettent de tracer une carte des unités perturbées ou intactes pour les orobiomes et pour la transition, et d'estimer leur étendue.

L'organigramme suivant synthétise les étapes de réalisation de l'étude et le traitement des données de télédétection.

Suivant les résultats de l'étude du chapitre 5, l'image de la période post pluviale permet de distinguer la végétation d'un sol à faible recouvrement végétal. Les résultats de la première partie de ce chapitre montrent que la pression anthropique et animale conduit à une diminution du couvert végétal.

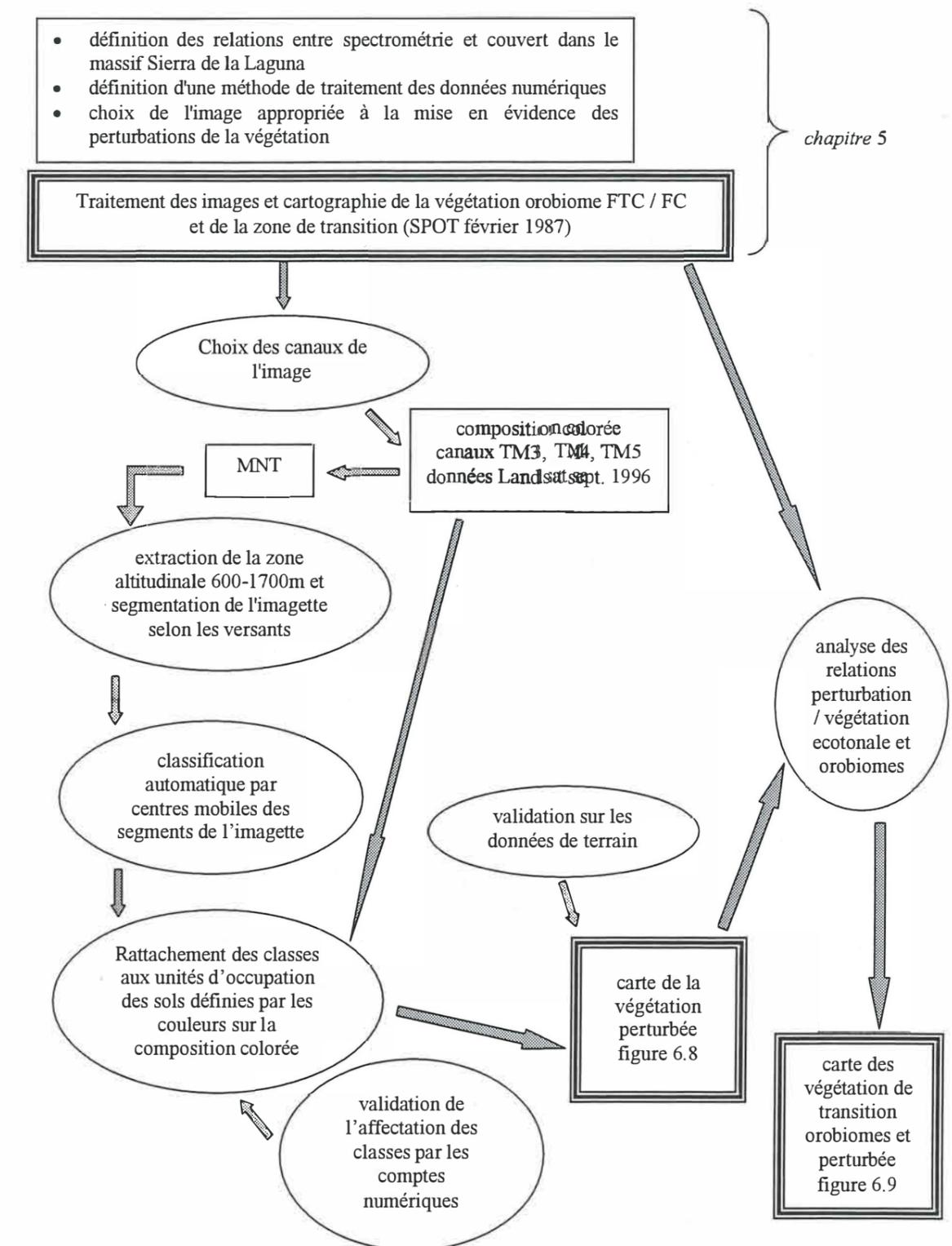


Figure 6.6. Organigramme de la méthode de traitement des données. La classification de type automatique par centre mobile (logiciel Silicon Graphics Er Mapper*, s'appuie sur le masquage partiel et le traitement séparé des versants extraits du modèle numérique de terrain. Les images sont comparées par calcul des correspondances spatiales sur le logiciel Arcview. En ellipse, les opérations de traitement des données et les cadres multilignes indiquent les données spatiales produites.

Il s'agit de sélectionner 3 parmi les 7 capteurs TM en fonction de leur fort écart type, amplitude de comptes numériques (dynamique maximale) et leur faible corrélation (Belluzo et Girard 1997). Une bande doit être choisie dans le spectre du visible (bandes 1, 2 ou 3) et un canal dans l'infra-rouge moyen (bande 5 ou 7). Le canal 4 est retenu car c'est la seule donnée spectrale enregistrée dans l'infra-rouge proche.

Sur cette base on retient les canaux 3, 4 et 5 (tableau 6.4).

	Tm 1	Tm 2	Tm 3	Tm 4	Tm 5	Tm 7
Tm 1	1,000	0,969	0,961	0,532	0,730	0,837
Tm 2		1,000	0,987	0,607	0,791	0,868
Tm 3			1,000	0,553	0,813	0,900
Tm 4					0,743	0,611
Tm 5					1,000	0,954
minimum	1000	1000	1000	1000	1000	92000
maximum	220000	247000	251000	250000	254000	254000
amplitude	219000	246000	250000	249000	253000	162000

Tableau 6.4 : Coefficients de corrélation entre les bandes de Thematic Mapper sur l'imagette des zones altitudinales comprises entre 500m et 1700m de la scène du 19 septembre 1996.

Les deux classifications automatiques ascendantes par centres mobiles des données extraites de l'image et segmentées par le MNT (masquage successif des versants nord et sud) donne lieu à 11 classes en exposition nord et 13 en exposition sud. Cette répartition des classes permet une forte stabilité des noyaux : 98% des pixels en exposition nord et 87% en exposition sud ne changent pas d'affectation entre les deux dernières itérations. Le rattachement des classes aux thèmes d'occupation des sols est faite par l'analyse visuelle de la correspondance spatiale entre les classes et les couleurs dominantes sur la composition colorisée de l'image TM. Pour une composition colorisée TM 3-4-5 (bleu-vert-rouge), les caractéristiques des grands thèmes d'occupation des sols sont associées aux couleurs suivantes (Girard et Girard 1999) : (I) eau = noir à bleu outremer (pour une turbidité faible à forte) ; (II) végétation très chlorophyllienne = vert sombre ; (III) végétation chlorophyllienne = vert clair ; (IV) végétation peu chlorophyllienne et sols nus (zones de végétation perturbée) = vieux rose – mauve. Les valeurs des comptes numériques des classes représentatives des 4 thèmes d'occupation des sols permettent de vérifier la validité de cette dénomination (figure 6.7). La carte de la végétation perturbée de la figure 6.8 est le résultat de cette classification.

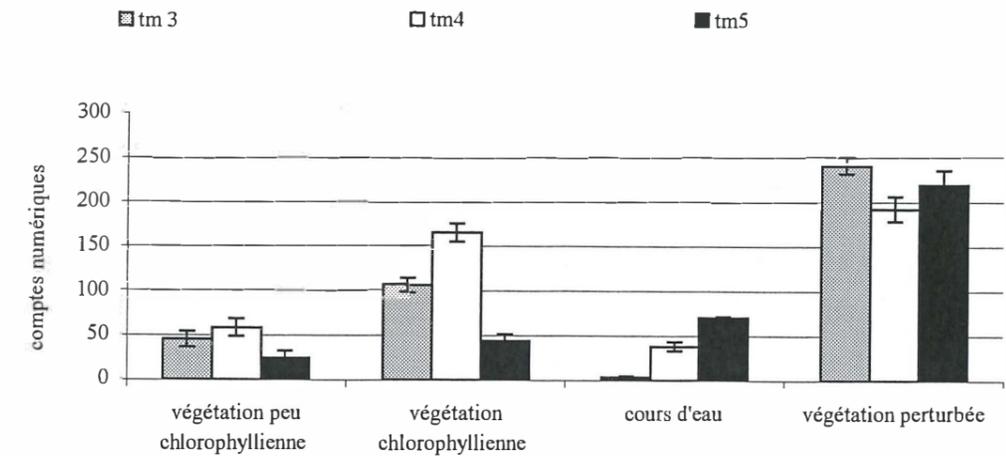


Figure 6.7 : Comptes numériques correspondants aux 4 classes représentatives de l'occupations des sols. Données de la classification automatique par centres mobiles de l'image Landsat TM du 19 septembre 1996.

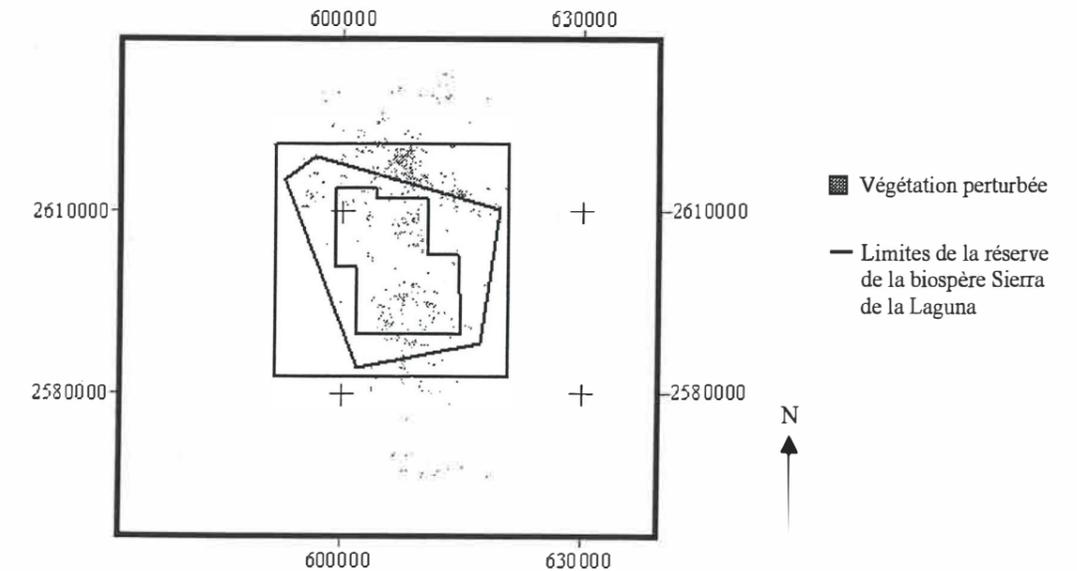


Figure 6.8 : Carte de la végétation perturbée du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud issue du traitement de l'image Landsat TM du 19 septembre 1996 (intervall altitudinal compris entre 600 et 1600m). En noir, les zones perturbées, les lignes définissent les trois niveaux législatifs définissant la réserve de la biosphère.

Une série de 120 parcelles échantillonnées sur le terrain (10 transects : « zn1 », « zn2 », « zs1 », « zs2 », « bn1 », « bn2 », « bs1 », « en », « sa1 », et « sa2 ») permettent d'évaluer la qualité de la cartographie (tableau 6.5) de la végétation perturbée issue du traitement de l'image Landsat TM.

Echantillonnage de terrain	Classification de l'image Landsat TM du 19/9/1996 (en nombre de zones test)				
	végétation perturbée	végétation non perturbée	total	Accords (%)	Déficit (%)
parcelles perturbées	20	4	24	83,4	16,6
parcelles non perturbées	2	94	96	97,9	2,1
total	22	98	120		
accords (%)	90,9	95,9			
erreur d'excédents (%)	9,1	4,1			

Tableau 6.5 : Matrice de confusion du contrôle de la cartographie de la végétation perturbée vis-à-vis des transects de terrain. Les 24 parcelles perturbées correspondent aux deux transects échantillonnés dans la vallée de San Antonio della Sierra « sa1 » et « sa2 » ; Les 96 parcelles non perturbées correspondent aux transects « zn1 », « zn2 », « zs1 », « zs2 », « bn1 », « bn2 », « bs1 » et « en » localisés dans la Réserve de la Biosphère.

Les sites « sa1 » et « sa2 » correspondent à des zones très perturbées dans la vallée San Antonio della Sierra tandis que les autres sont localisés dans les vallées La Zorra, La Burrera et San Antonio del Asserradero et sont décrits par les observations de terrain (c.f. tableau 4.3 données issues des fiches d'observations générales) comme étant les sites moins perturbés (que je nomme *non perturbée* dans la validation). La végétation non perturbée correspond aux classes « végétation chlorophyllienne 1 et 2 » en figure 6.7.

Une correspondance est vérifiée entre la cartographie et le travail de terrain. La végétation perturbée est moins bien classée que celle non perturbée (83,4% des accords par rapport à 97,9% d'accords pour les valeurs de la végétation non perturbée). Compte tenu du faible nombre de zones test, le niveau de précision de la classification est satisfaisante. Les erreurs correspondant aux pixels de végétation mal classés peuvent en partie s'expliquer par un décalage entre la localisation des sites sur le système d'information géographique utilisé dans la validation.

Le croisement de couches (traitement sur logiciel Arcview) de la carte de la végétation perturbée (figure 6.8) et de la carte des zones potentiellement perturbées par l'action anthropique (figure 3.3B chapitre prémodèle) permet de vérifier leur correspondance spatiale. 58% des pixels classés comme végétation perturbée sur l'image Landsat TM, sont inclus dans des zones potentiellement perturbées sur le prémodèle. La partie de pixels qui ne correspondent pas au prémodèle, correspondent probablement à des aires affectées par les

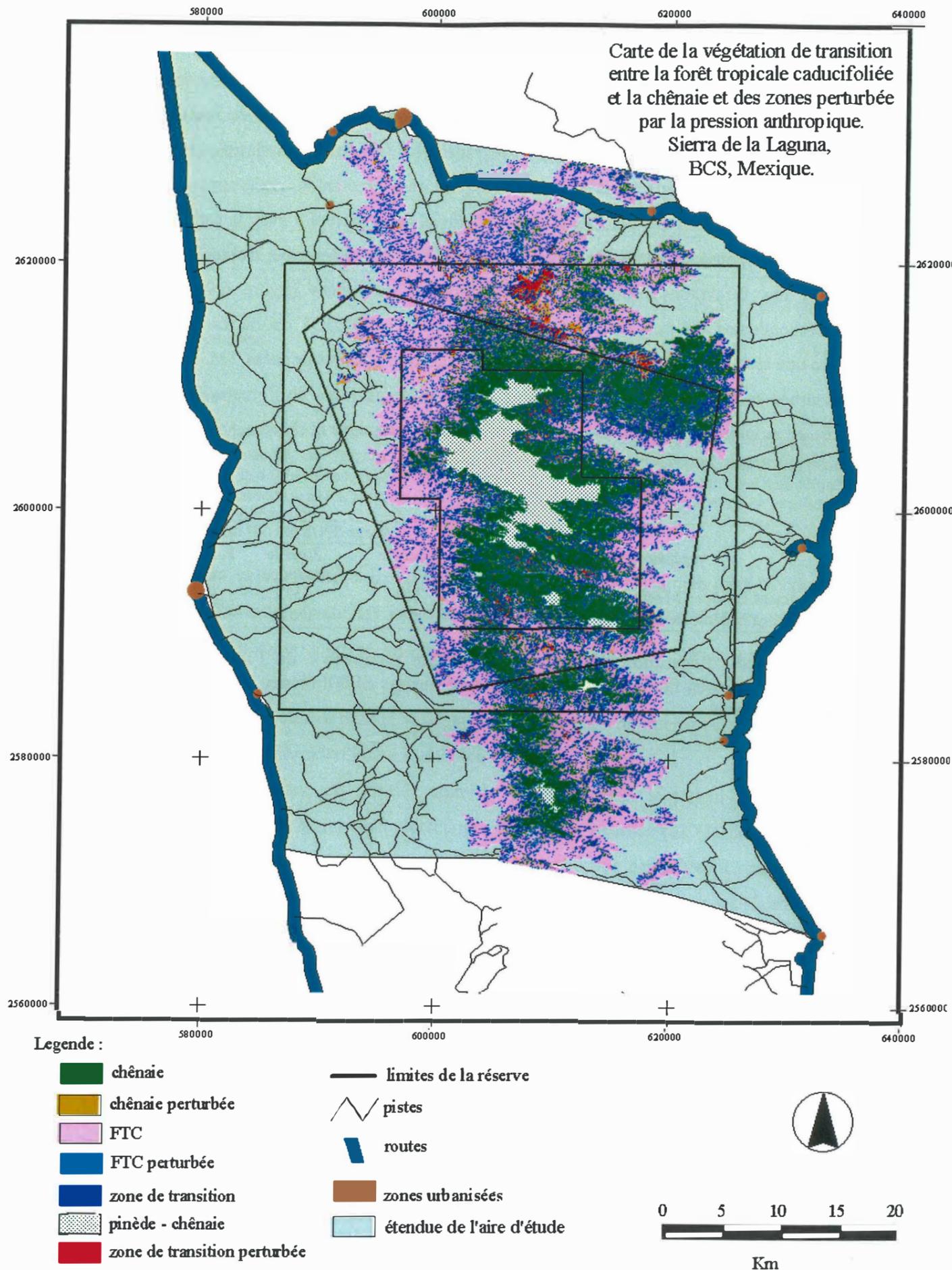
incendies dont je n'ai pas pu quantifier et spatialiser la distribution sur le prémodèle. La concentration de la perturbation est localisée sur la partie septentrionale du massif. La zone proche des villes minières est la plus dégradée. Ici la pression anthropique dérivée de l'élevage et celle liée aux accès au massif se superposent affectant la végétation.

La superposition des pixels peu chlorophylliens de la carte 6.8 avec la carte (c.f. figure 5.5) de la végétation écotonale (figure 5.5 image SPOT traitée) permet d'obtenir la carte des unités des formations orobiomes, de transition, et perturbées (figure 6.9). Les plages correspondantes aux trois unités de classification de l'image SPOT on été ré-échantillonnées avec une résolution 30m pour permettre la superposition avec les données TM. La végétation perturbée se situe principalement dans la « zone de transition » de l'image SPOT (tableau 6.6), en moindre proportion, dans la FTC, et encore moins, dans la chênaie.

végétation perturbée	Image SPOT fév. '87 traité		
	Chênaie	Zone de transition	Forêt tropicale caducifoliée
Image Landsat TM sept. 1996 (ha)	883	1533	1498
Image Landsat TM sept. 1996 (pixels)	9806	17038	16642

Tableau 6.6 : Répartition des pixels « végétation perturbée » de l'image Landsat TM septembre 1996 en fonction des trois classes de l'image SPOT février 1987. Traitement sur logiciel Arcview.

Figure 6.9 (page suivante) : Carte de la transition entre orobiomes forêt tropicale caducifoliée - chênaie et de la pression anthropique issue de l'intégration de données Landsat TM septembre 1996 et données SPOT février 1987.



Il faut considérer que l'aire classifiée sur l'image Spot comme FTC (56949 ha c.f. chapitre 5.7) comprend 2,6% de végétation perturbée (1498 ha classifiés comme végétation perturbée sur l'image TM c.f. tableau 6.6). Pour la transition, le pourcentage calculé de la même façon s'élève à 5,2 % et pour la chênaie à 3,5 %. Bien que la pression anthropique soit plus forte dans la FTC, la dégradation de la forêt se concentre dans les milieux de transition. La chênaie, moins anthropisée, a une pourcentage de végétation perturbée plus forte que celle de la FTC ce qui est en accord avec les observations trouvées en bibliographie (León de la Luz *et al.* 1988, Cancino *et al.* 1994) se référant à ce milieu comme le plus fragilisé du massif.

La pression anthropique sur la FTC modifie fortement la forêt (tableau 6.3) sans grand changement de la biomasse chlorophyllienne. L'appréciation de la variation de la végétation sans perte de biomasse sur les images satellitales n'a donc pas été constatée.

Il serait souhaitable de reprendre le même type de méthodologie pour construire une carte de la transition entre orobiomes et de la pression anthropique en utilisant des données satellitales TM février 1996 ou des données Spot septembre 1987 ou encore deux images futures prises en septembre et février, de la même année, et avec le même capteur, afin d'éviter un décalage entre les dates de prises de vue. Je n'ai pas eu la disponibilité de telles images au cours de ce travail. Cependant le fait de n'avoir pas observé (c.f. chapitre 5.7.) des fortes modifications de la végétation au cours de la période 1987-1997 à partir des données satellitales spot 1987 et des données de terrain récoltées en 1997-1998 justifie le dressage de la carte oro-écotone et de la végétation perturbée en figure 6.9.

L'ensemble de ces résultats indique que la faible densité du couvert végétal rencontrée dans les milieux de transition est bien un indicateur de perturbation.

6.5 Conclusion

L'intégration des données de télédétection et des données de terrain représentatives de la zone écotonale, récoltées en différents endroits sur l'ensemble du massif, permet d'analyser le rapport entre végétation et pression anthropique. Les perturbations d'origine directe (élevage et fréquentation humaine) et indirecte (variations des conditions écologiques), affectent la végétation mais on ne peut différencier l'impact de l'une ou l'autre origine. J'ai montré cette corrélation à l'échelle de la parcelle (différence de biodiversité et couverture), à l'échelle locale d'une vallée (différence entre écotone sous forte et faible perturbation), et à l'échelle de l'ensemble du massif (correspondance entre le prémodèle et la carte de la végétation

perturbée). Bien que l'écotone ne soit pas le milieu potentiellement le plus perturbé, il est le plus fragilisé par la pression anthropique.

L'état de la structure des stades de développement des peuplements écotonaux révèle la régression de la chênaie au profit de la FTC.

En conclusion, je discuterai les hypothèses d'étude à l'aide des éléments issus des résultats de l'ensemble du travail de thèse.

Chapitre 7 : Conclusion générale

Conclusion générale

Les observations et les mesures écologiques exposées permettent de répondre aux objectifs de la thèse et de tester les hypothèses d'étude.

Mon objectif était de développer une méthode d'étude rapide et peu coûteuse qui puisse limiter le travail de terrain et trouver la technique la plus efficace pour caractériser la structure et la distribution spatiale des orobiomes FTC / FC et de leur transition, et, d'autre part analyser dans quelle mesure l'approche d'un milieu de transition fournit des indicateurs de perturbations d'origine anthropique.

L'intégration de l'ensemble des étapes de réalisation de la thèse : constitution d'un prémodèle, identification d'un protocole expérimental avec des niveaux spatiaux descriptifs appropriés (échantillonnage par transects répartis sur les différentes orientations et latitudes du massif de 550 m de dénivelé, pas d'échantillonnage de 50 m et aire minimum d'échantillonnage de 400 m²) caractérisation des biotas, et des mêmes biotas sous pression anthropique, par différents niveaux d'appréciation (terrain et données de télédétection), permet de :

- identifier et caractériser les orobiomes FTC/FC et leur transition. La zone de transition, de type écocline, est formée d'un ensemble de formations différentes : deux formations de transition sur les versants exposés au nord : Savane de Transition et Ecotone Pur, et une formation : Broussaille de Transition sur les versants exposés au sud. Les caractères botaniques, phénologiques et structuraux des orobiomes et de la zone de transition ont été détaillés.
- dresser une carte détaillée de la zone de transition à partir d'une image de février, quand le contraste entre la phénologie foliaire des milieux étudiés est le plus prononcé et dresser une carte de la répartition des milieux les plus perturbés à partir d'une image de septembre quand le contraste entre végétation chlorophyllienne et végétation perturbée peu

chlorophyllienne est le plus prononcé. Il faut remarquer que l'utilisation conjointe des données de terrain, des données satellitales et du MNT s'est révélée indispensable.

- constater la différence de distribution et d'étendue de l'écotone en fonction des facteurs abiotiques suivant un modèle d'étagement de la végétation
- constater une faible proportion (3% - 5 %) de dégradation de la végétation forestière étudiée, qui s'est transformée en sol nu ou végétation peu chlorophyllienne. Cette végétation fragilisée est principalement localisée à l'extrémité nord du massif.
- Révéler la régression de la chênaie au profit de la forêt tropicale caducifoliée au moyen d'une étude sur l'état de la structure des stades de développement des peuplements écotonaux.

Les résultats montrent que la correspondance entre prémodèles et données expérimentales est vérifiée avec une faible précision. Il faudra améliorer les prémodèles par des nouvelles données sur les facteurs biotiques - abiotiques - agronomiques.

L'ensemble des résultats obtenus indique que l'analyse de la zone de transition FTC/FC à différents niveaux d'appréciation aide à l'évaluation de l'état de perturbation de la végétation. Bien que des nouvelles informations aient été apportées par ce travail, la fonction indicatrice de perturbations de l'écotone n'a pas été clarifiée. Ce sujet d'étude reste à développer ultérieurement.

Je vais reprendre les hypothèses d'étude et apporter au fur et à mesure des réponses aux questions relatives à l'aménagement durable de la zone d'étude.

La première hypothèse d'étude (1) est vérifiée : *l'écotone entre la chênaie et la forêt tropicale caducifoliée est formé d'un ensemble d'écosystèmes spatialement situé entre ces étages de végétation.*

Les données de terrain et les données numériques satellitales ont mis en évidence une répartition des forêts en étages de végétation et un phénomène de translation. Les translations sont explicables par le concept d'étagement. Entre les deux orobiomes, forêt de chêne et forêt tropicale caducifoliée, sont intercalées des sous-unités, elles aussi organisées en fonction de l'altitude. Comme l'exprime bien Armand (1992) : "*any natural boundary is in reality a transition zone, which has its own two boundaries*". La diversité des niveaux d'analyse

s'accompagne de la diversité de description des unités et de leurs transitions. L'étage de végétation n'est pas une entité douée d'une existence en elle-même, mais une notion que le biogéographe crée et utilise comme moyen de travail. C'est une coupure commode que nous introduisons pour décrire la séquence altitudinale d'une végétation (Ozenda 1998).

L'analyse faite par Arriaga *et al.* (1994) dans le but de tracer les principaux caractères de la végétation du Cap, s'appuie sur un niveau d'appréciation plus grossier (pas d'échantillonnage le plus fin de 340 m) que le mien. Ils postulent, sans la tester, l'hypothèse suivant laquelle la chênaie basse (*Q. tuberculata* dominants) peut être considérée comme un milieu de transition entre la forêt tropicale et la forêt tempérée d'altitude.

León de la Luz *et al.* (2000) analysent la transition entre le désert de Sonora et la forêt tropicale caducifoliée en Basse Californie Sud. Ils utilisent une résolution d'étude appropriée à l'extension du gradient étudié (échelle 1:250 000 environ). Leurs résultats montrent une formation appelée "*Cape Sarcocaulous Shrubland*" (équivalent du matorral xérophile du chapitre 2) qui s'intercale entre la FTC et le désert de Sonora au Nord de la région du Cap.

Je définis, à mon tour, un niveau d'appréciation plus fin et je teste l'hypothèse suivant laquelle, entre l'intervalle altitudinal défini au chapitre 4.1, et suivant les niveaux d'analyse pris en compte, différentes unités de végétation homogènes sont identifiables, et leur distance intra-groupe est inférieure à leur distance inter-groupe. D'après les résultats, cette hypothèse est vérifiée. Le niveau d'analyse proposé permet de définir, sur le gradient altitudinal, deux unités homogènes (sur les expositions nord) et différentes entre elles.

L'emploi d'un protocole expérimental et d'un niveau d'analyse différent, du aux objectifs des trois approches distinctes (Arriaga *et al.* 1994, León de la Luz *et al.* 2000 et la mienne), aboutit à des résultats différents, qui sont compréhensibles et bien expliqués par le *scale paradigm for ecotones studies* (Delcourt et Delcourt 1988). Suivant ce paradigme, pour étudier la structure et la dynamique des écotones entre motifs de végétation, il faut définir préalablement le système écologique que l'on souhaite étudier, les paramètres mesurés et le niveau d'appréciation approprié afin de répondre aux objectifs préétablis. Sur cette base, la méthode de saisie et l'analyse des données doivent être les plus objectives possibles afin de permettre aux forestiers de décrire et de comparer la végétation au cours des prochaines années. Dans ce but, l'analyse multivariable et la méthode des fenêtres glissantes permet de définir des groupes à partir de données numériques. La saisie des données doit être, elle aussi, la plus objective possible. Dans la définition des espèces représentatives et dans l'ensemble de la méthodologie d'analyse des données de terrain, j'ai utilisé des mesures quantitatives et métriques (densité de pieds par espèce, diamètre, hauteur et couverture des plantes) comme

descripteurs de la végétation, préférées à la méthode phytosociologique de notation d'abondance dominance et recouvrement de «l'Ecole phytosociologique zurichomontpelliéraine» (Braun-Blanquet 1926, 1932, 1933 et 1969, Guinochet 1973). En effet, bien que, dans une parcelle définie, même le comptage de la densité de pieds par espèce, fait par deux personnes différentes, soit susceptible de varier, j'estime que cette mesure est moins subjective par rapport à une notation de type phytosociologique s'appuyant sur des notations de type «abondance très faible» ou «abondant et recouvrement faible» ou «assez peu abondant avec un plus grand recouvrement», mesure peu adapté à des milieux d'étude ayant une physionomie très variable au cours des différentes saisons et susceptibles d'appréciation et notations variables suivant le technicien.

La deuxième hypothèse d'étude, *la diversité spécifique et l'endémisme sont intermédiaires dans l'écotone en comparaison avec les deux orobiomes*, est vérifiée selon le niveau d'appréciation.

Sur l'ensemble des données provenant des quinze transects à pas fin représentatifs de l'ensemble du massif, l'hypothèse est vérifiée : dans la chênaie la biodiversité est plus faible et l'endémisme plus important que dans la forêt tropicale caducifoliée, l'écotone a des valeurs intermédiaires.

Au niveau local, cette hypothèse n'est pas vérifiée. Localement les zones de transition sont les milieux les plus diversifiés et endémiques. Dans ce cas aussi le paradigme d'échelle écologique de Delcourt sert de modèle explicatif.

La relation entre diversité et facteurs abiotiques ou perturbations est débattue à l'heure actuelle et plusieurs modèles sont proposés (Mackey et Currie 2000). Mes résultats pourront servir de validation pour les modèles théoriques développés par d'autres auteurs.

La troisième hypothèse, *les facteurs anthropiques (déboisement, élevage extensif) dégradent la forêt en broussaille ou en forêt ouverte*, est validée à plusieurs niveaux d'analyse spatiale.

- à l'échelle stationnelle, par comparaison des données de la parcelle expérimentale avec les données du milieu ouvert,

- à l'échelle locale par la comparaison entre deux transects d'une même vallée soumise à des niveaux de pression anthropiques diverses,

- à l'échelle régionale du massif, par la comparaison entre la carte de la pression anthropique (en prémodèle, chapitre 3) et les données de télédétection qui indiquent un faible recouvrement chlorophyllien en correspondance avec des zones dégradées.

La télédétection permet dès maintenant de mettre en évidence et de spatialiser les phénomènes de dégradation de la végétation perçue et étudiée sur le terrain. Le suivi de l'évolution spatiale et temporelle des oro-écotones, fournit des indicateurs utilisables pour le suivi de l'état de la végétation.

Les prémodèles proposés montrent un exemple de méthode d'estimation et d'appréciation de la répartition spatiale des facteurs anthropiques. Une étude plus complète, se basant sur des nouvelles données agronomiques, climatologiques et écologiques plus précises, peut être entreprise pour détailler au mieux la relation végétation naturelle-anthropisation.

A la suite des études et des actions concernant le massif et sa végétation d'altitude, il sera fondamental de proposer une analyse permettant la compréhension de la pression du feu sur les milieux forestiers. Mes travaux ne tiennent pas compte de ce facteur, qui fait cependant partie de la dynamique écologique des orobiomes d'altitude.

La quatrième hypothèse d'étude : *dans l'écotone la structure des diamètres des troncs est en déséquilibre, les essences tempérées sont déclinantes et les essences tropicales sèches en expansion*, est vérifiée. Ce phénomène est observé aussi dans la chênaie. Dans la forêt tropicale caducifoliée, les populations de *Q. tuberculata* et *L. divaricata* sont en déséquilibre. Les chênes ont disparu (seuls restent des individus morts) et les *Lysiloma* ont une faible régénération.

Mes données ne permettent pas de démontrer si la coexistence de *Lysiloma divaricata* et de *Q. tuberculata* est en régime de compétition, "facilitation"¹ ou neutralité. Dans l'écotone l'expansion des *Lysiloma* augmente le déclin des chênes. Ces éléments confortent l'hypothèse de compétitivité bien qu'ils n'excluent pas la condition de neutralité ou la facilitation des espèces qui seraient contraintes par d'autres facteurs que ceux des interactions interspécifiques. Deux autres éléments, par contre, sont en faveur d'une hypothèse de facilitation entre *Chênes* et *Lysiloma*. La coexistence, survie et reproduction, de plantes très rapprochées

¹ *facilitation* = increase in responsiveness resulting from the summation of impulses (Collins biology Dictionary).

en milieux perturbés pourrait s'expliquer par la création de conditions micro-environnementales favorables à l'ensemble des taxa en contact. Un deuxième point de réflexion est la coexistence de *Q. tuberculata* et *Lysiloma divaricata* en formations mélangées ayant une vaste répartition dans la Sierra Madre Occidentale. Il serait intéressant par la suite de tester l'hypothèse de différents comportements inter-spécifiques "competition or facilitation" (Callaway et Walker 1997) suivant les différents facteurs environnementaux (altitude).

Etant donné que l'état actuel de l'écotone peut se résumer en une expansion des *Lysiloma* associé au déclin des chênes, une étude de la dynamique de la végétation avec échantillonnage pluriannuel des mêmes milieux écotonaux peut être intéressante dans le futur. A cette fin, il sera intéressant de réaliser une étude dendrométrique et de quantifier en année et âges les populations d'espèces tempérées. En même temps, il faudra tester si la dendrométrie est applicable aux espèces tropicales sèches du massif. Le fort contraste entre la saison humide de croissance et la saison sèche de repos végétatif pourrait entraîner l'existence d'anneaux de croissance et permettre de tracer des modèles prédictifs diamètre / âge.

L'analyse diachronique des données de télédétection permettrait de suivre l'évolution spatiale de l'extension de l'éco-orobiome. Mes données ne permettent pas ce traitement car, d'après les résultats, il serait nécessaire de comparer deux images du début de la période sèche et je ne dispose que d'une image de cette période (février 1987). Le traitement conjoint des nouvelles données satellitaires à résolution de 4m avec le MNT (Young 1992, Fahsi 2000) (un MNT de basse Californie à plus forte résolution est disponible), augmenterait la précision atteinte par ma méthode, dans la définition de la zone de transition.

Les données NOAA-AVHRR sont utilisées par le suivi du couvert à l'échelle mondiale (Achard et Blasco 1990, Malingreau et al. 1995). Leur résolution spatiale est grossière (1 km x 1 km). Il serait intéressant tester à un autre niveau de résolution quels motifs de différenciation spatiale on peut discriminer sur la zone de montagne de Basse Californie Sud avec ces données.

Dans l'introduction j'ai posé la question : « **la transition entre deux formations forestières de montagne est-elle un milieu clé et représentatif, utilisable pour la gestion de l'ensemble de formations qu'il limite ?** » J'ai montré que l'écotone analysé possède une aire de répartition spatiale stratégique. Une formation de transition et une formation de transition perturbée ont été différenciées. Si l'on considère comme dans mon cas, une étude sur transects permettant l'analyse à la fois des orobiomes et de l'écotone, cette technique des

transects pourra satisfaire à la question posée, à condition de disposer d'un nombre suffisant de transects avec une distribution spatiale appropriée et d'avoir à disposition des données multi-temporelles permettant l'analyse de l'évolution dynamique de la végétation.

D'après mes résultats la fonction indicatrice de l'écotone n'est pas définie et vérifiée. En effet les perturbations détectées dans l'écotone et dans les orobiomes sont du même ordre (2,6% dans la FTC, 3,5% dans la FC et 5,2% dans l'écotone).

L'évolution temporelle de l'amplitude de l'écotone et de l'écotone perturbé, s'il sont analysés et comparés avec leurs unités de végétation adjacentes, pourra servir d'indicateur de perturbation anthropique, car j'ai observé que les perturbations génèrent une dégradation en terme de modification de la structure et perte du couvert dans les milieux de transition comme dans les orobiomes. L'écotone, bien qu'il ne soit pas le milieu potentiellement le plus perturbé, est le milieu le plus fragilisé ou, au moins, le milieu où la fragilisation est plus facilement détectable par les données satellitaires. Ces résultats apportent des nouvelles informations intéressantes pour continuer dans la même optique d'étude. Par exemple la FTC perturbée n'a pas montré une forte perte de biomasse chlorophyllienne sur l'image Landsat TM bien que la modification de la structure de la végétation sur le terrain soit forte. Les informations acquises à différents niveaux d'appréciation sur les milieux de transition se sont relevées intéressantes à la gestion durable des formations forestières naturelles.

Aménagement durable

Les résultats obtenus, enrichissent les trois types d'information (c.f. chapitre 1.4) nécessaires à l'aménagement :

- 1) informations sur l'environnement physique (carte intégrant la pression anthropique et le gradient thermique d'altitude).
- 2) Informations sur les biota et l'échelle propre à son analyse (c.f. caractérisation multi-niveau des orobiomes et de l'écotone)
- 3) Informations sur les interactions de fonctionnement : état de stabilité-déclin-expansion des populations, variation de l'état des populations en fonction du gradient d'altitude ; impact du bétail et de la pression anthropique à l'échelle locale et régionale.

Il serait souhaitable que les gestionnaires et décideurs de la réserve de la Biosphère Sierra de la Laguna tiennent compte des suggestions issues de mon travail de recherche. Je peux suggérer les indications suivantes :

- **Adopter les dimensions d'échantillonnage de terrain et la stratégie d'analyse des milieux de transition proposée dans mon travail :**

aire minimale d'échantillonnage de 400m ; pas d'échantillonnage de 50m de dénivelé et 550m d'étendue d'un transect. Il faudra vérifier par des études pilotes similaires à la mienne l'efficacité et la validité de ces dimensions si l'on souhaite appliquer cette technique à d'autres transitions orobiomes dans le massif.

- **Etendre la réserve.**

La biodiversité, l'endémisme, et la densité des peuplements forestiers du mont San Lazaro, partie sud du massif, sont perturbés (carte en figure 6.8) et fragilisés par la pression anthropique. Il serait donc opportun d'étendre le statut de réserve au moins à la "zone d'influence" (chapitre 2.6) pour empêcher une intensification de la perturbation dans le futur. Il faut prendre en considération que le mont S. Lazaro sera un des premiers lieux d'installation du tourisme de montagne car cet endroit est le milieu montagnard le plus proche des stations balnéaires de San José et Cabos San Lucas, et de l'aéroport international. Un tel statut n'empêcherait pas le développement touristique mais permettrait un développement contrôlé.

- **Favoriser la recherche en écologie et botanique car fortement liée à la gestion du parc naturel**

Le travail de taxonomie et de classification botanique doit être continué. Mes relevés comptent des espèces non répertoriées ou dont la classification est à approfondir. La connaissance de la taxonomie et de l'écologie végétale des formations forestières est une condition nécessaire à la gestion.

Par exemple, une espèce arborescente du genre *Bursera* (Burseraceae) forme des taches de couvert dense dans la forêt tropicale caducifoliée dans la partie du massif limitée aux latitudes sud (elle n'a été observée que dans la Sierra San Lazaro). Il pourrait s'agir d'une nouvelle endémique dont l'intérêt comme pour les pins et *Quercus devia* serait de protéger les sols et d'avoir un rôle dans la régulation hydrique. Cette observation renforce l'intérêt d'étendre l'aire de la réserve naturelle.

De plus il faut tenir compte des limitations du protocole d'échantillonnage (c.f. chapitre 4.2) qui laissent des variantes de la végétation écotonale et orobiome inexplorées. En effet,

l'échantillonnage sur les doubles expositions (ex. : nord-est, nord-ouest) et l'échantillonnage concernant la végétation herbacée n'ont pas pu être réalisés. Des nouvelles données de terrain concernant ces variantes de la végétations pourront apporter des nouvelles connaissances sur la fonction indicatrice de l'écotone, une analyse et une interprétation plus précises de futures images de télédétection à résolution spatiale plus fine que celle utilisée dans ce travail.

- **Eradiquer le bétail sauvage**

En raison de l'effet du bétail sur la végétation (chapitre 6), une simple consigne d'aménagement serait d'autoriser les agriculteurs et les populations locales à la suppression ou la capture du bétail échappé qui vit à l'état sauvage dans le sommet du massif. Des campagnes de capture ou suppression pourraient être organisées de la part des gestionnaires. Ces bovins sauvages ont une reproduction incontrôlée et leurs dégâts sur les milieux d'altitude pourraient se révéler irrécupérables.

- **Créer des nouvelles aires de reproduction d'espèces fragilisées.**

Comme pour l'espèce *Pinus lagunae* il serait opportun de créer des parcelles de reproduction localisées en altitude pour les espèces telles que *Quercus albocinta* qui apparaît dans mes relevés comme dans ceux de León de la Luz et Benet (1993) comme rare et susceptible de disparaître.

- **Créer des nouvelles parcelles expérimentales**

Compte tenu de la nécessité de comprendre les perturbations de la végétation induites par l'élevage extensif, il serait opportun de créer une série de parcelles expérimentales d'exclusion du bétail dans les orobiomes et dans les zones de transition. Cela pourrait aider à la compréhension et à la distinction des interactions herbivores-végétation et facteurs abiotiques-végétation.

- **Rétablir la station météorologique en altitude et créer des nouvelles stations.**

Les données météorologiques dans le massif sont très limitées en altitude (12 années d'enregistrement dans une station sur les sommets). Il est important d'avoir des données climatiques, pour préciser l'hydrologie du massif.

En conclusion, les résultats de cette étude ne sont pas directement transposables à d'autres régions, la Sierra de la Laguna ayant des particularités uniques. Martinez et Fuentes (1993), qui essaient de transposer leurs résultats d'étude sur des écotones prairie-broussaille similaires appartenant à différentes régions (Californie - Chili), trouvent de fortes similarités de climat, de taxonomie, de physionomie et, en même temps, des différences dans les écotones entre les aires comparées. Ils concluent que l'extrapolation des décisions d'aménagement sur des systèmes naturels très proches n'est pas souhaitable à l'heure actuelle.

Par contre, j'ai montré que la méthode d'appréciation de l'état de l'écotone par différents niveaux d'analyse spatiale, appliquée dans ce travail, constitue une stratégie efficace dans l'optique d'aménagement durable des milieux et pourrait être adoptée dans d'autres milieux naturels.

Bibliographie

- Achard, F., Blasco, F. 1990. Analysis of vegetational Seasonal Evolution and Mapping of Forest Cover in West Africa with the use of NOAA AVHRR HRPT Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56 (10) : 1359-1365.
- Adam, M. 1998. The significance of the climatic transition zone for beech and spruce distribution in the Swiss Alps. *Ecology* 29: 37-42.
- A.F.E.S. Référentiel pédologique. 1995. Ed INRA. 332p.
- Ahern, J. 1999. Spatial concepts, planning strategies, and future scenarios : a framework method for integrating landscape ecology and landscape planning. Pages 175-201 in J. M. Klopatek, R. H. Gardner, eds. *Landscape ecological analysis. Issue and Applications*. Springer, New York.
- Allen, W. A., Gausman, A. J. Richardson, A. J. Thomas, J. W. 1969. Interaction of isotopic light with a compact plant leaf. *J. Opt. Soc. Amer.* 59.
- Allen, T. F. H., Starr, T. B. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Allen, T.F.H., Hoekstra, T.W. 1991. Role of heterogeneity in scaling of ecological systems under analysis. In: J. Kolasa and S. T. A. Pickett eds. *Ecological Heterogeneity*, vol. 86. Springer-Verlag, New York. pp. 47-68.
- Alpert, P. 1995. Integrated conservation and development. *Ecological applications* 4: 857-860.
- Anderson, W. D. 1983. The seabirds. Pages 246-264 in T. J. Case, M. L. Cody, eds. *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Univ of California Press, Los Angeles.
- Andréassian, V. 1996. Analyse de l'action de l'homme sur le comportement des bassins versant et le régime des crues in : Actes du Colloque : *L'influence humaine dans l'origine des crues*. Paris, Ministère de l'Environnement, nov. 1996. p. 47-65.
- Armand, A. D. 1992. Sharp and gradual mountain timberline as a result of species interactions. Pages 360 - 378 in F. Di Castri, Hansen. A. J, eds. *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.
- Arrhenius, O. 1921 Species and area. *Journal of Ecology* 9 : 95-99.
- Arriaga, L. 1988. Natural disturbance and treefalls in pine oak forest on the peninsula of Baja California, Mexico. *Vegetatio* 78: 73-79.
- Arriaga, L. 1994. *Estrategia para la conservacion de la Sierra de la Laguna*. WWV- CIBNOR, La Paz BCS, Mexique.
- Arriaga, L., Ortega, A. 1988. Consideraciones finales. Pages 229-237 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz BCS, Mexico.
- Arriaga, L., Ortega, A. 1988a. Características generales. Pages 45-52 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz BCS, Mexico.
- Arriaga, L., León de la Luz J.L. 1989. The Mexican tropical deciduous forest of Baja California Sur : a floristic and structural approach. *Vegetatio* 84: 45-52.
- Arriaga, L., and J. Cancino. 1992. Prácticas pecuarias y caracterización de especies forrajeras en la Selva Baja Caducifolia. Pages 155-184 in A. Ortega, ed. *Uso y manejo de los recursos naturales en la Sierra de la Laguna Baja California Sur*. WWV-CIBNOR, La Paz, Mexico.
- Arriaga, L., Y. Maya, S. Diaz, and J. Cancino. 1993. Association between cacti and nurse perennials in a heterogeneous tropical dry forest in northwestern Mexico. *Journal of Vegetation Science* 4: 349-345.
- Arriaga, L., Diaz, S., Mercado, C. 1994. Conservation or commercial management of template forests of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 8: 1132-1140.
- Backéus, I. 1993. Ecotone versus ecocline: vegetation zonation and dynamics around a small reservoir in Tanzania. *Journal of Biogeography* 20: 209-218.
- Bagnouls, Gaussen, H. 1953. Saison Sèche et indice xéothermique. *Bull. Soc. Hist. Toulouse* 88: 193 - 239.
- Barco, M. 1780. Historia Natural y Crónica de la Antigua California. Pages 229p. in M. M. O. Cariño, ed. *Historia de las relaciones hombre naturaleza en Baja California Sur 1500-1940*. Universidad Autónoma de Baja California Sur SEP-FOMES, La Paz.

- Bäumler, R., Zech, W. 1998. Impact of forest interventions on water regime and water quality of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. *Ecologie* 29: 271-276.
- Bazzas, F.A. 1983. Characteristics of Populations in relation to disturbance. In : H.A. Mooney et M. Gordon eds. *Disturbance and ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin. p. 259-275.
- Beals, E. W. 1969. Vegetational change along altitudinal gradients. *Science* 165: 981-985.
- Belluzo, G., Girard, C-M. 1997. identification et classification de l'occupation du sol à partir de scènes Thematic Mapper : application aux prairies d'une région de champagne humide. *Bull SFPT* 146 : 22-32.
- Beltrando, G. 1999. Activités humaines, climat et forêts. Pages 264-280 in J. J. Dubois, ed. *Les milieux forestiers. Aspects géographiques*. SEDES.
- Blasco, F. 1994. Déforestation et désertification. Pages 61-68 in SISDES, ed. *Droit, télédétection et Environnement*.
- Bonn, F., Rochon, G. 1996. *Précis de Télédétection. Vol. 1 et 2*. Presse de l'Université du Québec. UREF.
- Bosch, J.M., Hewlett, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55: 3-23.
- Bounemoura, Z., Lambert, K., Cadel, R., Choler, P., Manneville, O., Michalet, R. 1998. Influence des facteurs édapho-climatiques sur la distribution des pelouses alpines dans le massif du galiber (Alpes françaises). *Ecologie* 29: 53-58.
- Box, E. O. 1981. *Microclimate and Plant forms : An introduction to predictive modeling in phytogeography*. The Hague : Junk.
- Boyce, G. C. 1995. *Landscape forestry*. John Wiley and Sons, New York.
- Brandege, T. S. 1892. A distribution of the flora of the Cape Region of Baja California. *Zoe* 3: 223 - 231.
- Braun-Blanquet, J. 1926. Une reconnaissance phytosociologique dans le Briançonnais. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 73.
- Braun-Blanquet, J. 1932. *Plant Sociology : the Study of Plant Communities*. McGraw-Hill Book C., Inc., New York USA.
- Braun-Blanquet, J. 1933. Phytosociological nomenclature. *Ecology* 14 (3) : 315-317.
- Braun-Blanquet, J. 1969. L'Ecole phytosociologique zuricho-montpelliéraine et la S.I.G.M.A. *Comm. S.I.G.M.A.* 178.
- Breceda, A. 1994. La selva baja caducifolia y la vegetacion de fondo de cañada en la Sierra de la Laguna. Pages 95. *Biologia*. Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Mexico DF.
- Breceda, A., A. Castellanos, A. Arriaga, and A. Ortega. 1995. Nature conservation in Baja California Sur, Mexico : Protected Areas. *Natural Areas Journal* 15: 267-273.
- Breceda, A., Mercado, C. 1994. Contexto nacional et regional. Pages 23-39 in L. Arriaga, ed. *Estrategia para la conservacion de la Sierra de la Laguna*. WWW - CIBNOR, La Paz.
- Brown, R. T., Curtis, J.T. 1952. The upland conifer-hardwood forests of northern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 22: 217 - 234.
- Bullock, J. M., Edwards, R. J., Carey, P. D., Rose, R. J. 2000. Geographical separation of two *Ulex* species at three spatial scales : does limit species' ranges ? *Ecography* 23: 257-271.
- Burrough, P.A. 1986. *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Monographs on Soil and Resources Survey. Clarendon Press, Oxford.
- Cain, S.A. 1938. The species-area curve. *Amer. Midl. Nat.* 19 : 573-81.
- Cain S.A. 1943. Sample plot technique applied to alpine vegetation in Wyoming. *Amer. J. Bot.* 30 : 240-47.
- Callaway, R. M., Walker, L.R.. 1997. Competition and facilitation : a syntetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-1965.
- Camarero, J. J., Gutiérrez, E., Fortin, M.-J. 2000a. Boundary Detection in Altitudinal Treeline Ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 32: 117-126.
- Camarero, J. J., Gutiérrez, E. Fortin, M.-J. 2000b. Spatial pattern of subalpine forest-alpine grassland ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *Forest ecology and management* 134: 1-16.
- Cancino, J., Salinas, F., Maya, Y., Coria, R., León de la Luz, J. L., Rodriguez, R., Aguilar, R., Arriaga, L.. 1994. Contexto local. Pages 41-60 in L. Arriaga, ed. *Estrategia para la conservacion de la Sierra de la Laguna*. WWW-CIBNOR, La Paz.
- Cariño, M. 1996. *Historia de las relaciones hombre naturaleza en Baja California Sur 1500 - 1940*. Universidad Autonoma de Baja California Sur, La Paz.
- Casalegno, S. 1997. L'écotone entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes en basse californie : analyse structurale et apport de l'imagerie Spot. Pages 30. Université Paris-Sud XI, Université Paris VI, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Memoire DEA d'Ecologie, inédit.
- Casalegno, S., L. Arriaga, and M.-F. Passini. 1999. Analysis of landscape boundaries between the tropical dry forest and oak forests in a mountainous region of Baja California Sur, Mexico. *XVI International Botanical Congress*, St. Louis, MO, U.S.A. : n° 1475, p. 538.
- Casalegno, S., Girard, C. 1999. Caratterizzazione spettrale di un ecotono forestale di montagna in ASITA, ed. *3a Conferenza Nazionale ASITA. Informazioni territoriali e rischi ambientali*, Napoli, Italia.

- Casalegno S., Arriaga L., Girard C.M., Passini, M-F. 2000. Utilisation de données de télédétection pour la caractérisation d'un écotone en région tropicale de montagne: Exemple dans la Sierra de la Laguna, Basse Californie Sud Mexique. *Bulletin de la Société Française de Télédétection et Photogrammétrie* 160 (4) : 3-12.
- Case, J. T. 1983. The Reptiles : ecology. Pages 159-209 in T. J. Case, M. L. Cody, eds. *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Univ of California Press, Los Angeles.
- Cavayas, F. 1984. Correction radiométrique des effets topographiques des images Landsat des territoires forestiers. Pages 127. Université de Laval Canada, Laval.
- Chabot, B. F., Mooney, H.A. 1985. *Physiological ecology of North American plant communities*. Chapman et Hall, New York.
- Chen, F., Kanemasu, E.T., West, L.T., Rachidi, F. 1999. Analysis of land use and simulation of soil erosion with GIS for the semi-arid region of Morocco. *Géobios* 10 : 55-75.
- Civco, D. 1989. Topographic normalization of landsat thematic mapper digital imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55: 1303 - 1309.
- Clements, F. E. 1905. *Research methods in ecology*. University Publishing Company, Lincoln, Nebraska, USA.
- Clements, F. E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Publ. Carneg Instn* 242.
- Clements, F. E. 1936. Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology* : 252-284.
- Cluson, R. N., Saaenmaa, H., Daugherty, W. C., Rykiel-Junior, E. J., Saunders, M. C., Fitzgerald, J. W. 1999. A knowledge system environment for ecosystem management. *landscape ecological analysis. Issue and Application*.
- Cody, L. M. 1983. The land birds. Pages 210-245 in T. J. Case, M. L. Cody, eds. *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Univ of California Press, Los Angeles.
- Cody, L. M., Moran, R., Thompson, H. 1983. The Plants. Pages 44-79 in T. J. Case, M. L. Cody, eds. *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Univ of California Press, Los Angeles.
- Colfer, C. J., Prabhu, R., Wolleberg, E. 1995. Principles criteria and indicators : applying Ockam's Razor to the people - forestry link. Pages 16. Center for international Forestry Research, Bogor.
- Coria, R. B. 1988. Climatologia. Pages 45-52 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz BCS, Mexico.
- Cornelius, J.M., Reynolds, J.F. 1991. On determining the statistical significance of discontinuous within ordered ecological data. *Ecology* 72 : 2057-2070.
- Cosandey, C. 1984. *Recherches sur le bilans d'eau dans l'ouest du Massif Armoricaïn*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris-Sorbonne.
- Cosandey, C. 1995. La forêt réduit-elle l'écoulement annuel ? *Annales de Géographie* 581 : 7-25
- Cottam, G., Curtis, J.T. Hale, B.W. 1953. Some sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology* 34 : 741-757.
- Creuder, B., Hüttl, C., Rögner, K. 1998. The formation and distribution of soils and vegetation at the Zugspitzplatt (Bavaria, Germany) related to climat, aspect and geomorphology. *Ecology* 29: 63-65.
- Cross, J. R. 1981. The establishment of *Rhododendron ponticum* in the Killarney oak woods S.W. Ireland. *Journal of Ecology* 69: 807-824.
- Curtis, J. T. 1959. *The vegetation of Wisconsin : an ordination of plant communities*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Curtis, J. T., McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.
- Daget, P., M. Gordon, P. David, and J. Riso. 1974. *Vocabulaire d'Ecologie*. CNRS Montpellier.
- Daubenmire, R.F. 1956. Climate as a determinant of vegetation distribution in eastern Washington and northern Idaho. *Ecological Monographs* 26 (2) : 131-154.
- Daubenmire, R. F. 1966. Vegetation: identification of typical communities. *Science* 151: 291-298.
- Delcourt, P. A., Delcourt, H.R. 1988. Quaternary landscape ecology : relevant scales in space and time. *Landscape Ecology* 2(1):23-44.
- Delcourt, P. A., Delcourt, H.R. 1992. Ecotone dynamics in space and time. Pages 19-54 in A. Hansen, J. et F. Di Castri, eds. *Landscape Boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, U.S.A.
- Di Castri, F., Hansen, A.J. 1992. The environment and development crisis as determinants of landscape dynamics. Pages 3 - 18 in F. Di Castri and A. J. Hansen, eds. *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag New York.
- Di Castri, F., Hansen, A. J., Holland, M. M. 1988. A new look at ecotones. Emerging international projects on landscape boundaries. *Biology International Special Issue* 17: 163.
- Didier, L., Brun, J.-J. 1998. La cartographie phytomorphologique, un outil d'analyse structurelle fonctionnelle de l'écotone supraforestier. *Ecologie* 29: 283-288.
- Domb, C., Lebowitz, J.L. 1988. *Phase transition and critical phenomena*. Academic Press, London, Angleterre.

- Dovers, S. R., Norton, T. W. 1994. Sustainability : questions for ecosystem management. Pages 1-9 in T. W. Norton, S. R. Dovers, eds. *Ecology and sustainability of southern temperate ecosystems*, Australia.
- Dubois, J.J. 1999. Les milieux forestiers montagnards. In J.J. Dubois ed. *Les milieux forestiers*. p. 258-264. SEDES Paris.
- Duchauffour, P. 1997. *Abrégé de pédologie. Sol, végétation, environnement*. Masson, Paris.
- Durham, J. W., Allison, E.C. 1960. The geologic history of Baja California and its marine faunas. *Systematic Zoology* 9: 47-91.
- Esler, J., Rundel, P. W., Cowling, R. M. 1998. Biodiversity and conservation biology of coastal transition zones from mediterranean to desert ecosystems : An intercontinental comparison. Pages 205 - 230 in R. e. al, ed. *Landscape degradation and Biodiversity in mediterranean type ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Everitt, B. S. 1977. *The analysis of contingency tables*. Chapman and Hall Ltd., London.
- Fahsi, A., Tsegaye, T. Tadesse, W. Coleman, T. 2000. Incorporation of Digital elevation models with Landsat-Tm data to improve land cover classification accuracy. *Forest Ecology and Management* 128: 57 - 64.
- Fairbridge, R. W. 1982. El rediscubrimiento de la Tierra. Pages 233-250 in CONACIT, ed. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*, La paz BCS, Mexico.
- FAO. 1999. *State of the world's forest*, Rome.
- Ffelliott, P. F., Fogel, M. M., Gottfried, G. J. 1994. Recursos forestales de la Sierra de La Laguna in Ortega A, ed. *Uso e manejo de los recursos naturales en la Sierra de la Laguna Baja California Sur*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C, W.W.W., La Paz, BCS, Mexico.
- Flores-Villela, O., Gerez, P. 1989. *Mexico's living endowment : an overview of biological diversity*, Mexico DF.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology* 10: 133-142.
- Fortin M.F., 1994. Edge detection algorithms for two dimensional ecological data. *Ecology* 75 : 956-965.
- Fortin, M.-J. 1999. Effects of quadrat size and data measurement on the detection of boundaries. *Journal of Vegetation Science* 10: 43 - 50.
- Fortin, M.-J., Draepau, P. 1995. Delineation of ecological boundaries: comparison of approaches and significance tests. *Oikos* 72, 323-332.
- Fortin, M.-J., Drapeau, P., Jaquez, G.M. 1996. Quantification of spatial co-occurrences of ecological boundaries. *Oikos* 77.
- Fortin, M.-J., Olson, O. J., Ferson, S., Iverson, L. 2000. Issue related to the detection of boundaries. *Landscape Ecology* 15: 453-466.
- Fritsch, J.M. 1992. Les effets du défrichement de la forêt amazonienne et de la mise en culture sur l'hydrologie des petits bassins versants. ORSTOM Paris.
- Fritsch, J.M. 1995. Occupations des sols et régime hydrologiques : les enseignements de bassins versants guyanais, *Annales de Géographie* 581 : 26-63.
- Frontier, S. 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris.
- Frontier, S., Viale, D.P. 1993. *Ecosystèmes : structure, fonctionnement et évolution*. Masson. 440 p.
- Galán de Mera, A., Hagen, M. A., Vicebte Orellana, J. A. 1999. Aerophyte, a new life form in Raunkiaer's classification ? *Journal of Vegetation Science* 10: 65-68.
- Galicía, L., Lopez-Blanco, J., Zarco, A. E., Filips, V., García-Oliva, F. 1999. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena* 36: 153-164.
- Galina, P., Alvarez, S., González, A., 1991. Aspectos generales sobre la fauna de vertebrados. Pages 177-212 in A. Ortega, L. Arriaga, eds. *La Reserva de la Biosfera El Vizcaíno en la Península de Baja California*. CIBNOR, La Paz, B.C.S., México.
- García, E. 1973. *Modificaciones al Sistema de Clasificación climática de Koeppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Instituto de Geografía, UNAM. Mexique.
- Gardner, R. H., Turner, M. G., O'Neill, R. V., Lavorel, S. 1991. Simulation of the scale-dependent effects of landscape boundaries on species persistence and dispersal. Pages 76 - 89 in M. M. Holland, P. G. Risser, R. J. Naiman, eds. *Ecotones. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman and Hall, New York.
- Gillison, A. N., and K. R. W. Brewer. 1985. The use of gradient direct transect or gradsect in natural resource surveys. *Journal of Environmental Management* 20: 103 - 127.
- Girard, M. C. 1990. Images de la terre : un monde à découvrir, un approche dialectique. Pages 67-77 in : Editions du Comité des Travaux historiques et scientifiques. *115e Congrès national Société savantes*, Avignon.
- Girard, M. C., Girard, C.M. 1999. *Traitement des données de télédétection*. Dunod, Paris France.
- Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey bot. Club*, 53: 7-26.

- Goldberg, D. E. 1982. Comparison of factors determining growth rates of deciduous vs. broad-leaf evergreen trees. *American Midland Naturalist* 108: 133 143.
- Goldman, E.A. 1951. Biological investigations in Mexico. Smithsonian Institution. Publication 4017.
- Gordon M., Forman, R.T.T. 1983. Landscape modification and Changing Ecological Characteristics. In : Disturbance and ecosystems. H.A. Moonei and M. Gordon eds. Springer-Verlag - New York p12-28.
- Gosz, J. R. 1992. Gradient analysis of ecological change in time and space: implications for forest management. *Ecological Applications* 2: 248-261.
- Gosz, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* 3: 369-376.
- Gosz, J. R., Shape, P.J. 1989. Broad scale concepts for interactions of climate, topography, and biota at biome transitions. *Landscape Ecology* 3: 229-243.
- Groombridge, B. 1995. *Global biodiversity*. Chapman and Hall - World Conservation Monitoring Center, London.
- Guadalupe, W.-L. 1997. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in Mexican tropical lower montane forest. *Global ecology and Biogeographic Letters* 6: 115-127.
- Guertin, P. D., Elliott, P. F., Fogel, M.M. 1988. Características Fisiográficas e Hidrológicas. Pages 37-43 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La Sierra de la Laguna de Baja California Sur*,. CIBNOR, La Paz, BCS, Mexique.
- Guinoichet, M. 1973. *Phytosociologie*. Masson et Cie, Paris.
- Gunilla, A., Austrheim, G. Greene, S.N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape Ecology*. 15 : 155-170.
- Hansen, A. J., di Castri, F., Holland, M.M. 1988. Ecotones: what and why ? *Biology International Special Issue* 17: 9-46.
- Heath, J. P. 1971. Changes in thirty-one years in a Sierra Nevada ecotone. *Ecology* 32: 1090-1092.
- Heilprin, A. 1887. *The geographical and geological distribution of animals*. International Scientific Series, New York.
- Heinrich, D., Hergt, M. 1990. *Atlas d'écologie*. Librairie Générale Française.
- Heywood, V. H., Watson, R. T. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge university press, New York.
- Holdridge, L. R. 1947. Determination of the world plant formations from simple climatic data. *Science* 105: 367-368.
- Holdridge, L. R. 1967. *Life Zone Ecology*. San José : Tropical Science Center.
- Holland, M. M. 1988. SCOPE/MAB Technical consultations on landscape boundaries. Report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, 5-7 January 1987, Paris France. *Biology International Special Issue* 17: 47 - 106.
- Holland, M. M., Risser, P.G. 1991. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. Pages 1 - 7 in M. M. Holland, P. G. Risser, R. J. Naiman, eds. *Ecotones*. Chapman and Hall, New York, USA.
- Holland, M. M., Risser, P. G., Naiman, R.J. 1991. *Ecotones*. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Huey, M. L. 1964. The mammals of Baja California, Mexico. *Transaction of the San Diego Society of Natural History* 13: 85-168.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 1991. *XI Censo General de Poblacion y Vivienda, Baja California Sur, Resultados Definitivos, Tabulados Basicos, 1990*. INEGI, Agua calientes, Ags. Mexico.
- Iovino, F., Cinnirella, S., Veltri, A., Callegari, G. 1998. Processus hydriques dans les écosystèmes forestiers. *Ecologie* 29: 369-375.
- Johnston, C. A., Pastor, J., Pinay, G. 1992. Quantitative methods for studying landscape boundaries. Pages 107 - 128 in F. Di Castri and A. J. Hansen, eds. *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag New York.
- Jones, A. R., Settle, J. J. Wyatt, B. K. 1988. Perspective images from the Spot-1 HRV sensor. *International Journal of Remote Sensing* 9.
- Kadro, A. 1981. Untersuchung der spektralen Reflexionseigenschaften verschiedener Vegetationsbestände. Albert-Ludwigs Universität, Freiburg i. Br.
- Kappelle, M. 1996. *Los bosques de Roble (Quercus) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Biodiversidad, Ecología, Conservación y Desarrollo*. Uinversiteit van Amsterdam - Instituto Nacional de Biodiversidad, Amsterdam.
- Kappelle, M., Kennis, P. A. F., de Vries R. A. J. 1995. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Biodiversity and Conservation* 4: 10 - 34.
- Keitt, T. H., Urban, D. L., Milne, B.T. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation ecology [online]* 1: 4.
- Kienast, F., Wildi, O., Lemm, R., Zimmermann, N. 1997. Autre climat - Autre végétation ? Les réponses données par la modélisation. *Arguments de la recherche* 13: 1-8.

- Kimmins, J. P. 1987. *Forest ecology*. MacMillan Publishing Company, New York, New York, U.S.A.
- Knipling, E. B. 1970. Physical and physiological bases for the reflectance of visible and near infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment* 1: 155-159.
- Koichi, T. 1997. Regeneration and coexistence of two subalpine conifer species in relation to dwarf bamboo in the understorey. *Journal of vegetation science* 8: 529-536.
- Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment *Oikos* 48: 321-324.
- Kuhn, T. S. 1962. *The structure of scientific revolutions*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Lanly, J. P. 1995. Sustainable forest management : lessons of history and recent developments. *Unasylva* 46: 38-45.
- Lavabre, J., Semperes Torres, D., Cernesson, F. 1991. Etude du comportement hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie. *Hydrologie Continentale* 6 : 121-132.
- Lawlor, E. T. 1983. The mammals. Pages 265-289 in T. J. Case, M. L. Cody, eds. *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Univ of California Press, Los Angeles.
- Le Men, H., Lacaze, B. 1987. Etude de la stéréoradiométrie sur les images SPOT. Pages 51 - 55. *SPOT assesment and results*, Paris.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- León de la Luz, J. L., Domínguez Cadena, R., Coria Benet, R. 1988. Aspectos Florísticos. Pages 83 - 114 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, la Paz BCS Mexico.
- León de la Luz, J. L., Domínguez Cadena, R. 1989. Flora of the Sierra de la Laguna, Baja California Sur, Mexico. *Madroño* 36: 61 - 83.
- León de la Luz, J., Cancino, J., Arriaga, L. 1991. Asociaciones fisionómico-florísticas y flora. Pages 145-176 in A. Ortega, L. Arriaga, eds. *La Reserva de la Biosfera El Vizcaíno en la Península de Baja California*. CIBNOR, La Paz, B.C.S., México.
- León de la Luz, J. L., Coria Benet, R. 1992. *Flora Iconografica de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz, Mexique.
- León de la Luz, J. L., Coria Benet, R. 1993. Additions to the flora of the Sierra de la Laguna, Baja California Sur, Mexico. *Madroño* 40 (1) : 15-24.
- León de la Luz, J. L., Coria, R. C. Estrada, C. M. 1996. Fenología floral de una comunidad arido-tropical de Baja California Sur, Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 35: 45 - 64.
- León de la Luz, J. L., Pérez Navarro, J. J., Domínguez León, M., Domínguez Cadena, R. 1999. *XVIII flora de la región del Cabo de Baja California Sur*. UNAM, D. F. Mexico.
- León de la Luz, J. L., Pérez Navarro, J. J., Breceda, A. 2000. A transitional xerophytic tropical plant community of the Cape Region, Baja California. *Journal of vegetation Science* 11 : 555-594.
- Leon Portilla, M. 1976. Sobre la Lengua Péricú de Baja California. *Anales de Antropología* 13: 87-101.
- Levin, S. A. 1993. Forum, science and sustainability. *Ecological applications* 3: 445-489.
- Lexer, M. J., Hönninger, K. 1998. defining the physiological amplitude of alpine tree species using the combined network of forest inventory, soil and meteorological data. *Ecologie* 29: 383-387.
- Linné von, K. 1751. *Philosophia botanica*.
- Livingston, B. E. 1903. The distribution of the upland societies of Kent County. *Michigan Botanical Gaz.* 35 : 36 - 55.
- Lomolino, M.V. 2000. Ecology's most general, yet protéan pattern : the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 27 : 17-26.
- Lopez de Casenave, J., J. P. Pelotto, J. Protomastro. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 72: 61 - 69.
- Lopez-Ramos, E. 1982. *Geologia de México*.
- Lubchenco, J., Olson, A. M., Brubaker, L. B., Carpenter, S. R., Holland, M. M., Hubbel, S. P., Levin, S. A., MacMahon, J. A., Maston, P. A., Melillo, J. M., Mooney, H. A., Peterson, C. H., Pulliam, H. R., Real, L. A., Regal, P. J., Risser, P. G. 1991. The sustainable biosphere initiative : an ecological research agenda. *Ecology* 72: 371-412.
- Lucas, O. W. R. 1991. *The design of forest landscapes*. Oxford University Press, New York.
- Ludwig, J. A., Cornelius, J. M. 1987. Locating discontinuities along ecological gradients. *Ecology* 68 (: 448 - 450.
- Mackey, R. L., and D. J. Currie. 2000. A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. *Oikos* 88: 483.
- Malingereau, J.P., Achard, F., D'Souza, G., Stibig, H.J., D'Souza, J., Estregeuil, C., Eva, H. 1995. AVHRR for global tropical monitoring : the lesson of the TREES project. *Remote Sensing Rewiews* 12 : 29-40.
- Marshall, C. J., Liebherr, J.K. 2000. Cladistic biogeography of the Mexican transition zone. *Journal of Biogeography* 27: 203-216.

- Martinez, B. A. 1981. *La ganaderia en Baja california sur. Vol 1*. J.B. Baja California Sur, La paz, Mexico.
- Martinez, E., Fuentes, E. 1993. Can we extrapolate the California model of grassland-shrubland ecotone ? *Ecological Applications* 3 (3) : 417-423.
- Mathes, W. M. 1980. La adaptacion del Bajacaliforniano al medio ambiente desde la antigüedad hasta medianos del siglo XIX. *Calafia* 4.
- Matuszkiewicz, W. 1948. An application of non metric multidimensional scaling to the construction of an improved species plexus. *Journal of Ecology* 66 : 157-173.
- Maya, Y. 1988. Edafología. Pages 53 - 65 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz BCS, Mexico.
- Maya, Y., Troyo, E., Salinas, F. 1994. Analisis de los recursos de la reserva de la biosfera Sierra de la Laguna. Pages 61 - 75 in L. Arriaga, ed. *Estrategia para la conservacion de la Sierra de la Laguna*. W.W.W. - CIBNOR, La Paz, Mexique.
- Maya, Y., Arriaga, L. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstory species of a desert scrub community in north-western Mexico. *Journal of Arid Environments* 34 : 23-35.
- Milne, B. T., Johnson, A. R., Keitt, T. H., Hatfield, C. A., David, J. Hraber, P.T. 1996. Detection of critical densities associated with Piñon-Juniper woodland ecotones. *Ecology* 77: 805 - 821.
- Möbius, K. 1887. An oyster beank is a Biocönose, or a social community. In E.J. Kormundy ed. *Readings in ecology*. 1965. Prentice Hall.
- Morelos, O. S. 1988. La vegetación : una aproximación a través de la fotointerpretación. Pages 69 - 81 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz BCS Mexico.
- Muller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York, NY.
- Murphy, R. W. 1983. Paleobiogeography and genetic differentiation of the Baja California herpetofauna. *Occasional papers of the California Academic of Sciences* 137: 48.
- Naiman, R. G., Holland, M. M., Décamps, H., Risser, P.G. 1988. A new UNESCO program: research and management of land / inland water ecotones. *Biology International Special Issue* 17: 107 - 136.
- Naveh, Z., Whittaker, R.H. 1980. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio* 41: 171-190.
- Neilson, R. P. 1993. Transient ecotone reponse to climatic change : some conceptual and modelling approaches. *Ecological Applications* 3: 385-395.
- Neumann, B., M. kollewe, and H. Spizer. Multispectral remote sensing techniques applied to the study of ecotones. .
- Noble, I. R. 1993. A model of the responses of ecotones to climate change. *Ecological Applications* 3: 369-403.
- Norton, D.A., Lord, J.M. 1990. On the use of grain size in ecology. *Functional Ecology*. 4 : 719.
- Odum, E. P. 1959. *Foundamentals of ecology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia, Pennsylvania USA.
- Olosson, G. E. A., G. Austrheim, and S. N. Grenne. 2000. Landscape change in mountains, land use environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape Ecology* 15: 155-170.
- Oosterhoorn, M., Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291 - 307.
- Ortega, A., and L. Arriaga. 1988. Consideraciones Finales. Pages 229 - 237. in L. Arriaga and A. Ortega, eds. *La sierra de la Laguna de Baja California Sur*. Centro de Investigaciones Biologicas de Baja California Sur A.C., la Paz BCS Mexico.
- Ozenda, P. 1954. La temperature, facteur de repartition de la végétation en montagne. *Ann. Biol.* 31: 295-312.
- Ozenda, P. 1982. *Les vegetaux dans la biosphère*, Paris.
- Ozenda, P. 1985. *La végétation de la chaîne alpine dans l'espace montagnard européen*. Masson, Paris.
- Ozenda, P. 1988. Le déplacement vertical des étages de végétation en fonction de la latitude : un modèle simple et ses limites. *Bull. Soc. Géol. France* 5: 535-540.
- Ozenda, P. 1998. Un modèle biogéographique alpin est-il généralisable à d'autres chaînes holarctiques ? *Ecologie* (1-2) : 13-21.
- Ozenda, P., Borel, J.-L. 1990. The possible responses of vegetation to a global climatic changes : scenarios for Western Europe, with special reference to the Alps. *Landscape-ecol. Impact of Clim. Change* 105: 211-249.
- Padilla Arredondo, G., Pedrin Aviles, S., Diaz Rivera, E. 1988. Historia geologica y paleoecologia. Pages 27-36 in L. Arriaga, A. Ortega, eds. *La Sierra de la Laguna de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz, BCS, Mexico.
- Palmer, M.W., White, P.S. 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *American Naturalist* 144 (4) : 717-740.
- Passini, M.-F. 1987. The endemic pinyon of lower California : *Pinus lagunae* M.-F. Passini. *Phytologia* 63: 337-338.
- Passini, M.-F., Pinel, N. 1987. Morphology and Phenology of *Pinus lagunae* M.-F. Passini. *Phytologia* 63: 331-336.

- Passini, M.-F., Pinel, N. 1989. Ecology and distribution of *Pinus lagunae*, in Sierra de la Laguna, Baja California Sur, Mexico. *Madroño* 36: 84 - 92.
- Peinado L.M., Rivas Martinez, S. 1987. *La vegetacion de España*. Univ de Alcalá. Espagne. p544.
- Pinel, N. 1985. La formation à *Pinus cembroides* var. *lagunae* dans la Sierra de la Laguna, Basse Californie Sud, Mexique. UPS Toulouse, France, Toulouse, France.
- Proy, C., Leprieur, C. 1985. Influence de la topographie et de l'atmosphère sur les mesures radiométriques en région montagneuse et d'un modèle d'inversion du signal sur des données TM. Pages 191 - 197. *3rd international colloquium on spectral signatures of objects in remote sensing*.
- Ramade, F. 1987. *Les catastrophes écologiques*, Paris.
- Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*, Oxford.
- Reiners, W. A., Lang, E. 1987. Changes in litterfall along a gradient in altitude. *Journal of Ecology* 75: 629-638.
- Reygadas, F., Velasquez, G. 1983. *El grupo Pericù de Baja California*. Fonapaz, La Paz, BCS, Mexico.
- Risser, P. G. 1985. *Spatial and temporal variability of biospheric and geospheric processes: research needed to determine interactions with global environmental change*, St. Petersburg, Florida, USA.
- Risser, P. G., Lubchenco, J., Levin, S. A. 1991. Biological research priorities : a sustainable biosphere. *BioScience* 41: 625-627.
- Rodoman B.B. 1982. *The main types of the natural borders*. Geograficheskiye granitsi. Moskow State University.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetacion de México*, Mexico DF.
- Rzedowski, J. 1991a. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botànica Mexicana* 14: 3-21.
- Rzedowski, J. 1991b. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana : una apreciación analítica preliminar. *Acta Botànica Mexicana* 15: 47-64.
- Sample, V. A. 1991. *Land stewardship in the next era of conservation*. Grey Towers Press, Millford, P:A.
- Sardinero, S. 2000. Classification and ordination of plant communities along an altitudinal gradient on the Presidential Range, New Hampshire, USA. *Plant ecology* 148: 81-103.
- Saunders, S. C., Chen, J., Drummer, T. D., Crow, T.R. 1999. Modelling temperature gradients across edges over time in a managed landscape. *Forest ecology and management* 177: 17-31.
- Schlüssel, A., Theurillat, J.-P. 1998. Phenology of *Rhododendron ferrugineum* L. in two altitudinal gradients of the Valaisian Alps (Switzerland). *Ecologie* 29: 429-433.
- Seyfert, C. K., Sirkin, L.A. 1972. *Earth history and planet tectonics. An introduction to historical geology*. Harper & Row.
- Shreve, F. 1937. The vegetation of the Cape Region of Baja California. *Madroño* 4: 105 - 113.
- Shreve, F. 1951. Vegetation of the Sonoran Desert. *Carnegie Institute Washington Publications* 591: 1-192.
- Shreve, F., and I. L. Wiggins. 1964. *Vegetations and flora of the Sonoran Desert*. Stanford University Press, Stanford.
- Slatkin, M. 1977. Gene flow and genetic drift in a species subject to frequent local extinction. *Theor. Pop. Biol.* 12: 253.
- Slatyer, R. O., Noble, I. R. 1996. Dynamics of montane treelines. Pages 346 - 359. in F. Di Castri, A. J. Hansen, eds. *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.
- Smolikowski, B., Roose, E., Lopez, J.-M., Querbes, M., Querido, A., Barry, O. 1998. Utilisation du paillage léger et de la haie vive dans la lutte contre l'érosion en zone semi-aride de montagne (Cap-Vert). *Sécheresse* 9(1) : 13-21.
- Solomon, A. M., Shugart, H. H. 1993. *Vegetation dynamics and global change*. Chapman and Hall, NY - London.
- Souchier, B. 1998. Diversité écosystémique des montagnes alpines comparaison Alpes-Apennins-Carpatés-Caucase. *Ecologie* 29: 23-36.
- Spies, T.A., Turner, M.G. 1999. Dynamic forest mosaics. In M.L. Hunter JR. ed. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sugihara, G., and R. M. May. 1990. Applications of Fractals in Ecology. *Tree* 5: 79-86.
- Surrel. 1841. *Les Torrents des Hautes Alpes*. In Dubois ed. Les milieux forestiers - chapitre 2 : C. Kergomard, Hydrosystèmes et milieux forestiers. SEDES
- Tansley, A. G. 1920. The classification of vegetation and the concept of development. *Journal of Ecology* 8: 118-149.
- Thoman, M.A. Ashton, P.M.S. 1996. Sustainable forest ecosystems and management : a review article. *Forest Science* 42: 366-377.
- van der Hammen, T.D. 1984. The Plio-Pleistocene record of the tropical Andes. *Journal geol. Soc. London* 142 : 483-489.

- van der Hammen, T.D. Muller-Dombois, and M. A. Little. 1989. *Manual of methods for mountain transect studies. Comparative studies of tropical mountain ecosystems*. Unesco MAB, International Union of Biological Sciences IUBS, Paris, France.
- van der Maarel, E. 1976. On the establishment of plant community. *Ber. Deutsh. Ges. Bd.* 89: 415 - 443.
- van der Maarel, E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* 1: 135 - 138.
- van Leeuwen, C. G. 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15: 25-46.
- Vanpeene Bruhier, S. 1998. *Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie)*. Thèse de Doctorat en Sciences de l'environnement. ENGREF - Cemagref, Grenoble.
- Varma, V. K., I. Ferguson, and I. Wild. 2000. Decision support system for the sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 128: 49-55.
- Verger, J. P. 1998. Rôles respectifs de la roche et du climat dans la repartition des groupements végétaux en montagne. Exemple du val d'Aoste (Italie). *Ecologie* 29: 123-127.
- Villa Salas, A. B. 1968. La vegetacion forestal en el Extremo Meridional de Baja California Sur. *Direccion General del Inventario Nacional Forestal* 10: 20.
- Villalba, R., Veblen, T. T. 1997. Regional patterns of tree population age structures in northern Patagonia : climatic and disturbance influences. *Journal of ecology* 85: 113-124.
- Vivek, K. V., Ferguson, I., Wild, I. 2000. Decision support system for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 128: 49-55.
- von Humboldt, A. 1805. Essai sur la géographie des plantes ; accompagne d'un tableau physique des régions équinoxiales in A. M. Solomon and H. H. Shugart, eds. *Vegetation dynamics and global change*. Chapman & Hall - IIASA, New York.
- Walter, H. 1976. Der ökologishen systeme der Kontinente. in A. M. Solomon and H. H. Shugart, eds. *Vegetation dynamics and global change*. Chapman and Hall, NY - London.
- Walter, H., Box, E. 1976. Global classification of natural terrestrial ecosystems. *Vegetatio* 32: 75 - 81.
- Waver, R. H. 1978. The breeding avifauna of isla Tiburon, Sonora, Mexico. Unpublished technical report of U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C.
- Webster, R., and I. F. T. Wong. 1969. A numerical procedure for testing soil boundaries interpreted from air photographs. *Photogrammetria* 24: 59 - 72.
- Weinstein, D. A. 1996. Use of simulation models to evaluate the alteration of ecotones by global carbon dioxide increases. Pages 346-359 in A. J. Hansen, F. di Castri, eds. *Landscape boundaries. Consequence for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.
- Whittaker, R. H. 1953. A consideration of the climax theory: the climax as population and pattern. *Ecological Monographs* 23: 41-78.
- Whittaker, R. H. 1956. Vegetations of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 26: 1 - 80.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetations of Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279 - 338.
- Whittaker, R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 42 : 207-265.
- Whittaker, R. H. 1970. The population structure of vegetation. Pages 39-59 in R. TÜXEN, ed. *Gesellschaftsmorphologie, Ber. Symp. int. Ver. Vegetationkunde*. Junk, The Hague, Rinteln.
- Whittaker, R. H. 1973. *Handbook of vegetation science : ordination and classification of communities*, The Hague.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. The Macmillan Company, Collier-Macmillan, London.
- Whittaker, R. H. 1982. Direct gradient analysis. Pages 7 - 71 in R. H. Whittaker, ed. *Ordination of plant communities*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, Boston - London.
- Wiens, J. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3 : 385-397.
- Wiens, J. 1990. On the use of grain and grain size in ecology. *Functional Ecology* 4 : 720.
- Wiens, J.A., Crawford, C.S., Gosz, J.R. 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*. 45: 421-427
- Wierenga, P.J., Hendrickx, J.M.H., Nash, M.H., Ludwig, J.A. Daugherty, L.A. 1987. Variation of soil and vegetation with distance along a transect in the Chihuahuan desert. *Journal of Arid Environment* 13 : 53-63.
- Wiggins, I. L. 1980. *Flora of Baja California*. Stanford University Press, Stanford CA, U.S.A.
- Williams-Linera, G. 1997. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in a mexican tropical lower montane forest. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 115-127.
- Wilson, E. O. 1992. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC.
- Withers, M.A. Meentemeyer, V. 1999. Concept of scale in landscape ecology. in J.M. Klopatek et R.H. Gardner eds. *Landscape ecological analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Womble, W.H. 1951. Differential systematics. *Science* 114: 315-322.

- Yamamura, N. 1976. A mathematical approach to spatial distribution and temporal succession in plant communities. *Bulletin of Mathematical Biology* 38: 517-526.
- Yang, C. 1992. Correction radiométrique des effets topographiques sur les images satellitaires SPOT. *Les Dossiers de la revue de géographie alpine* 8: 15 - 27.
- Yang, C., Urua, W. Christian, P. 1993. Correction radiométrique sur les données satellitaires en zone de relief : Modélisation et application. Pages 65 - 80 in Aupelf-Uref, ed. *Télédétection et Cartographie*. Les Presses de l'Université de Québec, Québec, Canada.
- Zallen, R. 1983. *The physics of amorphous solids*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.

Annexe 1 Fiches d'observation générales

CODE relevé.....
 Date.....
 Heure.....gps1-2.....
 Météo.....t°C.....
 Photo.....film.....
 gps1.....N.....W
 gps2.....N.....W
 Altitude.....gps 1-2.....
 Vallée.....
 Exposition: N - NE - E - SE - S-SW
 -W - NW °.....

TOPOGRAPHIE:

Terrain plat.....
 Sommet vif (pic, arête, éperon).....
 Escarpement.....
 Sommet arrondi.....
 Haut de versant (talus).....
 Mi-versant.....
 Replat.....
 Bas de versant.....
 Dépression ouverte.....
 Dépression fermée.....

PENTE:

%.....

VEGETATION:

Arborescente.....%
 Arbrisseau.....%
 Arbustive.....%
 Herbacée.....%
 Grimpante.....%
 Epiphytique.....%

DEGRE D'OUVERTURE DES STRATESPRINCIPALES:

Fermée >90%
 Peu ouverte 75-90%
 Assez Ouverte 50-75%
 Ouverte 25-50%
 Très Ouverte 10-25%
 Extrêmement ouverte 0-10%
 Totalement ouverte 0%

FORMATION:

Végétation claire
 Ligneuse haute dense
 Ligneuse haute claire
 Ligneuse basse dense
 Ligneuse basse claire
 Herbacée
 Complexe herb. ligneux hauts
 Complexe herb. ligneux bas
 Complexe herb. lign. bas+hauts
 Complexe lign. bas et hauts

ARTIFICIALISATION:

Climacique
 Artificialisation faible / moyenne / forte

PHENOLOGIE:

Feuilles de l'année
 Bourgeons
 Nouvelle feuilles
 Dépouvue de feuilles
 Fleurs - fruits
 Fleurs fanées

RECOUVREMENT DU SOL:

Roche dure et blocs.....%
 Pierrailles.....%
 Terre fine.....%
 Végétation basale.....%
 Litière fine.....%
 Litière morte.....%
 Excrement bovin.....%
 Excrement autres.....%
 Trous.....%
 Eau.....%

NATURE ROCHE:

Eruptive famille granites
 Intrusions
 Sedimentaire Si - Ca
 Métamorphique

HUMIDITE STATION:

Très sèche
 Sèche
 Assez sèche
 Moyenne
 Humide

TEXTURE:

Limon.....%
 Argile.....%
 Sable.....%

AUTRES

Pullulation entomofaune parasite
 Lepidoptères / Hémiptères

COMMENTAIRES

CODE relevé...../.....

Annexe 2

Formes de vie

Les espèces ont été triées en fonction de leur forme de vie (Raunkiaer 1934, Galàn de Mera 1999) en arbres, arbrisseaux, arbustes, lianes, succulentes.

Les phanérophytes sont des plantes vivaces, ligneuses, à point végétatif haut, plus de 30 cm
Nous avons différencié les phanérophytes en:

Mesophanérophytes = **arbres** ; hauteurs > 8 m

Microphanérophytes = **arbrisseaux** ; hauteurs comprises entre 2,5 et 8 m

Nanophanérophytes = **arbustes** ; hauteurs comprises entre 0,3 et 2,5 m, plantes herbacées pluriannuelles

Phanérophytes lianescents = **lianes** ; plantes héliophiles, grimpantes, rampantes

Phanérophytes succulentes = **succulentes** ; tige épaisse et charnue remplie de tissu aquifère

Une espèce parasite est aussi comprise dans les relevés.

Annexe 3

I) Tableau récapitulatif du nombre de taxa répertoriés et endémisme

II) Liste des espèces échantillonnées sur au moins 2 transects triée par forme de vie

III) Liste des espèces échantillonnées sur un seul transect et de densité < 1% de la densité totale par forme de vie

	Total espèces ligneuses	Arbres	Arbrisseaux	Arbustes	Lianes	Succulentes	Herbacées pérennes et parasites
Total espèces répertoriées sur au moins 2 transects	118	18	21	47	18	11	3
Total espèces en exposition nord	115	18	20	45	18	11	3
Total espèces en exposition sud	74	14	17	27	8	6	2
Total espèces répertoriées sur 1 transect et de densité < 1% par forme de vie	39	4	2	27	4	2	0
Total espèces	157	22	23	74	22	13	3
Total endémiques de la péninsule	44	7	10	26	4	3	3
Total endémiques de la Sierra de la Laguna	24	3	5	16	4	3	3
% endémiques de la péninsule	28,0	31,8	43,5	35,1	18,2	23,1	100,0
% endémiques de la Sierra de la Laguna	15,3	13,6	21,7	21,6	18,2	23,1	100,0

I) Tableau récapitulatif du nombre de taxa répertorié et endémisme.

II) Liste des espèces échantillonnée sur au moins 2 transects triée par forme de vie :
 (* = endémique de la péninsule de Basse Californie ; ** endémique de la Sierra de la Laguna)

Espèce	Auteur	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
<i>Lysiloma divaricata</i>	(Jacq.) Macbr.	Fabaceae	15	4	11	25
<i>Quercus tuberculata</i>	Liebm.	Fagaceae	15	4	11	21
<i>Bursera microphylla</i>	A. Gray	Burseraceae	15	4	11	19
<i>Erythrina flabelliformis</i>	Kearney	Fabaceae	15	4	11	15
** <i>Gochnatia arborescens</i>	Brandeggee	Asteraceae	12	2	10	3
<i>Plumeria acutifolia</i>	Poir	Apocynaceae	11	4	7	3
<i>Cassia emarginata</i>	L.	Fabaceae	11	1	10	3
* <i>Diospyros californica</i>	Brandeggee	Ebenaceae	10	2	8	2
** <i>Quercus devia</i>	Goldam	Fagaceae	7	2	5	2
<i>Schaefferia shrevei</i>	(Lundell)	Celasteraceae	11	1	10	2
<i>Bursera sp</i>		Burseraceae	3	0	3	2
* <i>Erythra Brandegeii</i>	Purpus	Arecaceae	6	1	5	1
<i>Lysiloma candidum</i>	Brandeggee	Fabaceae	3	0	3	1
<i>Albizia occidentalis</i>	Brandeggee	Fabaceae	8	0	8	1
* <i>Shoepfia californica</i>	Brandeggee	Oleaceae	6	3	3	0,4
<i>Ficus palmeri</i>	S. Wats	Moraceae	4	2	2	0,2
* <i>Cyrtocarpa edulis</i>	(Brandeggee) Stand.	Anacardiaceae	3	2	1	0,2
<i>Quercus albocincta</i>	Trel.	Fagaceae	3	0	3	0,1
total % densité						99,8

Arbustes

Espèce	Auteur	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
<i>Dodonaea viscosa</i>	Jacq.	Sapindaceae	15	4	11	45
<i>Tecoma stans</i>	(L.) Juss.	Bignoniaceae	14	3	11	12
** <i>Randia megacarpa</i>	Brandeggee	Rubiaceae	15	4	11	8
* <i>Acacia goldmanii</i>	(Britt. et Rose) Wiggins	Fabaceae	15	4	11	8
<i>Euphorbia xantii</i>	Englem	Euphorbiaceae	14	3	11	5
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	(Roem. & Sch.) Zucc.	Rhamnaceae	15	4	11	5
* <i>Hyptis laniflora</i>	Benth.	Lamiaceae	14	3	11	4
<i>Chiococca alba</i>	(L.)	Rubiaceae	11	2	9	3
<i>Iresine calea</i>	(Ibañez) Standl.	Amaranthaceae	11	3	8	2
<i>Yucca valida</i>	Brandeggee	Agavaceae	14	4	10	2
<i>Jatropha cinerea</i>	(C.G. Ortega) Muell.	Euphorbiaceae	9	0	9	1
<i>Bursera epinnata</i>	(Rose) Engler	Burseraceae	13	3	10	1
<i>Zanthoxylum arborescens</i>	Rose	Rutaceae	5	2	3	1
** <i>Chiococca pubescens</i>	Standley	Rubiaceae	5	0	5	1
** <i>Bumelia peninsularis</i>	Brandeggee	Sapotaceae	9	4	5	0,4
<i>Caesalpinia pannosa</i>	Brandeggee	Fabaceae	3	1	2	0,4
* <i>Celosia fluribonda</i>	A. Gray	Amaranthaceae	8	2	6	0,4
* <i>Esenbeckia flava</i>	Brandeggee	Rutaceae	2	2	0	0,4
<i>Celtis reticulata</i>	Torr.	Ulmaceae	3	1	2	0,2
** <i>Nolina beldingii</i>	Brandeggee	Agavaceae	3	0	3	0,1
* <i>Malpighia diversifolia</i>	Brandeggee	Malpighiaceae	2	0	2	0,1
Total % densité						99,9

Arbrisseaux

Espèce	Auteur	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
<i>Ruelia leocanta</i>	Brandeggee	Acanthaceae	11	0	11	17
<i>Mimosa xantii</i>	A. Gray	Fabaceae	15	4	11	9
** <i>Calliandra peninsularis</i>	Rose	Fabaceae	15	4	11	8
* <i>Jatropha vernicosa</i>	Brandeggee	Euphorbiaceae	15	4	11	8
** <i>Indigofera fruticosa</i>	Rose	Fabaceae	15	4	11	8
<i>Henrya insularis</i>	Nees	Acanthaceae	4	0	4	8
** <i>Croton boregensis</i>	M.E. Jones	Euphorbiaceae	14	3	11	8
** <i>Verbesina erosa</i>	Brandeggee	Asteraceae	15	4	11	6
* <i>Acalypha comonduana</i>	Millsp.	Euphorbiaceae	15	4	11	6
** <i>Bernardia lagunensis</i>	(M.E. Jones) L.C. Wheler	Euphorbiaceae	15	4	11	3
<i>Russelia retrosa</i>	Greene	Scrophulariaceae	11	0	11	3
<i>Lasiacis ruscifolia</i>	Hith.	Poaceae	14	3	11	2
<i>Carlwrightia californica</i>	Brandeggee	Acanthaceae	13	4	9	2
** <i>Brickelia peninsularis</i>	Brandeggee	Asteraceae	13	2	11	1
<i>Lantana velutina</i>	Mart. & Gal.	Verbanaceae	8	1	7	1
* <i>Salvia similis</i>	Brandeggee	Lamiaceae	4	1	3	1
* <i>Brickelia megaphylla</i>	M.E. Jones	Asteraceae	7	0	7	1

arbrisseaux suite			nbr. de transects				densité %
Espèce	Auteur	Famille	total	sud	nord		
** <i>Viguiera tomentosa</i>	A. Gray	Asteraceae	10	0	10	1	
* <i>Heliotropium procumbens</i>	Miller	Boraginaceae	13	2	11	1	
<i>Mimosa brandegeei</i>	Robinson	Fabaceae	2	1	1	1	
** <i>Viguiera deltoidea</i> var. <i>tastensis</i>	A. Gray ; Brandegee	Asteraceae	10	3	7	1	
<i>Bernardia mexicana</i>	(Hook. & Arn.)	Euphorbiaceae	11	2	9	0,50	
** <i>Trixis peninsularis</i>	S.F. Blake	Asteraceae	7	1	6	0,39	
<i>Dalea sp.</i>		Fabaceae	6	0	6	0,36	
<i>Cordia brebispicata</i>		Boraginaceae	6	1	5	0,26	
* <i>Thephrosia cana</i>	Brandegee	Fabaceae	7	1	6	0,25	
<i>Justicia porpusi</i>	(Brandegee) Gibson	Acanthaceae	6	2	4	0,22	
* <i>Mitracarpus linearis</i>	Benth.	Asteraceae	3	0	3	0,21	
* <i>Porophyllum gracile</i>	Benth.	Asteraceae	7	0	7	0,17	
<i>Acalypha boregensis</i>		Euphorbiaceae	4	0	4	0,17	
<i>Salvia sp.</i>		Lamiaceae	7	2	5	0,14	
<i>Hechtia montana</i>	Brandegee	Bromeliaceae	4	0	4	0,12	
** <i>Croton caboensis</i>	Croizat.	Euphorbiaceae	3	0	3	0,11	
** <i>Helianthus similis</i>	(Brandegee) Blake	Asteraceae	2	0	2	0,09	
<i>Lepectina hastata</i>	(A. Gray) Epling	Lamiaceae	2	0	2	0,08	
<i>Abutilon californicum</i>	(Beneth.)	Malvaceae	5	1	4	0,06	
<i>Melochia tomentosa</i>	L.	Sterculiaceae	6	1	5	0,05	
<i>Daphnopsis lagunae</i>	Leon de la Luz	Rhamnaceae	2	2	0	0,05	
<i>Rhus tepetate</i>	Standley & Barkley	Anacardiaceae	2	0	2	0,04	
* <i>Aloisia barbata</i>	(Brandegee) Moldenke	Verbenaceae	2	0	2	0,03	
<i>Rhynchosia pyramidalis</i>	(Lam.) Urb.	Fabaceae	3	0	3	0,03	
* <i>Cynanchum palmeri</i>	S.F. Blake	Asclepiadaceae	3	1	2	0,03	
<i>Malvastrum coromandelianum</i>	(L.) Garcke	Malvaceae	2	0	2	0,03	
<i>Polygala apopetala</i>	Brandegee	Polygalaceae	2	2	0	0,02	
<i>Commicarpus brandegeei</i>	Standley	Nyctaginaceae	2	0	2	0,01	
<i>Prunus sp.</i>		Rosaceae	2	0	2	0,01	
<i>Sida xantii</i>	A. Gray	Malvaceae	2	0	2	0,01	
Total % densité						99	

Lianes

Espèce	Auteur	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
<i>Cardiospermum corindum</i>	L.	Sapindaceae	14	3	11	59
<i>Antigonon leptopus</i>	Hook & Arn.	Polygonaceae	14	4	10	8
<i>Gouania rosei</i>	Wiggins	Rhamnaceae	11	1	10	7
<i>Exogonium bracteatum</i>	(Cav.) Choisy	Convolvulaceae	12	2	10	6
** <i>Jacquemontia abutiloides</i>	(Beneth.)	Convolvulaceae	11	1	10	5
<i>Phaseolus acutifolius</i>		Fabaceae	7	0	7	3
** <i>Merremia aurea</i>	(Rell.) O'Donnel	Convolvulaceae	11	4	7	3
<i>Metastelma sp.</i>		Asclepiadaceae	4	0	4	2
<i>Ipomoea sp.</i>		Convolvulaceae	1	0	1	1
<i>Phaseolus sp.</i>		Fabaceae	3	0	3	1
<i>Matelea cordifolia</i>	(Green) Woods	Asclepiadaceae	8	1	7	1
<i>Desmodium sp.</i>		Fabaceae	3	0	3	1
** <i>Calonyction tastense</i>	(Brandegee) House	Convolvulaceae	2	0	2	1
<i>Triumfeta semitriloba</i>		Tiliaceae	3	0	3	1
<i>Bignonia unguis-cati</i>	L.	Bignoniaceae	3	0	3	1
<i>Benthamantha brandegeei</i>	Rydb.	Fabaceae	3	0	3	0,4
<i>Colubrina triflora</i>	Brongn.	Rhamnaceae	3	1	2	0,4
<i>Phaseolus atropurpureus</i>		Fabaceae	3	0	3	0,4
Total % densité						99,8

Succulentes

Espèce	Auteur	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
<i>Opuntia sp</i>		Cactaceae	15	4	11	51
<i>Pachycereus pecten-aboriginum</i>	(Englem.) Britton & Rose	Cactaceae	14	3	11	18
<i>Stenocereus thurberi</i>	(Englem.) Buxbaum	Cactaceae	12	3	9	16
<i>Mammillaria sp</i>		Cactaceae	5	0	5	4
<i>Dudleya nubigena</i>	(Britt. Rose)	Crassulaceae	3	0	3	2
** <i>Agave promontorii</i>	Trel.	Agavaceae	6	1	5	2
<i>Echinocactus sp.</i>		Cactaceae	3	0	3	2
<i>Mammillaria sp. 2</i>		Cactaceae	6	3	3	2
<i>Ferrocactus peninsulae</i>	(Engelm. ex Weber)	Cactaceae	4	1	3	1
** <i>Agave capensis</i>	H. Gentry	Agavaceae	1	0	1	1
<i>Mirtillocactu cochal</i>	(Orcutt) Brit et Rose	Cactaceae	2	0	2	1
Total % densité			11	6	11	99,6

Espèce	Author	Famille	nbr. de transects			densité %
			total	sud	nord	
Herbacées pérennes						
* <i>Bebbia juncea</i>	Benth.	Asteraceae	4	2	2	5
* <i>Arracacia Brandegeei</i>	Culter et Rose	Apiaceae	14	3	11	95
Total % densité						100

Parasite

* <i>Phorandodendron californicum</i>	Nutt.	Loranthaceae	2	0	2	100
Total % densité						100

III) Liste des espèces échantillonnées sur un seul transect et de densité < 1% de la densité totale par forme de vie

Espèce	Auteur	Famille
Arbres		
<i>Haematoxylon brasiletto</i>	Karst.	Fabaceae
<i>Acacia farnesiana</i>	(L.) Wild	Fabaceae
<i>Pithecellobium undulatum</i>	(Britton & Rose) Gentry	Fabaceae
** <i>Pinus lagunae</i>	(Robert-Passini, Bailey) Passini	Pinaceae
Arbustes		
* <i>Fouquieria diguetii</i>	(Tieghem) I.M. Johnst.	Fouquieriaceae
<i>Mimosa sp.</i>		Fabaceae
Arbrisseaux		
<i>Acalipha unibracteata</i>	Muell. Arg.	Euphorbiaceae
<i>Ambrosia ambrosioides</i>	(Cav.) Payne	Asteraceae
<i>Argitamnia sp.</i>		Euphorbiaceae
<i>Ayenia glabra</i>	S. Wats	Sterculiaceae
** <i>Brongniartia trifoliata</i>	Brandegee	Fabaceae
<i>Carlowrightia arizonica</i>	A. Gray.	Acanthaceae
<i>Clitoria sp.</i>		
<i>Dalia sp. 2</i>		Fabaceae
** <i>Eupatorium purpusii</i>	Brandegee	Asteraceae
<i>Euphorbia sp</i>		Euphorbiaceae
<i>Genaphalium sp</i>		Asteraceae
<i>Herissantia crispa</i>	(L.) Brizicky	Malvaceae
<i>Hibiscus sp.</i>		Malvaceae
<i>Hybanthus mexicanus</i>	Ging.	Violaceae
** <i>Justicia austrocapensis</i>	T.F. Daniel	Acanthaceae
<i>Krameria sp.</i>		Krameriaceae
<i>Loselia ciliata</i>		Polemoniaceae
<i>Malva sp.</i>		Malvaceae
<i>Mirabilis sp.</i>		Nyctaginaceae
<i>Mitracarpus sp</i>		Asteraceae
** <i>Perezia pinetorum</i>	Brandegee	Asteraceae
<i>Phyllanthus galeottianus</i>	Baillon	Euphorbiaceae
<i>Plumbago scadens</i>	L.	Plumbaginaceae
<i>Rhus radicans</i>		Anacardiaceae
<i>Rhus sp.</i>		Anacardiaceae
<i>Senna villosa</i>	(Miller) Irwin et Bameby	Fabaceae
** <i>Thalictrum peninsulare</i>	Rose	Ranunculaceae

Lianes

<i>Ibervillea sonora</i>	S. Wats.	Cocurbitacea
<i>Manihot chlorostica</i>	Standley & Goldman	Euphorbiaceae
<i>Passiflora sp.</i>		Passifloraceae
** <i>Vitis peninsularis</i>	M.E. Jones	Vitaceae

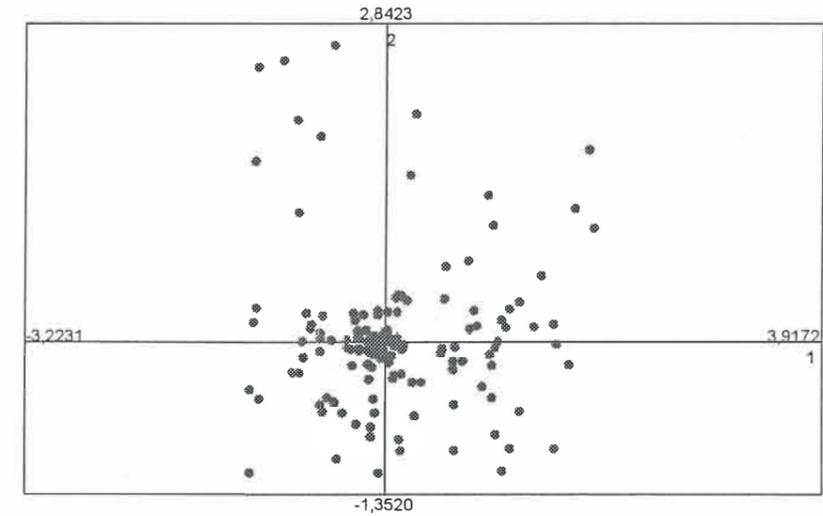
Succulentes

** <i>Mammillaria petrophylla</i>	M. Brandegee	Cactaceae
<i>Opuntia cholla</i>	Weber	Cactaceae

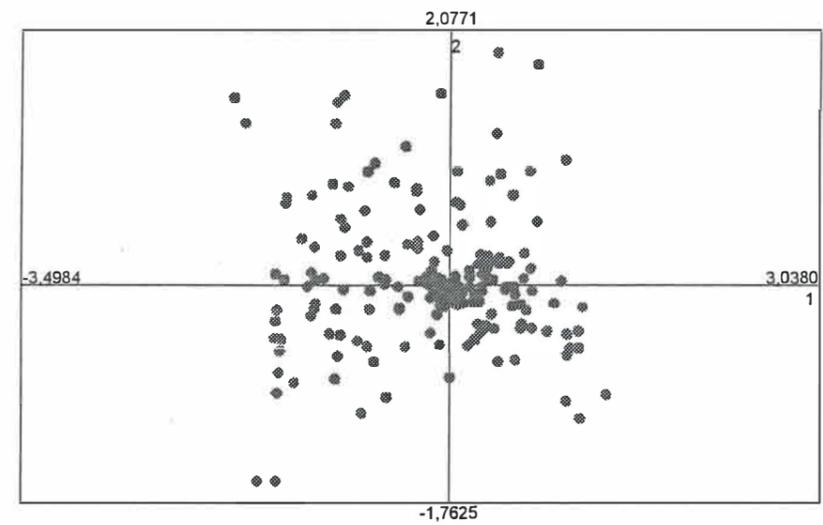
Annexe 4 :**Résultats de l'AFCM**

Variables dans le plan des axes 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances multiples calculée sur les transects exposés au sud (A) et au nord (B).

A



B

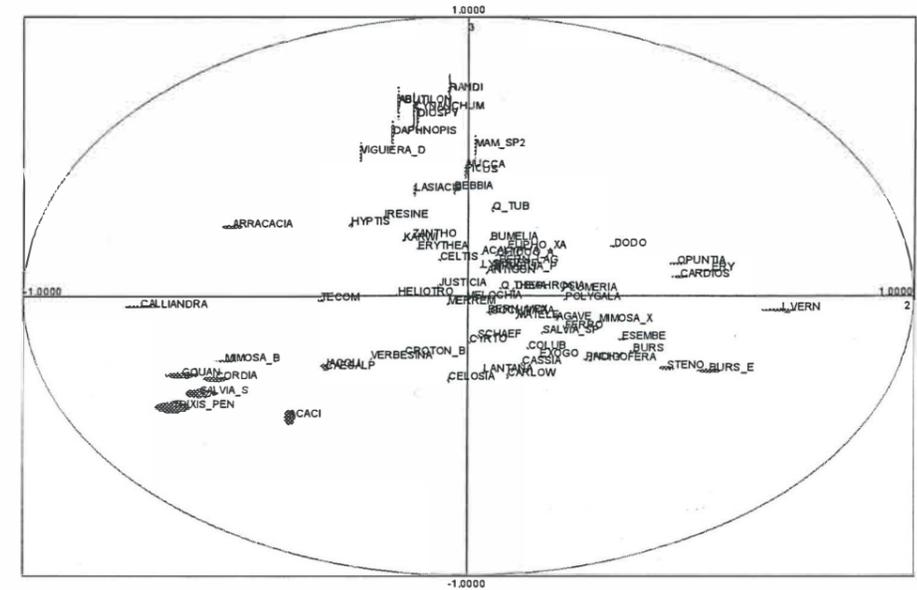
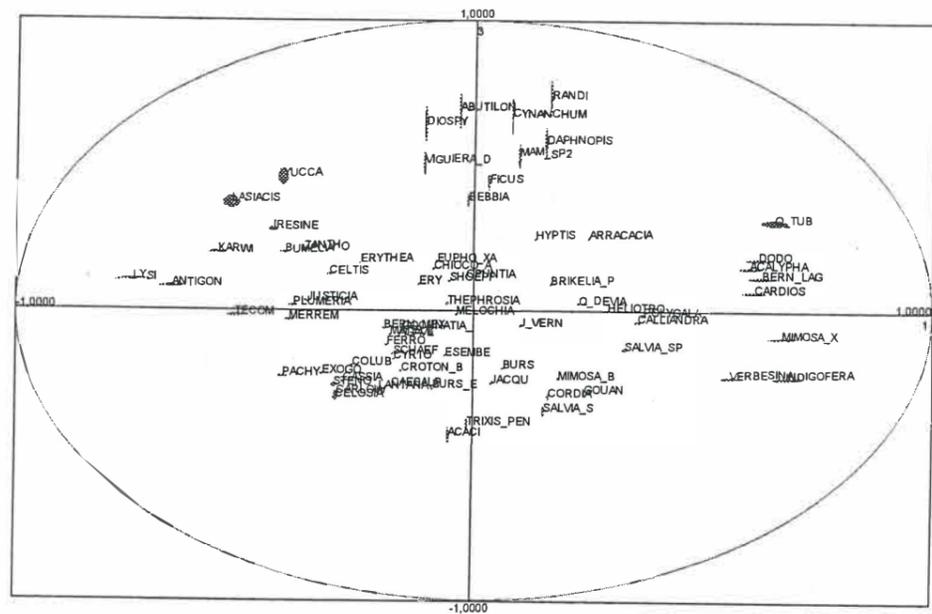
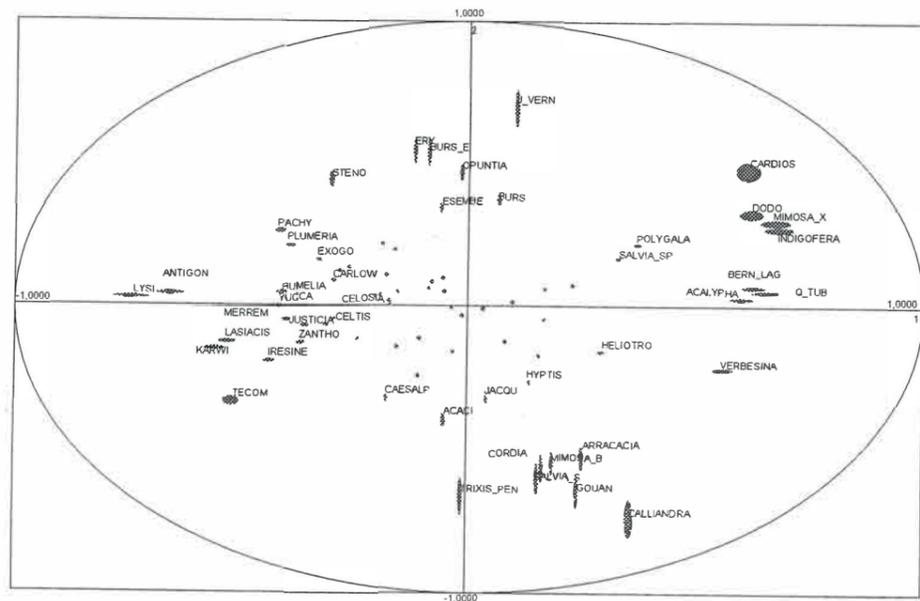


Annexe 5

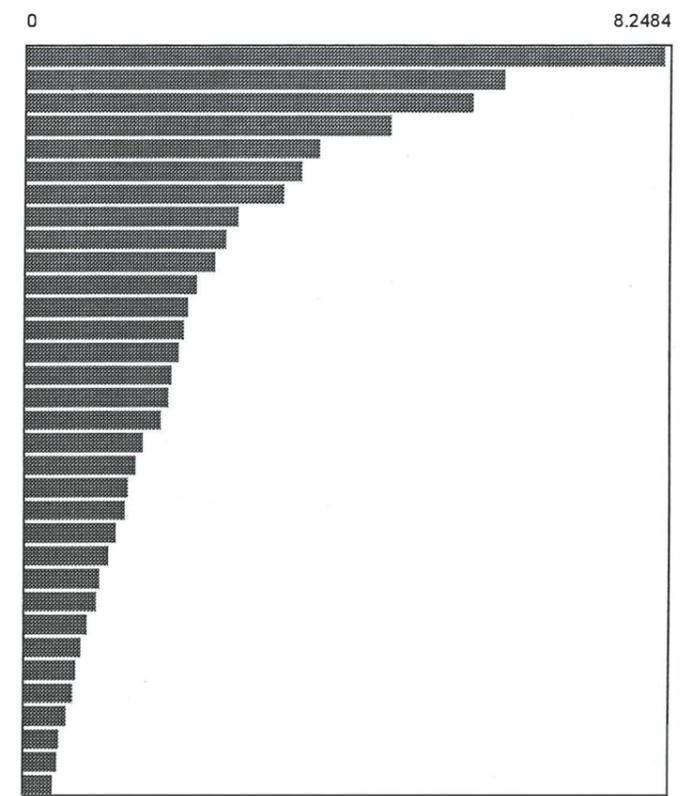
Détail ACP

variables : 74 espèces

individus : 48 parcelles exposition sud



n	Valeur	Pourcent	Cumul
1	8.2484	11.15	11.15
2	6.2052	8.39	19.53
3	5.7888	7.82	27.35
4	4.7417	6.41	33.76
5	3.8069	5.14	38.91
6	3.5647	4.82	43.72
7	3.3426	4.52	48.24
8	2.7543	3.72	51.96
9	2.5935	3.50	55.47
10	2.4650	3.33	58.80
11	2.2208	3.00	61.80
12	2.1038	2.84	64.64
13	2.0467	2.77	67.41
14	1.9850	2.68	70.09
15	1.9018	2.57	72.66
16	1.8518	2.50	75.16
17	1.7551	2.37	77.54
18	1.5232	2.06	79.59
19	1.4334	1.94	81.53
20	1.3257	1.79	83.32
21	1.2910	1.74	85.07
22	1.1798	1.59	86.66
23	1.0783	1.46	88.12
24	0.9645	1.30	89.42
25	0.9209	1.24	90.67
26	0.8165	1.10	91.77
27	0.7250	0.98	92.75
28	0.6633	0.90	93.65
29	0.6253	0.84	94.49
30	0.5634	0.76	95.25
31	0.4609	0.62	95.87
32	0.4356	0.59	96.46
33	0.3820	0.52	96.98



Variance totale = 74

ACP sud : facteurs pour les variables principales

	Qlt	Axe 1 Coord	Axe 2 Coord	Axe 3 Coord	Axe 4 Coord
CALLIANDRA	0,79	0,36	-0,73	-0,04	-0,35
CYNANCHUM	0,79	0,08	-0,12	0,67	-0,56
RANDI	0,76	0,17	-0,04	0,73	-0,44
ABUTILON	0,68	-0,03	-0,16	0,69	-0,42
LASIACIS	0,65	-0,53	-0,12	0,37	0,46
CARDIOS	0,64	0,61	0,48	0,07	0,19
INDIGOFERA	0,63	0,68	0,28	-0,23	0,2
TRIXIS_PEN	0,61	-0,01	-0,66	-0,39	-0,12
LYSI	0,6	-0,74	0,03	0,1	0,19
ARRACACIA	0,6	0,25	-0,53	0,25	-0,44
GOUAN	0,58	0,24	-0,64	-0,28	-0,19
DODO	0,58	0,62	0,33	0,18	0,25
STENO	0,58	-0,3	0,45	-0,26	-0,47
MAM_SP2	0,57	0,1	0,02	0,53	-0,52
MIMOSA_X	0,57	0,67	0,3	-0,09	0,15
Q_TUB	0,53	0,65	0,06	0,31	0,02
OPUNTIA	0,53	-0,02	0,47	0,12	-0,54
DAPHNOPIIS	0,53	0,16	-0,17	0,58	-0,38
J_VERN	0,52	0,1	0,7	-0,05	-0,14
SALVIA_S	0,52	0,15	-0,6	-0,34	-0,14
ANTIGON	0,49	-0,66	0,04	0,08	0,22
BURS_E	0,48	-0,09	0,54	-0,26	-0,32
YUCCA	0,46	-0,42	0	0,46	-0,27
KARWI	0,45	-0,56	-0,14	0,2	0,28
IREFINE	0,45	-0,44	-0,19	0,28	0,39
CORDIA	0,45	0,17	-0,56	-0,3	-0,12
DIOSPY	0,44	-0,11	-0,11	0,64	-0,03
BERN_LAG	0,43	0,63	0,07	0,12	0,14
PACHY	0,42	-0,41	0,26	-0,23	-0,35
VERBESINA	0,41	0,56	-0,22	-0,22	-0,01
MIMOSA_B	0,41	0,19	-0,54	-0,23	-0,16
ERY	0,39	-0,12	0,55	0,09	-0,25
ACALYPHA	0,39	0,6	0,03	0,15	0,08
TECOM	0,38	-0,52	-0,33	-0,02	0,05
EXOGO	0,37	-0,33	0,16	-0,22	-0,44
ACACI	0,34	-0,05	-0,4	-0,43	0,01
VIGUIERA_D	0,33	-0,11	-0,24	0,51	0,03
BUMELIA	0,32	-0,41	0,05	0,2	0,32
COLUB	0,31	-0,26	0,14	-0,19	-0,43
ZANTHO	0,31	-0,37	-0,12	0,21	0,34
BEBBIA	0,29	-0,01	-0,03	0,38	0,38
LANTANA	0,27	-0,21	0,04	-0,27	-0,4
CASSIA	0,25	-0,28	0,12	-0,24	-0,31
POLYGALA	0,25	0,37	0,22	-0,01	0,24
PLUMERIA	0,24	-0,39	0,21	0,02	-0,19
FICUS	0,21	0,03	-0,01	0,44	-0,1
SALVIA_SP	0,21	0,33	0,17	-0,13	0,23
MERREM	0,2	-0,4	-0,04	-0,03	0,18
CAESALP	0,2	-0,18	-0,32	-0,26	-0,02
CELOSIA	0,19	-0,3	-0,04	-0,3	-0,09

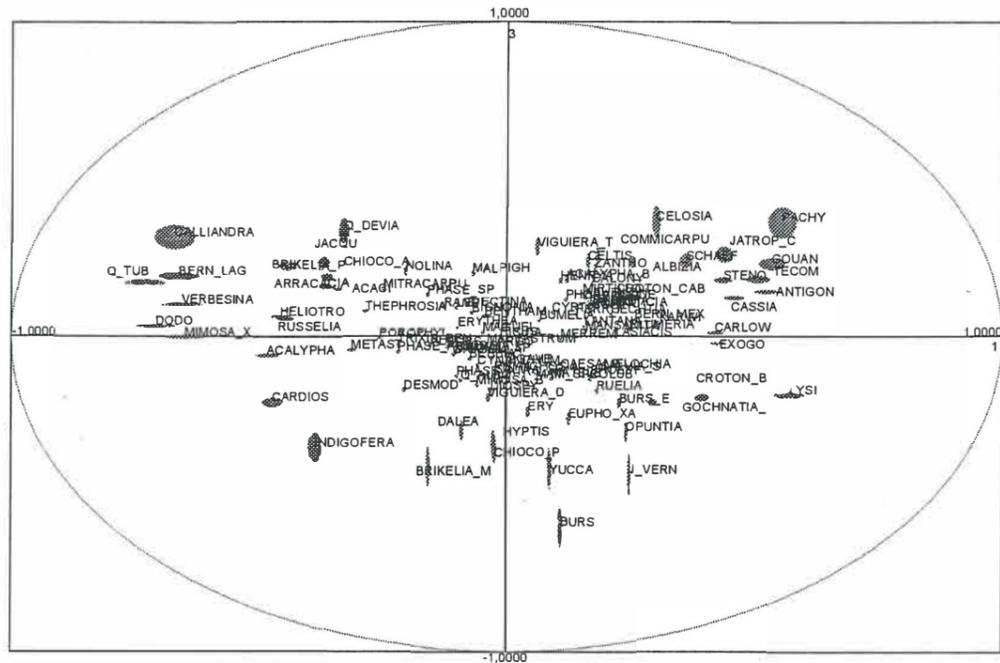
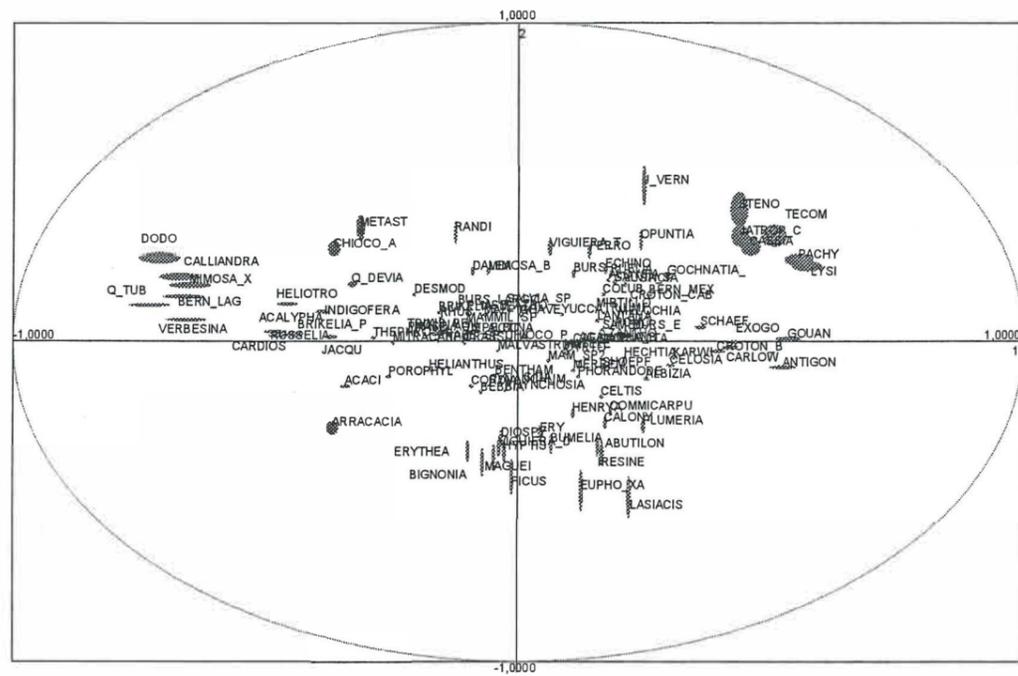
CARLOW	0,19	-0,3	0,09	-0,28	-0,12
ERYTHEA	0,18	-0,25	-0,11	0,17	0,27
BURS	0,18	0,07	0,37	-0,2	0,04
JACQU	0,17	0,04	-0,32	-0,25	-0,05
ESEMBE	0,17	-0,06	0,35	-0,15	-0,16
CELTIS	0,17	-0,32	-0,06	0,13	0,22
HYPTIS	0,15	0,14	-0,26	0,25	0,01
JUSTICIA	0,15	-0,36	-0,06	0,04	0,09
FERRO	0,13	-0,19	0,22	-0,12	-0,17
HELIOTRO	0,11	0,29	-0,16	0	-0,02
EUPHO_XA	0,1	-0,08	0,09	0,17	0,24
AGAVE	0,1	-0,16	0,2	-0,09	-0,16
CROTON_B	0,1	-0,16	-0,14	-0,21	-0,09
Q_DEVIA	0,08	0,23	0,07	0,03	0,14
MATELE	0,07	-0,18	0,11	-0,08	-0,13
CHIOCO_A	0,06	-0,09	0,06	0,14	0,15
CYRTO	0,06	-0,17	0,01	-0,16	0,03
SCHAEF	0,06	-0,17	0,02	-0,15	-0,1
BRIKELIA_P	0,05	0,17	0,06	0,1	0,06
BERN_MEX	0,05	-0,2	0,05	-0,06	-0,06
GOCHNATIA_	0,03	-0,16	0,05	-0,06	0,05
SHOEPF	0,02	-0,05	0,06	0,1	0,09
THEPHROSIA	0,01	-0,06	0,1	0,03	0,02
MELOCHIA	0,01	-0,04	0	-0,01	0,11

Annexe 5

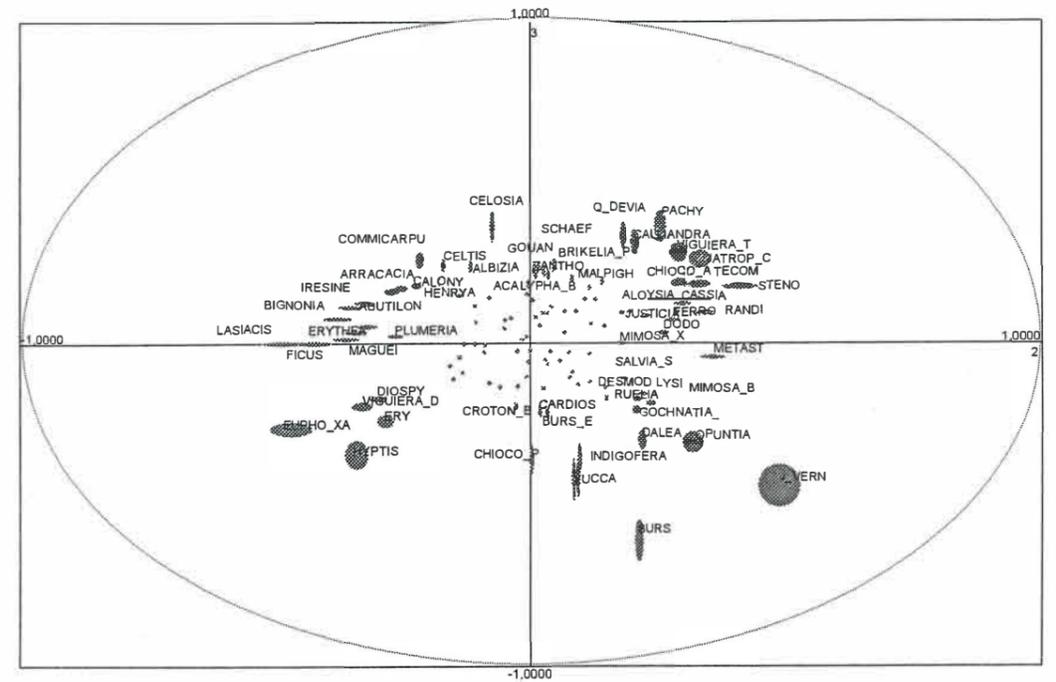
Détail ACP

variables : 115 espèces

individus : 132 parcelles exposition nord



Acp 2-3



ACP nord : facteurs pour les variables principales

	Qlt	Axe 1 Coord	Axe 2 Coord	Axe 3 Coord	Axe 4 Coord
CALLIANDRA	0,63	-0,67	0,2	0,32	0,19
Q_TUB	0,6	-0,73	0,11	0,18	0,16
DODO	0,57	-0,71	0,26	0,03	-0,06
PACHY	0,51	0,55	0,26	0,37	0,08
J_VERN	0,51	0,25	0,49	-0,44	0,11
BERN_LAG	0,5	-0,66	0,14	0,2	0,08
MIMOSA_X	0,48	-0,65	0,18	0	-0,18
VERBESINA	0,47	-0,65	0,07	0,11	0,17
STENO	0,45	0,44	0,41	0,18	0,24
BIGNONIA	0,43	-0,07	-0,38	0,08	0,53
LYSI	0,43	0,57	0,24	-0,18	0,12
TECOM	0,43	0,51	0,33	0,19	0,17
MAGUEI	0,43	-0,05	-0,36	0,01	0,54
FICUS	0,43	-0,01	-0,42	0	0,5
BURS	0,42	0,11	0,21	-0,61	-0,02
INDIGOFERA	0,41	-0,39	0,1	-0,35	-0,35
EUPHO_XA	0,4	0,13	-0,47	-0,26	0,31
JATROP_C	0,37	0,44	0,33	0,26	0,03
CHIOCO_A	0,37	-0,36	0,29	0,19	0,34
BRIKELIA_P	0,35	-0,44	0,03	0,23	-0,32
ANTIGON	0,35	0,52	-0,08	0,15	-0,21
GOUAN	0,34	0,53	0,01	0,24	-0,03
LASIACIS	0,32	0,22	-0,48	0	0,19
CASSIA	0,32	0,46	0,3	0,13	0,05
CARDIOS	0,31	-0,47	0,02	-0,21	-0,21
CELOSIA	0,29	0,3	-0,07	0,37	-0,23
METAST	0,29	-0,31	0,36	-0,04	0,24
Q_DEVIA	0,27	-0,33	0,18	0,34	0,12
HELIOTRO	0,26	-0,46	0,12	0,07	0,17
ACALYPHA	0,25	-0,48	0,03	-0,06	-0,14
OPUNTIA	0,25	0,24	0,32	-0,31	0
ERYTHEA	0,25	-0,1	-0,34	0,04	0,36
RUSSELIA	0,25	-0,45	0,02	0,06	0,22
HYPTIS	0,25	-0,02	-0,34	-0,34	-0,12
ARRACACIA	0,24	-0,37	-0,27	0,17	0,08
CARLOW	0,23	0,42	-0,01	0,02	-0,24
THEPHROSIA	0,23	-0,29	0,01	0,09	-0,37
BUMELIA	0,23	0,07	-0,32	0,06	0,34
BRIKELIA_M	0,22	-0,16	0,09	-0,41	-0,14
CROTON_B	0,21	0,39	-0,03	-0,19	0,13
MITRACARPU	0,2	-0,25	0	0,16	-0,34
ERY	0,2	0,04	-0,28	-0,24	0,24
YUCCA	0,2	0,09	0,09	-0,42	0,08
JACQU	0,2	-0,37	0,02	0,24	-0,01
SCHAEF	0,19	0,36	0,05	0,25	-0,03
COMMICARPU	0,19	0,18	-0,22	0,26	-0,21
PHASE_SP	0,19	-0,16	0	0,14	-0,38
EXOGO	0,18	0,43	0	-0,02	-0,05
GOCHNATIA_	0,18	0,3	0,21	-0,21	0,07

RANDI	0,18	-0,12	0,34	0,1	0,19
IRESINE	0,18	0,17	-0,35	0,12	-0,11
VIGUIERA_T	0,17	0,06	0,29	0,29	0,05
ACACI	0,16	-0,34	-0,14	0,16	-0,07
ALBIZIA	0,16	0,25	-0,11	0,24	-0,16
ABUTILON	0,15	0,16	-0,32	0,13	-0,09
FERRO	0,15	0,14	0,28	0,07	0,22
CHIOCO_P	0,15	-0,02	0	-0,36	-0,15
VIGUIERA_D	0,15	-0,04	-0,33	-0,19	-0,04
NOLINA	0,15	-0,2	0,04	0,21	-0,24
DALEA	0,15	-0,09	0,22	-0,3	-0,04
CALONY	0,14	0,17	-0,25	0,17	-0,14
PLUMERIA	0,14	0,25	-0,26	0,03	-0,1
BURS_LARGO	0,14	-0,12	0,12	-0,03	0,33
POROPHYL	0,13	-0,26	-0,11	0	-0,23
BURS_E	0,13	0,23	0,03	-0,21	-0,18
CROTON_CAB	0,13	0,22	0,13	0,14	-0,22
CELTIS	0,13	0,17	-0,17	0,25	-0,11
DIOSPY	0,12	-0,03	-0,3	-0,17	-0,01
BERN_MEX	0,11	0,26	0,14	0,06	0,15
ECHINO	0,11	0,17	0,22	0,09	0,15
RUELIA	0,11	0,18	0,21	-0,17	0,05
SALVIA_S	0,11	0,19	0,18	-0,11	0,16
JUSTICIA	0,11	0,21	0,18	0,1	-0,14
KARWI	0,1	0,31	-0,05	0,05	0,07
HENRYA	0,1	0,11	-0,22	0,18	-0,09
ALOYSIA	0,1	0,18	0,19	0,1	0,13
PHASE_ACU	0,1	-0,22	0,03	-0,05	-0,21
DESMOD	0,1	-0,2	0,15	-0,17	0,06
IPOMO	0,09	0,19	0,04	0,12	-0,19
ZANTHO	0,08	0,18	0,01	0,22	-0,04
MIMOSA_B	0,08	-0,06	0,22	-0,15	0,07
COLUB	0,07	0,17	0,15	-0,13	-0,07
PHORANDODE	0,07	0,12	-0,11	0,12	-0,18
TRIXIS_PEN	0,06	-0,22	0,04	-0,02	0,11
MELOCHIA	0,06	0,2	0,08	-0,1	0,07
TRIUMF	0,06	0,17	0,09	0,1	0,11
SAMBO	0,06	0,17	0,03	0,1	-0,13
SHOEPF	0,06	0,17	-0,08	-0,12	-0,08
MIRTILLO	0,06	0,15	0,11	0,14	0,04
HECHTIA	0,06	0,21	-0,05	0,08	0,05
MALPIGH	0,05	-0,07	0,08	0,21	0
MERREM	0,05	0,11	-0,09	0	-0,18
Q_ALBO	0,05	-0,09	0,02	-0,14	-0,15
ACALYPHA_B	0,05	0,12	0	0,19	-0,02
MAMMIL_SP	0,05	-0,1	0,06	-0,05	0,18
BEBBIA	0,05	-0,07	-0,16	-0,07	-0,11
MATELE	0,05	0,09	-0,02	-0,13	-0,14
LANTANA	0,04	0,16	0,07	0,04	0,12
CORDIA	0,04	-0,09	-0,14	-0,04	0,12
HELIANTHUS	0,04	-0,18	-0,09	-0,02	0,01
BENTHAM	0,04	-0,04	-0,11	0,07	0,15
PHASE_ATRO	0,04	-0,1	0,09	-0,12	-0,07
CAESALP	0,03	0,11	-0,01	-0,1	-0,11

RHYNCHOSIA	0,03	-0,02	-0,15	-0,11	0,02
SIDA	0,03	0,01	-0,13	0	-0,13
MAM_SP2	0,03	0,06	-0,06	-0,13	-0,09
RHUS	0,03	-0,15	0,08	-0,02	0,02
MANSANITA	0,03	0,16	-0,01	0,02	-0,06
CYNANCHUM	0,03	-0,06	-0,13	-0,09	0,01
SALVIA_SP	0,03	-0,02	0,12	-0,12	0
AGAVE	0,03	0,01	0,08	-0,08	0,12
LEPECTINA	0,02	-0,1	0,03	0,1	0,03
CYRTO	0,02	0,09	-0,04	0,08	-0,06
CRASSULA	0,02	-0,11	0	-0,06	-0,07
MALVASTRUM	0	-0,04	-0,03	-0,02	0

Annexe 6

Technique et calcul des discontinuités sur un gradient par la méthode des fenêtres glissantes.

Wittacker 1960, Gilson et al. 1985, Ludwig et Cornelius 1987.

- 1) Obtain multivariate gradsect data by sampling along a defined gradient
- 2) Bracket or blok a set of sampling position of preassigned width
- 3) Split this window of transect samples into two equal groups
- 4) average the data for each variate within each group
- 5) compute a distance or dissimilarity between this two groupos (c.f. square euclidean distance « SED », Wierenga et al. 1987. Johnson et al. 1992,.

$$SED = \sqrt{\sum_{i=1}^a (X_{iAw} - X_{iBw})^2}$$

$$N = \text{station or midpoint between windws, } w = \text{window width, } a = \text{number of variables sampled at each station}.$$
- 6) move the window one position further along the gradsect and compute another distance
- 7) After moving the split-window along the gradsect from one end to the other, with a distance computed for each window mid-point position, plot distance (ordinate) against gradsect position (abscissa).

Annexe 7

Synthèse des résultats

L'analyse de la densité des espèces arborées ubiquistes à forte densité permet de différencier trois groupes en exposition sud et quatre en exposition nord.

En exposition sud les groupes sont caractérisés de la façon suivante :

- 1) forte densité de *Quercus* et absence de *Lysiloma*
- 2) forte densité de *Bursera* et faible densité de *Quercus* et *Lysiloma*
- 3) forte densité de *Lysiloma*

En exposition sud les groupes sont caractérisés de la façon suivante :

- 1) forte densité de *Lysiloma* et faible densité de *Quercus*
- 2) forte densité de *Lysiloma* et densité intermédiaire de *Quercus*
- 3) faible densité de *Lysiloma* et densité intermédiaire de *Quercus*
- 4) faible densité de *Lysiloma* et forte densité de *Quercus*

Test ANOVA exposition sud

Quercus tuberculata (qt) exposition sud

Procedure Summary

Dependent variable: qt

Factor: group

Number of observations: 48

Number of levels: 3

Summary Statistics for qt

group	Count	Average	Variance
1	16	0,125	0,116667
2	20	1,6	4,14737
3	12	4,41667	5,90152

Total	48	1,8125	5,81516
-------	----	--------	---------

group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	0,341565	0,0	1,0
2	2,03651	0,0	7,0
3	2,4293	0,0	7,0

Total	2,41146	0,0	7,0
-------	---------	-----	-----

group	Sum
-------	-----

1	2,0
2	32,0
3	53,0

Total	87,0
-------	------

ANOVA Table for qt by group

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	127,846	2	63,9229	19,77	0,0000
Within groups	145,467	45	3,23259		
Total (Corr.)	273,313	47			

Lysiloma divaricata (ly) exposition sud

Procedure Summary

Dependent variable: ly

Factor: group

Number of observations: 48

Number of levels: 3

Summary Statistics for ly

group	Count	Average	Variance
1	16	7,9375	26,0625
2	20	0,6	3,30526
3	12	0,0	0,0

Total	48	2,89583	22,691
-------	----	---------	--------

group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	5,10514	0,0	18,0
2	1,81804	0,0	8,0
3	0,0	0,0	0,0

Total	4,76351	0,0	18,0
-------	---------	-----	------

group	Sum
-------	-----

1	127,0
2	12,0
3	0,0

Total	139,0
-------	-------

ANOVA Table for ly by group

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	612,742	2	306,371	30,38	0,0000
Within groups	453,738	45	10,0831		
Total (Corr.)	1066,48	47			

Erythrina flabelliformis (ery) exposition sud
Procedure Summary

Dependent variable: ery
Factor: group

Number of observations: 48
Number of levels: 3

Summary Statistics for ery

group	Count	Average	Variance
1	16	3,125	6,11667
2	20	2,5	7,42105
3	12	3,0	10,0
Total	48	2,83333	7,37589

group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	2,47319	0,0	9,0
2	2,72416	0,0	9,0
3	3,16228	0,0	10,0
Total	2,71586	0,0	10,0

group	Sum
1	50,0
2	50,0
3	36,0
Total	136,0

ANOVA Table for ery by group

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3,91667	2	1,95833	0,26	0,7744
Within groups	342,75	45	7,61667		
Total (Corr.)	346,667	47			

Bursera microphylla (burs) exposition sud
Procedure Summary

Dependent variable: burs
Factor: group

Number of observations: 48
Number of levels: 3
Summary Statistics for burs

group	Count	Average	Variance
1	16	5,1875	21,4958
2	20	9,55	42,5763
3	12	1,0	4,18182
Total	48	5,95833	37,0195

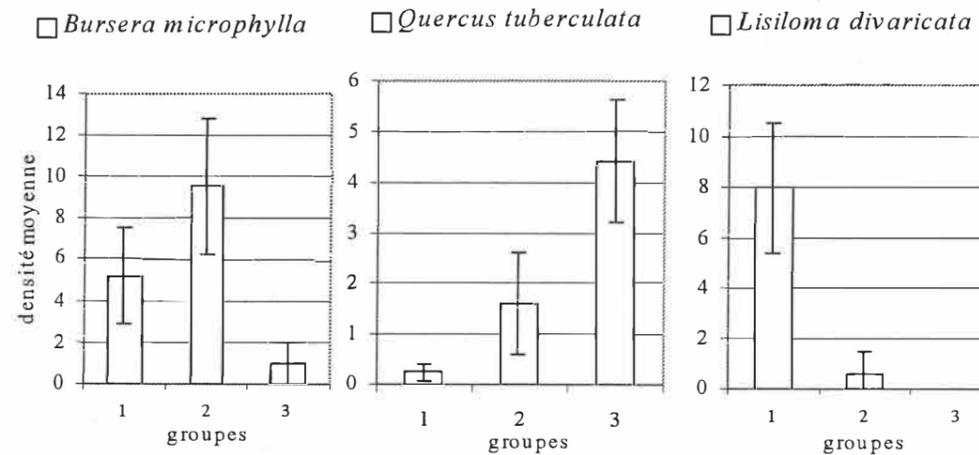
group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	4,63636	0,0	16,0
2	6,52505	0,0	24,0
3	2,04495	0,0	7,0
Total	6,08437	0,0	24,0

group	Sum
1	83,0
2	191,0
3	12,0
Total	286,0

ANOVA Table for burs by group

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	562,529	2	281,265	10,75	0,0002
Within groups	1177,39	45	26,1642		
Total (Corr.)	1739,92	47			

Exposition sud

Densité moyenne (plantes par parcelle de 400m²) et écarts types pour les trois espèces d'arbres qui différencient trois groupes en milieux exposés au sud.

Test ANOVA exposition nord

Quercus tuberculata exposition nord

Procedure Summary

Dependent variable: Qt_dens

Factor: group

Number of observations: 132

Number of levels: 5

Summary Statistics for Qt_dens

group	Count	Average	Variance
1	33	0,393939	1,43371
2	11	4,81818	130,964
3	22	3,36364	26,1472
4	22	5,77273	23,5173
5	44	9,81818	21,5476
Total	132	5,29545	38,9884
group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	1,19738	0,0	6,0
2	11,4439	0,0	39,0
3	5,11343	0,0	21,0
4	4,84947	0,0	22,0
5	4,64194	0,0	26,0
Total	6,24407	0,0	39,0

group Sum

1	13,0
2	53,0
3	74,0
4	127,0
5	432,0

Total 699,0

ANOVA Table for Qt_dens by group

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1782,46	4	445,616	17,02	0,0000
Within groups	3325,02	127	26,1812		
Total (Corr.)	5107,48	131			

Lisiloma divaricata exposition nord

Procedure Summary

Dependent variable: lysi

Factor: group

Number of observations: 132

Number of levels: 5

Summary Statistics for lysi

group	Count	Average	Variance
1	33	11,0303	59,2178
2	11	12,8182	134,764
3	22	9,63636	82,6234
4	22	3,36364	31,671
5	44	0,386364	1,35888
Total	132	6,12121	67,7562
group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	7,69531	0,0	39,0
2	11,6088	1,0	42,0
3	9,08974	0,0	33,0
4	5,6277	0,0	21,0
5	1,16571	0,0	7,0
Total	8,23141	0,0	42,0

group	Sum
1	364,0
2	141,0
3	212,0
4	74,0
5	17,0
Total	808,0

ANOVA Table for lysi by group

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3174,84	4	793,71	17,68	0,0000
Within groups	5701,22	127	44,8915		
Total (Corr.)	8876,06	131			

Erythrina flabelliformis exposition nord

Procedure Summary

Dependent variable: ery

Factor: group

Number of observations: 132

Number of levels: 5

Summary Statistics for ery

group	Count	Average	Variance
1	33	3,21212	10,9848
2	11	2,27273	3,21818
3	22	2,95455	10,9978
4	22	4,09091	16,9437
5	44	2,97727	21,8832
Total	132	3,15909	14,8218

group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	3,31434	0,0	12,0
2	1,79393	0,0	5,0
3	3,3163	0,0	9,0
4	4,11628	0,0	15,0
5	4,67795	0,0	20,0
Total	3,84991	0,0	20,0

group	Sum
1	106,0
2	25,0
3	65,0
4	90,0
5	131,0
Total	417,0

ANOVA Table for ery by group

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	30,2121	4	7,55303	0,50	0,7344
Within groups	1911,45	127	15,0508		
Total (Corr.)	1941,66	131			

Bursera microphylla exposition nord

Procedure Summary

Dependent variable: burs

Factor: group

Number of observations: 132

Number of levels: 5

Summary Statistics for burs

group	Count	Average	Variance
1	33	3,12121	13,4848
2	11	3,90909	17,6909
3	22	4,31818	17,6558
4	22	5,0	18,9524
5	44	2,06818	15,2278
Total	132	3,34848	16,7173

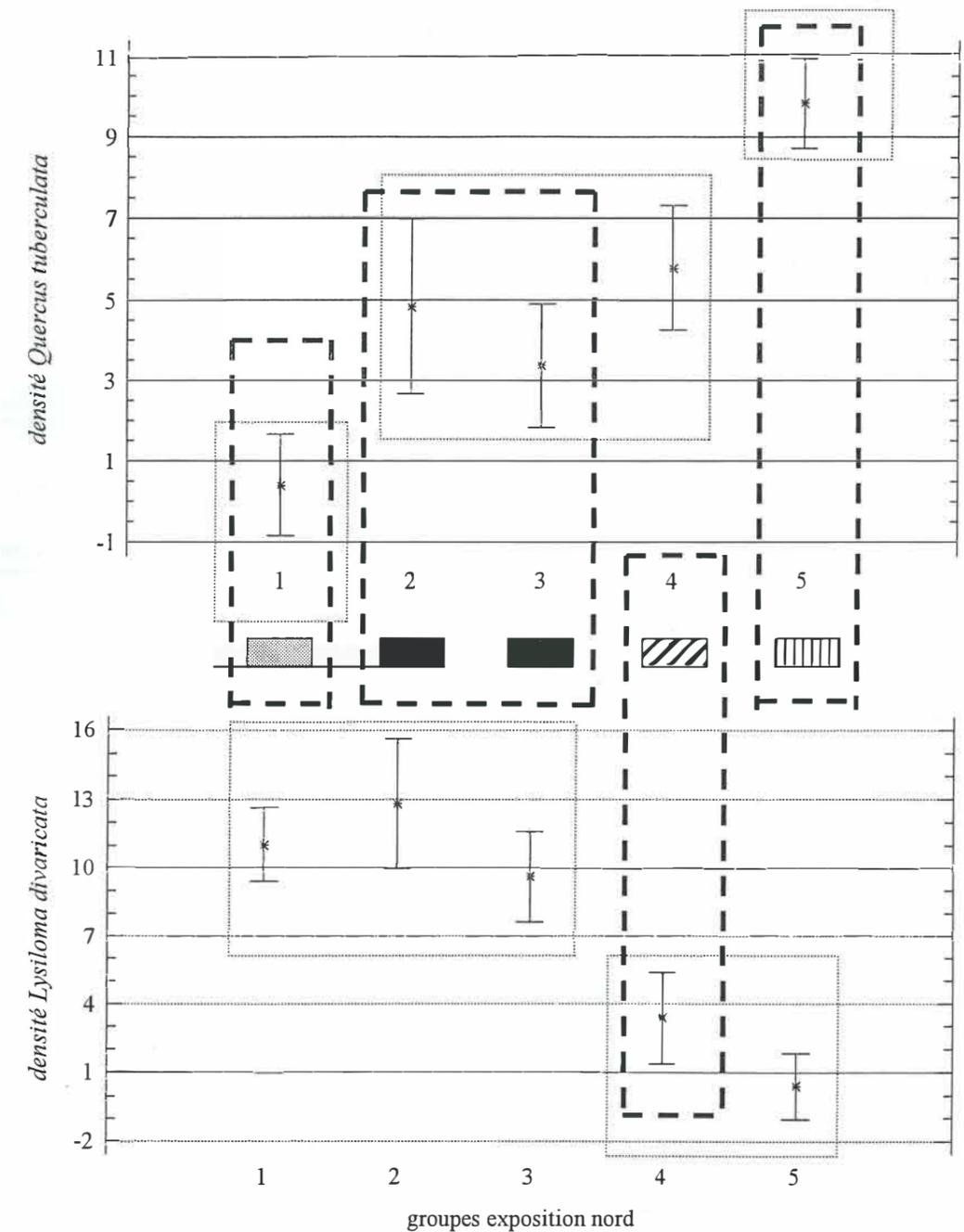
group	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	3,67217	0,0	12,0
2	4,20606	0,0	12,0
3	4,20189	0,0	18,0
4	4,35343	0,0	15,0
5	3,90228	0,0	16,0
Total	4,08868	0,0	18,0

group	Sum
1	103,0
2	43,0
3	95,0
4	110,0
5	91,0
Total	442,0

ANOVA Table for burs by group

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	157,977	4	39,4943	2,47	0,0481
Within groups	2031,99	127	15,9999		
Total (Corr.)	2189,97	131			

Exposition nord



Densités moyennes (plantes par parcelle de 400m²) et écarts types de *Quercus tuberculata* et *Lysiloma divaricata*. Les traits pointillés fins mettent en évidence les 3 groupes pour *Q. tuberculata* et les 2 groupes pour *L. divaricata* statistiquement différents. Les traits pointillés gras mettent en évidence l'ensemble des 4 groupes statistiquement différents et les carrés (voir la légende ci-dessus) indiquent leur correspondance aux groupes issus de l'ACP.

groupe *Lysiloma divaricata*
 groupe *E. flabelliformis* et *B. microphylla* mélangé
 groupe *Quercus tuberculata*
 groupe *I. fruticosa*

Annexe 8

Test χ^2 et étude des résidus standardisés

Exposition nord

observé	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes	total
FTC	251,5	398,0	2803,5	73,0	143,0	0,5	3669,5
écotone pur	310,8	434,3	2631,3	43,3	125,5	11,3	3556,3
savane	236,0	588,5	2192,5	19,0	205,5	75,5	3317
chênaie	189,8	602,0	2611,5	17,0	293,8	156,5	3870,5
total	988,0	2022,8	10238,8	152,3	767,8	243,8	14413,3

théoriques	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	275,4288	503,0541	2604,8063	42,2905	190,8479	53,0724
écotone pur	243,7765	499,0881	2526,2948	37,5658	189,4326	60,1422
savane	248,9706	454,7297	2354,5830	38,2279	172,5147	47,9742
chênaie	290,5157	530,6093	2747,4867	44,6070	201,3018	55,9795
Total	988,0000	2022,7500	10238,8000	152,2500	767,7500	243,7500

test χ^2	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes	χ^2
FTC	2,0789	21,9387	15,1563	22,3000	11,9961	52,0771	
écotone pur	18,3998	8,4233	4,3645	0,8601	21,5770	39,7466	
savane	0,6757	39,3520	11,1573	9,6713	6,3069	15,7933	
chênaie	34,9507	9,6052	6,7307	17,0858	42,4570	180,5011	ddl 15=30,6
Total	40,2486	73,8601	37,5339	52,3978	77,5615	234,1555	515,757467

variance	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	0,6943	0,6408	0,2159	0,7375	0,7057	0,7328
écotone pur	0,7016	0,6476	0,2182	0,7453	0,7131	0,7405
savane	0,7171	0,6618	0,2230	0,7617	0,7289	0,7568
chênaie	0,6813	0,6288	0,2119	0,7237	0,6925	0,7191

ajusté	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	-1,7304	-5,8512	8,3787	5,4987	-4,1230	-8,4300
écotone pur	5,1210	-3,6067	4,4728	1,0743	-5,5006	-7,3262
savane	-0,9707	7,7110	-7,0738	-3,5632	2,9416	4,5681
chênaie	-7,1623	3,9084	-5,6365	-4,8588	7,8301	15,8434

résidus standardisés

	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	-1,44	-4,68	3,89	4,72	-3,46	-7,22
écotone pur	4,29	-2,90	2,09	0,93	-4,65	-6,30
savane	-0,82	6,27	-3,34	-3,11	2,51	3,97
chênaie	-5,91	3,10	-2,59	-4,13	6,52	13,44

Exposition sud

observé	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes	total
FTC	87,5000	98,0000	233,5000	15,7500	31,5000	2,2500	468,5000
broussaille	61,8000	136,4000	357,6000	7,0000	37,2000	5,8000	605,8000
chênaie	30,0000	126,0000	399,0000	9,0000	40,0000	19,3333	623,3333
Total	179,3000	360,4000	990,1000	31,7500	108,7000	27,3833	1697,6333

théoriques	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	48,8592	105,6902	267,1314	8,4346	31,5271	6,8574
broussaille	63,9832	128,6086	353,3169	11,3300	38,7896	9,7717
chênaie	65,0066	140,6195	355,4150	11,2222	41,9464	9,1237
Total	237,5000	513,7500	1298,5000	41,0000	153,2500	33,3333

test χ^2	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes	χ^2
FTC	30,5594	0,5596	4,2341	6,3446	0,0000	3,0957	
broussaille	0,0745	0,4720	0,0519	1,6548	0,0651	1,6143	
chênaie	18,8513	1,5199	5,3449	0,4400	0,0903	11,4247	ddl 10=23,2
Total	49,5382	9,6010	14,6340	8,8863	3,0581	16,3558	81

variance	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	0,6476	0,5703	0,3018	0,7105	0,6777	0,7123
broussaille	0,5752	0,5066	0,2680	0,6311	0,6020	0,6328
chênaie	0,5660	0,4985	0,2637	0,6210	0,5923	0,6226

adjusted	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	6,8696	-0,9905	-3,7459	2,9883	-0,0059	-2,0846
broussaille	-0,3599	0,9653	0,4401	-1,6193	-0,3290	-1,5972
chênaie	-5,7712	-1,7462	4,5017	-0,8418	-0,3905	4,2836

résidus standardisés

	arbres	arbrisseaux	arbustes	succulentes	lianes	herb. pérennes
FTC	5,53	-0,75	-2,06	2,52	0,00	-1,76
broussaille	-0,27	0,69	0,23	-1,29	-0,26	-1,27
chênaie	-4,34	-1,23	2,31	-0,66	-0,30	3,38

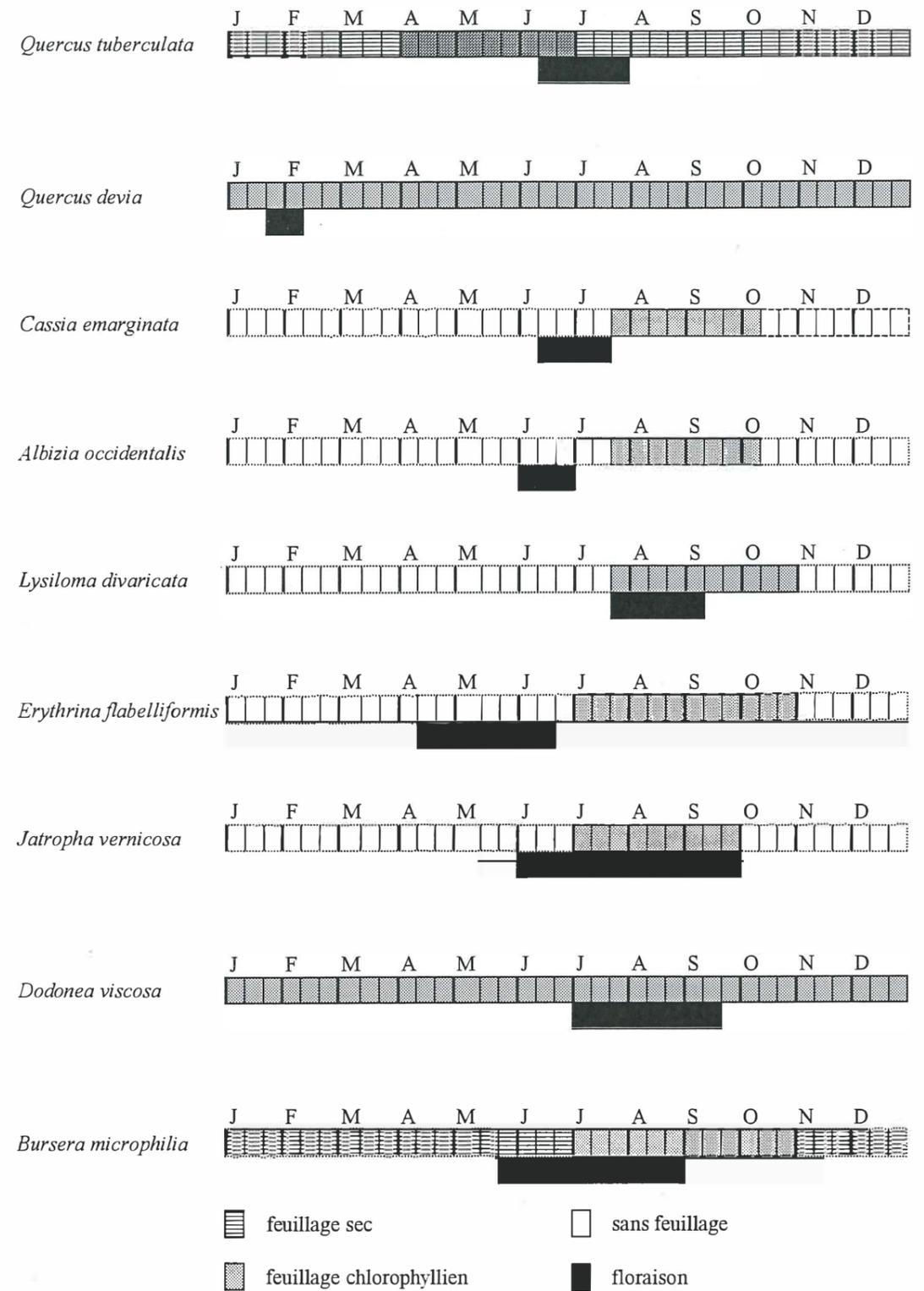
Annexe 9

Détail du comportement de la phénologie foliaire par unité de végétation et par strate

orobiome	strate	Mois												
		j	f	m	a	m	j	j	a	s	o	n	d	
Chênaie	Σ strates	4	4	4	sol	sol	sol	sol		4	4	4	4	
	Arbre	v	v	v	vm	m	m	mv		v	v	v	v	
	arbrisseau	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	arbuste	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	herbacée	v	v	v	vm	m	m	m		v	v	v	v	
Savane	Σ strates	v	v	v	vm	m	m	mv		v	v	v	v	
	Arbre	v	v	v	vm	m	m	mv		v	v	v	v	
	arbrisseau	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	arbuste	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	herbacée	v	v	v	vm	m	m	m		v	v	v	v	
Broussaille de transition	Σ strates	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v		v	v	v	v	
	Arbre tempéré	v	v	v	vm	m	m	d	dv		v	v	v	v
	Arbre tropical	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
	arbrisseau	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	arbuste	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	herbacée	v	v	v	vm	m	m	m						
Ecotone	Σ strates	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v	d/v		v	v	v	v	
	Arbre tempéré	v	v	v	vm	m	m	mv		v	v	v	v	
	Arbre tropical	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
	arbrisseau	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	arbuste	v	v	v	v	v	v	v		v	v	v	v	
	herbacée	v	v	v	vm	m	m	m						
Forêt trop. cad.	Σ strates	d	d	d	d	d	d	d/v		v	v	v/m	d	
	Arbre	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
	arbrisseau	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
	arbuste	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
	herbacée	d	d	d	d	d	d	dv		v	v	vm	d	
ripisylve		v	v	v	v	v	v		v/m	m/d	d	d		
chênaie - pinède		v	v	v	v	v	v		v	v	v	v		

(v = verte ; d = dépourvue de feuilles ; m = marcescent)

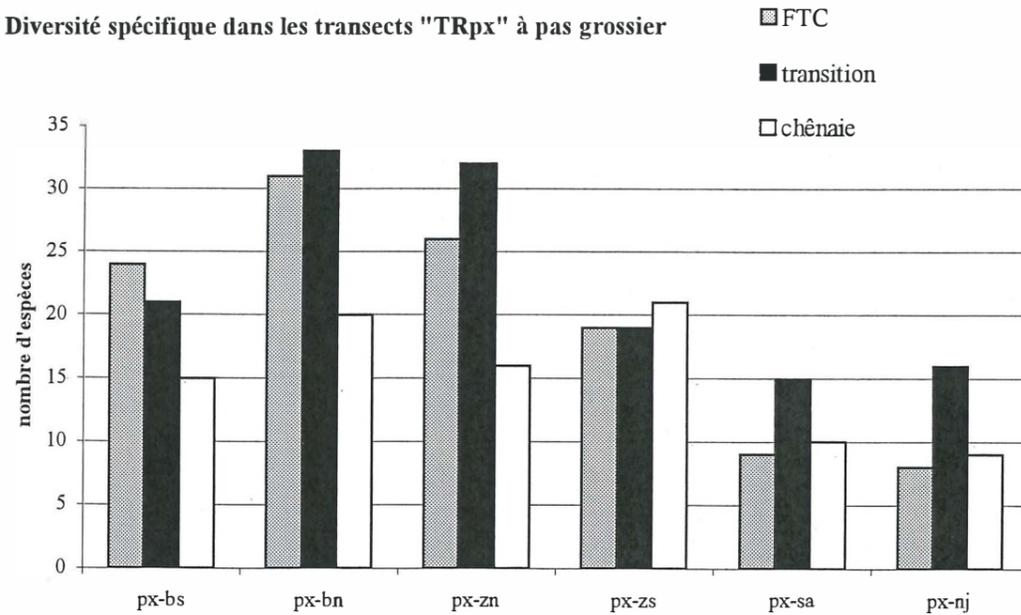
Phénologie



Annexe 10

Etude de la biodiversité de chaque transect isolé.

Diversité spécifique dans les transects "TRpx" à pas grossier

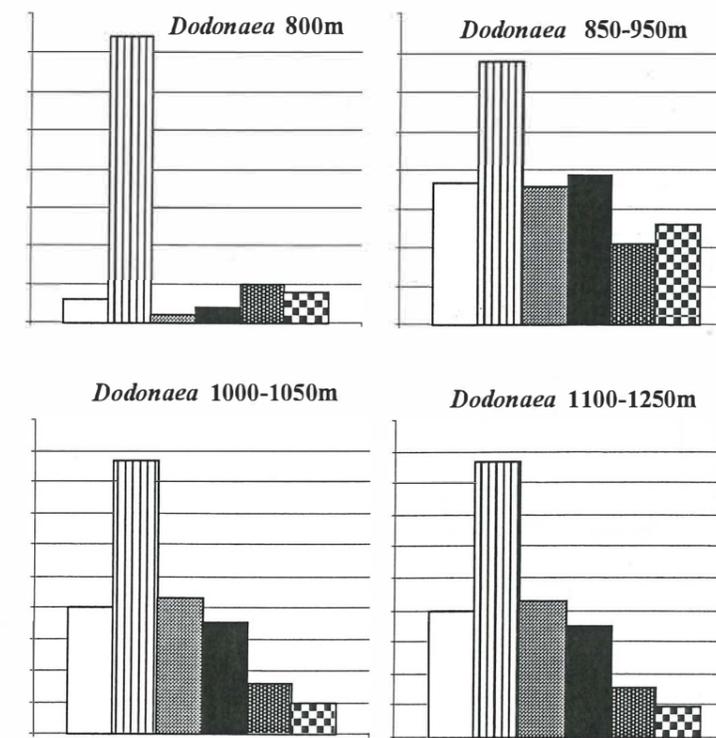
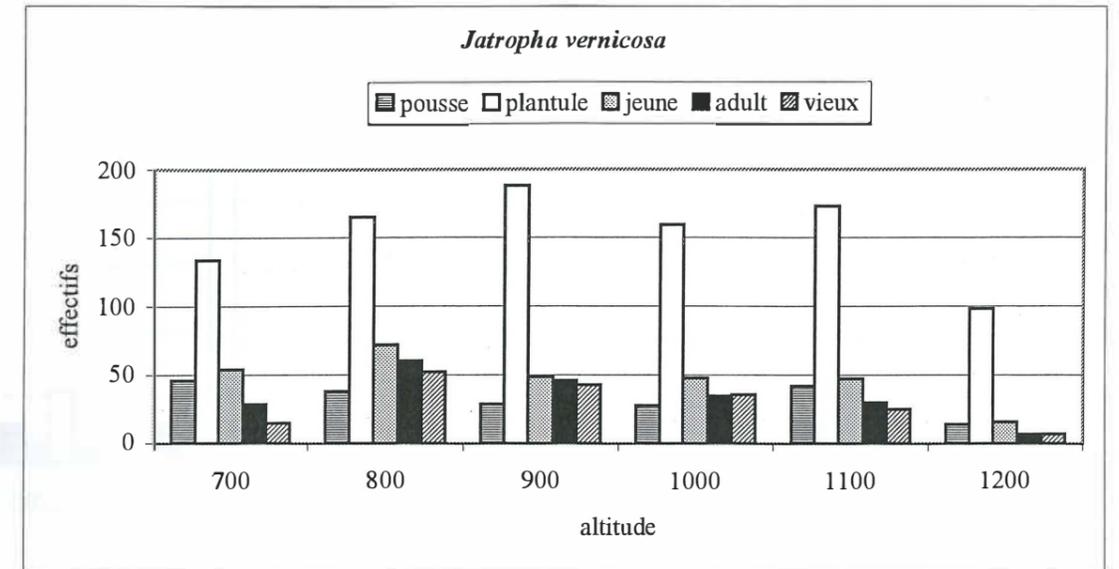


code du transect	Biodiversité maximale	
	transition	orobiomes
ci	1	
nj	1	
sd	1	
bn1		1
bn2		1
zn1	1	
zn2		1
bs2		1
bs1	1	
zs2		1
zs1		1
sa1	1	
sa2	1	
en	1	
zap	1	
transects TR px	4	2
Total	13	8

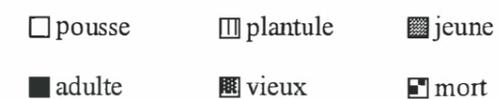
Tableau récapitulatif du nombre de transects où la biodiversité est maximale dans la zone de transition par rapport aux orobiomes :

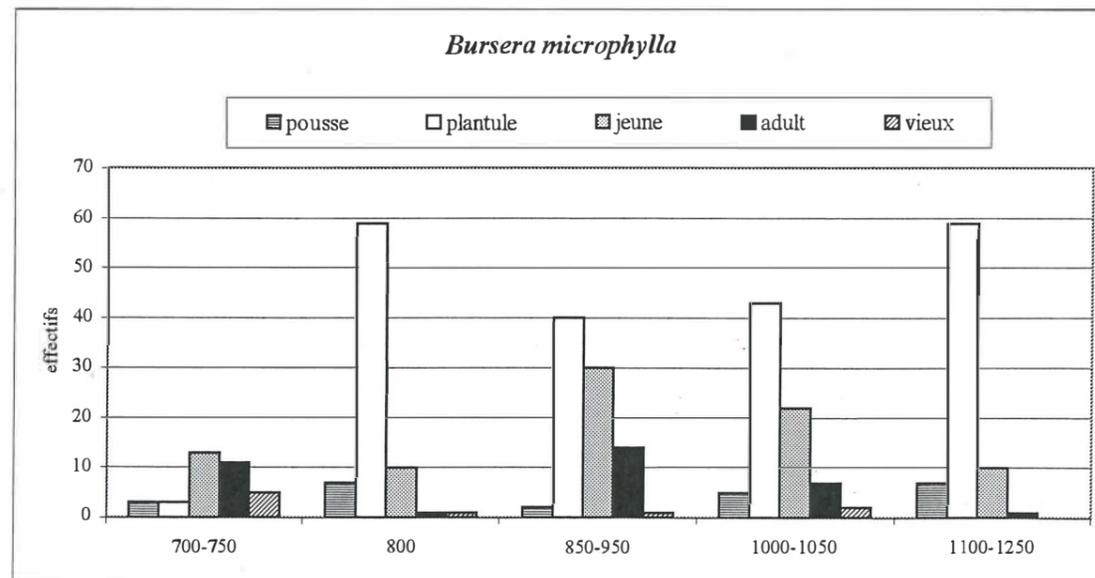
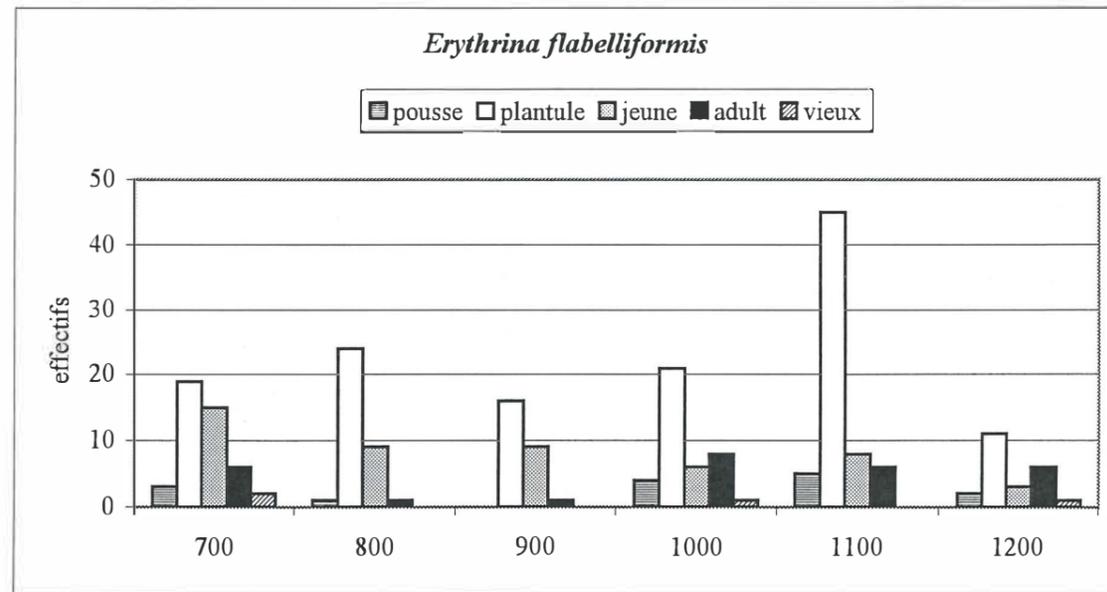
Annexe 11

Structure des stades de développement pour les espèces *Jatropha vernicosa* (arbuste), *Dodonaea viscosa* (arbrisseau), *Bursera micropylla* et *Erythrina flabelliformis* (arbres).



Légende





Liste des Figures

Chapitre 1. : Introduction générale

Figure 1.1 : Risque liés à la perte de l'aire boisée de la Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud.

Figure 1.2 Stratégie de définition de l'objectif de la thèse et de réalisation par sous-objectifs, en tenant compte du contexte et des contraintes/nécessités.

Figure 1.3 : Dimensions spatiales d'observation : résolution, pas d'échantillonnage et champ de vision.

Figure 1.4 : Diagramme de flux de la méthode.

Chapitre 2. : Caractéristiques du milieu d'étude et de son contexte régional

Figure 2.1 : Localisation et détail du massif Sierra de la Laguna et de la région du Cap sur la Carte du Mexique.

Figure 2.2 : Isolation bio-géographique de la végétation de la région du cap vis-à-vis du continent américain et du nord de la péninsule.

Figure 2.3 : Représentation schématique de l'histoire géologique de la péninsule de Basse Californie et de la région du Cap.

Figure 2.4 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen, région du Cap de Basse Californie.

Figure 2.5 : Représentation schématique de l'étagement de la végétation du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud, Mexique d'après Morelos (1988) et Maya (1988).

Figure 2.6 : Localisation sur le massif Sierra de la Laguna (BCS, Mexique) des limites de la réserve de la biosphère en trois niveaux législatifs emboîtés.

Chapitre 3. : Prémodèle

Figure 3.1 : Schéma de la réalisation du prémodèle.

Figure 3.2 : Prémodèle de répartition potentielle de la végétation de transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la forêt de chênes dans la région du Cap de Basse Californie.

Figure 3.3 : Prémodèle des zones potentiellement dégradées par l'action anthropique.

Chapitre 4. : Description et caractérisation de l'écotone et des orobiomes d'après les données de terrain

Figure 4.1. Définition de l'aire minimum d'échantillonnage à partir des données aires / densité.

Figure 4.2. Méthode d'échantillonnage « *point-centred quarter method* ».

Figure 4.3 a, b, c. Localisation des transects à pas fin sur le massif Sierra de la Laguna au Mexique.

Figure 4.4 : Contribution des variables à l'inertie des axes pour l'ACP calculée sur les transects exposés au nord.

Figure 4.5 : Enveloppe des groupes des espèces dans le plan des axes 1-2 de l'analyse factorielle en composante principales calculée sur les transects exposés au sud (A) et au nord (B).

Figure 4.6 : Histogrammes densité – altitude pour des espèces représentatives du couvert arborescent selon les expositions nord et sud (en haut) ; niveaux altitudinaux de détection des discontinuités par la méthode des fenêtres glissantes (en bas).

Figure 4.7 : Variation de la densité de plantes par forme de vie et par milieu d'étude.

Figure 4.8 : Structure verticale de la végétation (à gauche) et couverture de la canopée (à droite) pour les deux orobiomes et les trois unités de transition

Figure 4.8 : Variation de la densité de plantes par forme de vie et par milieu d'étude. Représentation graphique de l'étude des résidus ajustés. Chaque valeur excédant + ou - 2 des résidus ajustés varie autour des traits discontinus qui représentent la limite de 5% de la courbe de distribution normale.

Figure 4.9 : Représentation schématique des deux orobiomes et des trois unités de végétation de transition.

Figure 4.10 : Variation de la diversité spécifique en fonction de l'altitude sur les versants exposés au nord et au sud pour l'ensemble des données.

Figure 4.11 : Variation de la biodiversité et de l'endémisme en fonction du gradient d'altitude.

Figure 4.11 : Variation de la biodiversité et de l'endémisme en fonction du gradient d'altitude.

Figure 4.12 : Translation altitudinale des franges orobiomes schématisées par l'étendue de la distribution spatiale des orobiomes et de la zone de transition pour différentes expositions, versants, et latitudes.

Chapitre 5. : Caractérisation et cartographie de l'écotone et des orobiomes par télédétection

Figure 5.1 : diagramme de la méthode de traitement des données Landsat TM du 18 septembre 1996 pour l'étude pilote.

Figure 5.2 Comportement numérique des trois groupes issus de la Classification Ascendante Hiérarchique appliquée aux données Landsat TM de septembre 1996.

Figure 5.3 (a) Distribution spatiale des pixels correspondant aux valeurs de comptes numériques répartis en trois classes sur une large sous image créée à partir des données Landsat TM de septembre 1996. Les zones rouges aux extrémités gauche et droite de l'image correspondent à des zones de matorral et d'agriculture de fond de vallée. (b) Détail d'une zone correspondant à l'écotone.

Figure 5.4 Comportement numérique des trois groupes issus de la classification par centres mobiles appliquée à la zone d'altitude comprise entre 600m et 1600m et exposée au nord-ouest sur l'image SPOT, scène de février 1987.

Figure 5.5 : Image Spot rectifiée et classée du massif «Sierra de la Laguna», Basse Californie Sud, Mexique. Scène du 15 février 1987 de la zone comprise entre 600m et 1600m d'altitude

Figure 5.6 : (a) Superposition de la cartographie de la zone de transition avec la carte de la répartition potentielle de la végétation de transition « prémodèle ». (b) détail.

Ch. 6. Analyse multi-niveaux de l'effet des perturbations anthropiques sur l'écotone

Figure 6.1 : Effet du pâturage sur la structure du spectre de «stades de développement» décrit par les diamètres des troncs des espèces arborées *Lysiloma divaricata* (Fabaceae) et de l'arbrisseau *J. vernicosa* (Euphorbiaceae).

Tableau 6.3 : Différence de recouvrement de la canopée en fonction de deux niveaux de pression anthropique.

Figures 6.2 et 6.3 : Différence entre la biodiversité et l'endémisme sur deux gradients d'altitude soumis à une intensité différente de pression anthropique.

Figure 6.4 : Comparaison de la structure démographique des différentes populations dans les orobiomes et l'écotone de *Q. tuberculata* et *L. divaricata*.

Figure 6.5 : Variation de la structure des stades de développement des deux espèces d'arbres dominants dans les orobiomes (dominance *Quercus* > 90 % et dominance *Lysiloma* > 90 %), et dans les trois zones de transition (dominance *Lysiloma* et *Quercus* comprise entre 90% et 40% et équivalence co-dominance 60%-40%).

Figure 6.6. Organigramme de la méthode de traitement des données.

Figure 6.7 : Comptes numériques correspondants aux 4 classes représentatives de l'occupations des sols.

Figure 6.8 : Carte de la végétation perturbée du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud issue du traitement de l'image Landsat TM du 19 septembre 1996.

Figure 6.9 : Carte de la transition entre orobiomes forêt tropicale caducifoliée - chênaie et de la pression anthropique issue de l'intégration de données Landsat TM septembre 1996 et données SPOT février 1987.

Liste des tableaux

Chapitre 1. : Introduction générale

Tableau 1.1 Biodiversité et endémisme dans la région d'étude et au Mexique.

Chapitre 2. : Caractéristiques du milieu d'étude et de son contexte régional

Tableau 2.1. Quantification en hectares de l'établissement des terres affectées à l'élevage par décennies (d'après Cariño 1996).

Tableau 2.2. Type d'élevage, nombre et densité d'animaux dans 57 exploitations agricoles sur le massif Sierra de la Laguna BCS (données d'après Arriaga et Cancino 1992).

Chapitre 3. : Prémodèle

Tableau 3.1 : Liste des espèces susceptibles d'être consommées ou extraites dans les milieux orobiomes chênaie – forêt tropicale caducifoliée.

Chapitre 4. : Description et caractérisation de l'écotone et des orobiomes d'après les données de terrain

Tableau 4.1. Densité de *Q. tuberculata* et *L. divaricata* sur le transect pilote TRP.

Tableau 4.2. Densité totale d'espèces d'arbres comptés sur le transect pilote «TRP» et leur poids en %.

Tableau 4.3. Principaux caractères géographiques, topographiques et de pression anthropique correspondant aux 15 transects ayant un pas d'échantillonnage fin de 50m de dénivelé (12 parcelles par transects).

Tableau 4.4 Principaux caractères géographiques, topographiques et de pression anthropique correspondant aux 6 transects ayant un pas d'échantillonnage grossier (trois parcelles par transect) et descripteurs très fins (densités, hauteur, diamètre et couverture de toutes les espèces ligneuses).

Tableau 4.5 : Densité du couvert ligneux total et partiel par forme de vie et exposition.

Tableau 4.6 : Liste des espèces ubiquistes, leur forme de vie, leur phénologie foliaire, leur famille, le nombre de transects dans lesquels ces espèces ont été observées et la densité en pourcentage du total de la densité par forme de vie.

Tableau 4.7 : Ensembles d'espèces différenciés par les analyses en composantes principales.

Tableau 4.8 : Estimation du recouvrement en %, de la hauteur moyenne et de la densité par hectare, pour les principales strates de la végétation respectivement en exposition sud, et nord séparément.

Tableau 4.9 : Comportement phénologique du couvert végétal pour les formations végétales du massif Sierra de la Laguna de Basse Californie Sud, Mexique.

Tableau 4.10 : Poids en pourcentage de la densité d'espèces endémiques du massif Sierra de la Laguna et de la péninsule de basse Californie pour l'ensemble des espèces ligneuses.

Chapitre 5. : Caractérisation et cartographie de l'écotone et des orobiomes par télédétection

Tableau 5.1 : Récapitulatif des données de télédétection disponibles.

Tableau 5.2 : Matrice de confusion du contrôle de la cartographie de l'écotone de montagne vis-à-vis des transects de terrain.

Tableau 5.3 : Quantification des aires de recouvrement pour les trois classes issues de la classification d'image et limites altitudinales moyennes de la zone de transition estimées sur la classification à partir du MNT.

Ch. 6. Analyse à multi- niveaux de l'effet des perturbations anthropiques sur l'écotone

Tableau 6.1 : Effet du pâturage sur la densité et la diversité spécifique des espèces ligneuses par strate et par parcelle de 400m².

Tableau 6.2 : Impact du pâturage sur la structure du couvert végétal.

Tableau 6.3 : Différence de recouvrement de la canopée en fonction de deux niveaux de pression anthropique. Poids en % du recouvrement des deux espèces *Q. tuberculata* et *L. divaricata* en relation au recouvrement total de la canopée.

Tableau 6.4 : Coefficients de corrélation entre les bandes de Thematic Mapper sur l'imagette des zones altitudinales comprises entre 500m et 1700m de la scène du 19 septembre 1996.

Tableau 6.5 : Matrice de confusion du contrôle de la cartographie de la végétation perturbée vis-à-vis des transects de terrain.

Tableau 6.6 : Répartition des pixels « végétation perturbée » de l'image Landsat TM septembre 1996 en fonction des trois classes de l'image SPOT février 1987. Traitement sur logiciel Arcview.

Liste des Annexes

Annexe 1 : Fiches d'observation générales	page 162
Annexe 2 : Formes de vie.....	" 163
Annexe 3 : Liste des espèces.....	" 164
Annexe 4 : Résultats de l'ACM.....	" 172
Annexe 5 : Détail des résultats de l'ACP.....	" 173
Annexe 6 : Technique et calcul des discontinuités sur un gradient par la méthodes des fenêtres glissantes.....	" 182
Annexe 7 : Test ANOVA.....	" 183
Annexe 8 : Test χ^2 et résidu ajusté.....	" 193
Annexe 9 : Phénologie de la végétation.....	" 195
Annexe 10 : Etude de la biodiversité de chaque transect isolé.....	" 197
Annexe 11 : Structure des stades de développement pour les espèces <i>Jatropha vernicosa</i> , <i>Dodonaea viscosa</i> , <i>B. microphylla</i> , <i>Erythrina flabelliformis</i>	" 198

Résumé

Dans une perspective d'aménagement durable des paysages forestiers montagnards, cette thèse permet le développement d'une méthode d'étude rapide et peu coûteuse qui puisse limiter le travail de terrain et de trouver la technique la plus efficace pour évaluer l'état des orobiomes observés. Le milieu étudié est la transition entre la forêt tropicale caducifoliée et la chênaie marcescente à *Quercus tuberculata* dominant, dans le massif montagneux Sierra de la Laguna (Basse Californie Sud, Mexique).

L'intégration de l'ensemble des étapes de réalisation de la thèse : constitution d'un prémodèle, identification d'un protocole expérimental avec des niveaux spatiaux descriptifs appropriés, caractérisation des biote, et des mêmes biote sous pression anthropique, à différents niveaux d'appréciation (terrain et données de télédétection), me permet de tracer une carte détaillée de la zone de transition et de la répartition des milieux les plus perturbés. L'état de la structure des stades de développement des peuplements écotonaux révèle la régression de la chênaie au profit de la forêt tropicale caducifoliée.

Le milieu de transition analysé est lié spatialement (données satellites) et fonctionnellement (données écologiques de terrain) aux milieux perturbés par l'action anthropique.

Ces résultats montrent que la caractérisation et la cartographie des milieux de transition entre orobiomes peuvent fournir des indicateurs de fragilité et la méthode proposée pourrait être appliquée sur d'autres régions du globe.

Mots clés : Forêt tropicale caducifoliée, chênaie, *Lysiloma divaricata*, *Quercus tuberculata*, orobiome, Basse Californie Sud, télédétection satellitale, MNT, biodiversité, endémisme, Réserve de la Biosphère Sierra de la Laguna, fragile, résilience, aménagement durable.

Abstract

This research describes a cost-effective method of analysis for the evaluation of a mountain forest landscape. The transition zone between the tropical deciduous forest and the *Quercus tuberculata* Oak woodland in Sierra de La Laguna mountain range in Mexico was investigated, a sustainable mountain forest management scheme.

A model of the spatial distribution of vegetation and of the same biota that was subjected to anthropological pressure was combined with biota characterization and cartography resulting from fieldwork, Digital Elevation Modelling (DEM) and remotely sensed high resolution data methods. From such observations, a map was constructed of both the transition zone and the zone of degraded vegetation.

The results of this map indicate the transition zone to be both spatially and functionally related to the areas under anthropological pressure.

In addition, the diameter of the ecotonal trees population structure was investigated, and clearly shows the regression of the oak woodland, with respect to that of the tropical deciduous forest.

In conclusion, the results of this study clearly show that both the characterization and cartography of the ecotone can furnish indicators of fragility. Furthermore, the method proposed in this investigation suggests that it can be applied to the study of other mountain forest regions.

Keywords : Tropical Deciduous Forest, Oak Woodland, *Lysiloma divaricata*, *Quercus tuberculata*, orobiome, Southern Baja California, Sierra de la Laguna Biosphere Reserve remote sensing, DEM, biodiversity, endemism, fragile, resilience, sustainable management.