
CARACTERISTIQUES SPATIALES ET POLLUTION AUTOMOBILE EN MONTAGNE

MODELE DE DIFFUSION INTEGRANT LA TOPOGRAPHIE ET CAPACITE DE DISPERSION
APPLIQUES AUX VALLEES PYRENEENNES DE BIRIATOU ET D'ASPE (SOMPORT).

Gaëlle DELETRAZ : *Laboratoire Société, Environnement, Territoire UMR CNRS 5603, IRSAM – Domaine
Universitaire – F-64000 PAU.*

gaelle.deletraz@univ-pau.fr

RÉSUMÉ. *Le travail entrepris a pour objectif d'évaluer l'incidence de la pollution azotée des transports sur les écosystèmes de montagne. Deux vallées pyrénéennes ont été choisies comme terrain d'étude : le site de Biriadou (A63), peu montagnard, et la vallée d'Aspe (RN134), très encaissée, pour établir un point zéro avant l'ouverture du tunnel du Somport. Le polluant retenu pour cette étude est le dioxyde d'azote (NO₂) car il contribue – avec les autres polluants azotés – à l'acidification et à l'eutrophisation des eaux et des sols. L'étude porte sur deux aspects : la capacité de dispersion des différents site et la quantification/spatialisation de la pollution et des risques associés.*

ABSTRACT. *The purpose of this work is to evaluate the impact of road pollution on mountain ecosystems. Two valleys of the Pyrenees have been chosen for field studies: site at Biriadou, little steep-sided and in the Aspe valley, very steep-sided, to assess the situation before the opening of the international road tunnel of the Somport. The studied pollutant is nitrogen dioxide (NO₂) because it contributes, with the other nitrogen compounds, to acidification and eutrophication of water and soils. Two tracks were followed to show the importance of the relation which binds the space characteristics of a site and the levels of pollution. First, a statistical index was developed to quantify the dispersion capacity of pollution in the valleys. Second, the model of spatial diffusion of pollution used integrates topography through the definition of a variable called "real-distance". With this model, we have established a cartography of nitrogen depots. The definition of the risks areas needs the comparison of the levels of pollution and environmental conditions (critical loads). From a methodological point of view, we show that the geographic approach, through the space entry, is complementary to that of the chemists or biologists.*

MOTS-CLES. *Espace montagnard, analyse spatiale, modèle de diffusion spatiale, charge critique, dioxyde d'azote, transport routier, écosystème, risque environnemental*

KEY WORDS. *Mountain area, spatial analysis, model of spatial diffusion, critical loads, nitrogen dioxide, road traffic, ecosystem, environmental risk*

TITLE. *Spaces characteristics and pollution of road traffic in mountain. Model of pollution diffusion integrated topography and dispersion capacity of pollution in two valleys from the Pyrenees : Biriadou and Aspe (Somport)*

1 Contexte de la recherche

La pollution atmosphérique générée par les transports, ses impacts sur la qualité de l'air et sur la santé préoccupent aussi bien les citoyens que les pouvoirs publics, en particulier en ce qui concerne le milieu urbain. Toutefois, la pollution issue du trafic routier a également des incidences sur les milieux naturels. Sur ce point, les espaces montagnards ont joué le rôle de révélateurs mais, « *la dimension subjective du problème agit puissamment pour renforcer l'effet des nuisances objectives* » [SUBRA, 2001, p. 165]. Pour un certain nombre de nuisances, en particulier les nuisances sonores, la distinction entre le ressenti et le réel a fait l'objet d'études. Au sujet des impacts de la pollution routière sur les écosystèmes, la part de l'objectif doit être renforcée pour une véritable prise en compte de ce volet dans les politiques de transport car l'argumentaire relatif aux impacts environnementaux de cette pollution, bien que fréquemment mis en avant (dimension subjective), dépasse rarement le niveau des généralités. Très souvent, la fragilité et la spécificité des milieux naturels en montagne, éléments scientifiquement mis en évidence depuis longtemps, sont invoquées sans pour autant se suffire à elles-mêmes : « *le milieu montagnard est d'une extrême sensibilité car les contraintes naturelles y exagèrent tout impact et risquent de conduire rapidement à des déséquilibres irrémédiables* » [FISCHESSER, 1998, p. 346] ou « *la plupart [des nuisances] sont aggravées dès lors que les émissions qui sont à leur origine ont lieu dans un milieu aussi sensible que le massif alpin* » [MARTIN et CHATEAU, 2000, p. 31]. Ainsi, même s'il paraît « évident » que les incidences de la pollution atmosphérique sont d'autant plus lourdes que les écosystèmes sont fragiles et que les vallées sont encaissées – les mécanismes atmosphériques comme les inversions thermiques sont également très bien connus [ESTIENNE et GODARD, 1970, p. 69-75 ; BELTRANDO et CHEMERY, 1995, p.187-191] –, on observe un véritable déficit de connaissance sur la réalité de ces risques environnementaux.

La recherche présentée dans ce papier se concentre sur la pollution azotée. Le dioxyde d'azote est un bon traceur de la pollution automobile car il est émis aussi bien par les poids lourds que les véhicules légers, par les essences que les diesel. Le dioxyde d'azote et les divers composés qu'il génère (par réactions secondaires dans l'atmosphère) ont des impacts environnementaux en terme d'acidification et d'eutrophisation pour les eaux et les sols, à différentes échelles dont l'échelle locale, celle qui nous intéresse. Ces phénomènes concernent d'importants espaces puisque les infrastructures de transport couvrent 1,2% du territoire de l'Union Européenne [AEE, 2000, p. 13] et 3,1 % pour la France¹ [IFEN, 2002, p. 11]. Or, et il ne s'agit là que d'un exemple, « *dans les forêts de l'étage collinéen en France, le degré d'acidité des sols est le premier facteur de discrimination des niches écologiques entre espèces herbacée forestières* » [DUPOUEY & al., 1993, p. 387]. Parallèlement, il apparaît aujourd'hui que l'importance des NO_x dans les processus d'acidification a été sous-estimée : « *il est récemment apparu que le rôle de certains facteurs concourant à l'acidification des écosystèmes avait été sous-estimé. Ainsi, il semble de plus en plus évident qu'en raison du cycle complexe de N, les dépôts azotés aient été considérés comme ayant un rôle mineur comparativement au SO₂* » [GUEROLD, 2002, p. 23]. L'objectif de ce travail est donc d'apporter une contribution à la connaissance des modifications des écosystèmes que la pollution automobile azotée² est susceptible d'entraîner, en particulier dans sa dimension spatiale, encore mal connue.

2 Méthodologie pour l'étude de la capacité de dispersion et de la résistance à la pollution des sites de montagne

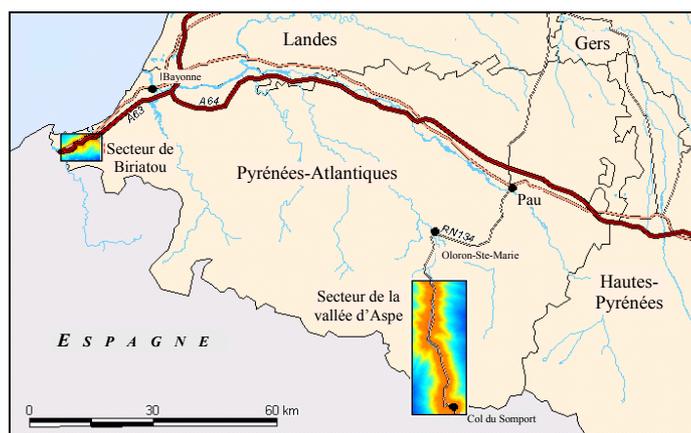
Nous avons pris le parti d'envisager la pollution routière en montagne en terme de risques environnementaux : risque d'acidification et/ou risque d'eutrophisation. Cette approche de la pollution à travers le concept de risque permet de l'étudier à travers les deux termes qui le détermine : l'aléa et la vulnérabilité. L'aléa, ou « menace potentielle », est la pollution émise par les véhicules se déposant, après dispersion, au sol. La vulnérabilité varie quant à elle selon les écosystèmes puisqu'ils n'offrent pas tous la même résistance ou la même capacité d'assimilation vis-à-vis de cette pollution et de ses effets potentiels.

L'objectif principal est de montrer que les risques ne sont pas partout les mêmes, en liaison avec les caractéristiques spatiales et environnementales propres à chaque site, en abordant conjointement la question des capacités de dispersion des sites et la question de la quantification et de la spatialisation de la pollution et de ses effets. Dans ce but, deux vallées d'étude aux caractéristiques très différentes ont été sélectionnées : la vallée d'Aspe (menant au col et au tunnel du Somport) et celle de Biriadou (cf. carte 1).

¹ Enquête TERUTI 2000 portant sur les superficies de routes et parkings. Ces dernières couvrent 16 830 km², soit 3,1% du territoire français. La variation relative pour ce poste d'occupation des sols est de +9,6% entre 1992 et 2000 [IFEN, 2002, p. 11].

² La définition classique du dépôt azoté correspond aux dépôts, sous forme sèche ou humide, d'azote oxydé (famille des NO_x : NO + NO₂ + NO_y, c'est-à-dire l'ensemble des composés oxy-azotés, parfois dénommés nitroxydes, souvent très réactifs de l'atmosphère) mais aussi les dépôts d'azote réduit (famille de l'ammoniac NH₃, éléments peu réactifs de l'atmosphère). L'origine des espèces d'azote réduit est essentiellement agricole. Notre champ d'étude étant celui de la pollution automobile, nous nous concentrons sur les dépôts d'azote oxydé (oxy-azotés), c'est-à-dire que nous ne considérons pas l'ensemble des dépôts azotés, mais uniquement ceux d'origine automobile.

Carte 1 : Localisation des sites d'études



Le secteur de Biriattou (70 km²) est un site aux caractéristiques montagnardes peu marquées (côte Basque), affecté d'un très important trafic (près de 20 000 véhicules/jours dont près de 8 000 PL en 2000). La vallée d'Aspe (450 km²) est au contraire très encaissée, avec un trafic relativement faible (autour de 150 PL/jour au franchissement du col, près de deux fois plus dans la vallée pour la desserte locale et 2 à 3000 VL/jour). L'ouverture du tunnel du Somport, après avoir été reportée durant plusieurs années, a eu lieu le 17 janvier 2003.

Nos résultats sont le fruit du traitement des mesures effectuées *in situ* lors des deux campagnes de terrain de plus de 4 mois chacune : avril-août 1998 à Biriattou et mai-septembre 1999 en vallée d'Aspe. Durant ces périodes de mesures intensives, plusieurs types de données ont été récoltées simultanément [DELETRAZ, 2002, p. 141-202]. L'ensemble des mesures et les nombreuses étapes de mise au point technique et de validation des méthodes développées pour cette étude ne sont pas détaillés ici³. Le protocole de mesure mis au point lors de la première campagne, à Biriattou, a également été mis en œuvre dans deux vallées alpines où un travail similaire a été conduit par E. PAUL⁴ dans le cadre du programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions.

La figure 1 décrit la démarche générale, les deux grandes thématiques étudiées : (a) la capacité de dispersion des différents sites, et (b) la quantification/spatialisation de la pollution et des risques, ainsi que les données sur lesquelles elles s'appuient.

La capacité de dispersion des sites influe sur les niveaux de pollution, au même titre que la quantité de véhicules qui y passe. Pour quantifier cette faculté de dispersion, nous proposons un indice statistique baptisé 2DISP, pour « disposition à disperser »⁵. Cet indice est basé sur le rapport entre les concentrations observées et les émissions théoriques du trafic estimées par le logiciel Impact-ADEME[®]. Cette branche du travail s'appuie sur les données de trafic, les mesures journalières des concentrations de NO₂ effectuées au niveau de la chaussée, les coefficients d'émissions unitaires des véhicules proposés par Impact-ADEME[®] et les données météorologiques effectuées simultanément aux mesures de pollutions (mesures par demi-heures d'une station fixe et étude de la stabilité atmosphérique, en vallée d'Aspe, par mesure de la température aux différentes altitudes).

Le deuxième volet concerne la quantification/spatialisation de la pollution et des risques. Pour cartographier les risques environnementaux produits par les émissions d'oxydes d'azote des véhicules, il faut préalablement créer l'information géographique relative aux deux termes qui déterminent le risque : l'aléa (la pollution) et la vulnérabilité (la sensibilité des écosystèmes face à cette menace).

Pour déterminer les quantités de polluant retombant au sol en tous points du secteur étudié, nous disposons des valeurs de NO₂ recueillies par 80 à 90 capteurs passifs⁶ déployés lors de chaque campagne dans les écosystèmes de part et d'autre de la route. La connaissance des niveaux de NO₂ permet l'estimation du dépôt azoté qu'il s'agit alors de généraliser à l'ensemble de l'espace d'étude. Comme la pollution routière est commandée par la réalité physique du réseau routier dont la structure est éminemment linéaire, l'analyse spatiale et la modélisation

³ Ces mesures ont été effectuées en collaboration avec les chimistes, techniciens spécialisés et ingénieurs de l'Établissement Public des Laboratoires Départementaux des Pyrénées-Atlantiques (EPLD 64) et d'AIRAQ (Association pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine).

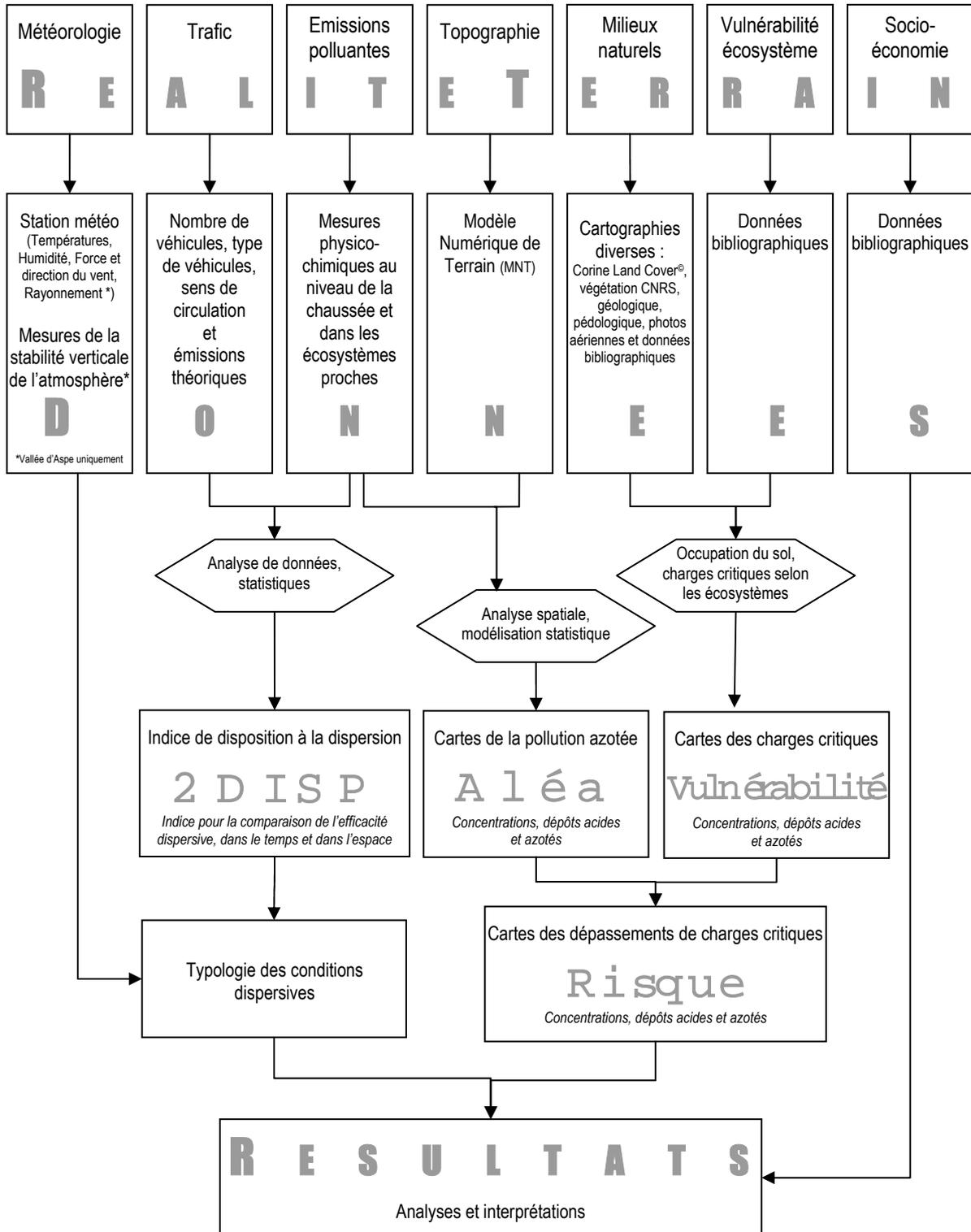
⁴ PAUL E (1999), Pollution azotée et circulation automobile dans les vallées de la Maurienne et de Chamonix, Thèse en Géographie, Université Joseph Fourier, Grenoble.

⁵ Initialement cet indicateur était présenté sous le nom d'ICP pour « Indice Comparatif de Pollution ».

⁶ Le nombre de capteurs n'est pas fixe suivant les semaines car des actes de vandalisme ont parfois eu lieu sur certains d'entre eux.

statistique sont les outils les plus adaptés. Les techniques de géostatistiques comme le krigeage par exemple ont toutefois été testées même si elles sont *a priori* plus adaptées à des champs de variation plus homogènes. Le modèle mis en œuvre pour la réalisation d'une carte de la pollution azotée repose sur la décroissance des niveaux de pollution avec l'éloignement à la route, éloignement intégrant le relief.

Figure 1 : Démarche générale



Pour cartographier la vulnérabilité des écosystèmes où le dépôt polluant à lieu, il est nécessaire de connaître précisément l'occupation du sol et de définir la vulnérabilité propre à chaque catégorie. Cette étape repose sur les résultats des recherches menées actuellement dans ce domaine, résultats issus de la recherche européenne (très peu d'apports de la France). La carte des charges critiques est obtenue par l'intégration des valeurs des charges critiques validées par le comité d'experts de la CEE-NU, à l'occupation du sol déterminée principalement par Corinne Land Cover[©] (données géoréférencées) et les cartes de végétation du CNRS (précisions thématiques).

Voyons maintenant ce qu'il ressort de ces deux voies d'expérimentation.

3 La capacité de dispersion dans les vallées : le rôle de la topographie et de la météorologie

3.1 Variation des capacités de dispersion selon les sites : le poids de la topographie

L'indicateur 2DISP permet d'évaluer la capacité d'un site à disperser la pollution. Il est basé sur le rapport entre les concentrations observées, mesurées sur le terrain et les émissions théoriques du trafic estimées par le logiciel Impact-ADEME[©] en fonction des coefficients d'émissions unitaires des véhicules. Il permet ainsi d'établir une hiérarchie suivant que la pollution observée est proche ou éloignée des quantités émises. On obtient ainsi de façon détournée mais simple, une information sur les capacités de dispersion d'un site à travers l'évaluation de la proportion de polluants évacués hors de l'espace valléen. Un indice faible indique une forte capacité du site à disperser la pollution, c'est-à-dire qu'on ne retrouve, dans les mesures de terrain, qu'une petite partie de la pollution émise. Un indice fort correspond à une faible capacité de dispersion : la pollution émise par les échappements s'approchent des teneurs observées, c'est-à-dire qu'il n'y a pas ou peu de dispersion.

Formule 1 : L'Indicateur de DISPosition à DISPerser (2DISP)

$$2DISP = \frac{\text{Concentration de NO}_x \text{ en } \mu\text{g}/\text{m}^3}{\sum \text{Emissions unitaires théoriques des véhicules}}$$

L'indicateur 2DISP est, en moyenne sur la période, de 7 pour Bariatou et de 31 pour la vallée d'Aspe (tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des valeurs de 2DISP pour Bariatou et la vallée d'Aspe

	2DISP	
	Moyenne	Ecart-type σ
Sarrance	24.2	8,8
Urdo	37.5	11,0
Moyenne Vallée d'Aspe	31	
Bariatou	5.0	2,6
St-Jean-Luz	8.9	3,9
Moyenne Bariatou	7.0	

On remarque que 2DISP est près de 4,5 fois supérieur en vallée d'Aspe qu'à Bariatou, ce qu'on peut traduire de la façon suivante : en vallée d'Aspe, la pollution se disperse 4,5 fois moins bien qu'à Bariatou. Deux éléments font principalement varier 2DISP : la topographie du site, prépondérante, et les conditions météorologiques, qui modulent cette valeur mais sont secondaires. Toutefois ces dernières sont d'autant plus opérantes que l'encaissement est fort. En effet, que plus le site est montagnard, plus les variations de 2DISP sont importantes : l'écart-type de la série est de 10 en vallée d'Aspe et de 3,2 seulement à Bariatou⁷. Mais, si les conditions

⁷ En fait, il varie de 8,8 à 11 selon les sous-sites de la vallée d'Aspe et de 2,6 à 3,9 pour les deux sous-sites de Bariatou.

météorologiques modulent la dispersion des sites, la capacité de dispersion est avant tout commandée par la topographie. Pour illustration, les meilleures conditions de dispersion observées en vallée d’Aspe (2DISP = 23) restent 2,5 fois moins favorables que les pires conditions observées à Bariatou (2DISP = 9). Ainsi, à trafic égal, l’incidence de la pollution émise par les véhicules est plus importante dans les vallées que dans les sites plus « ouverts ». Ces résultats ne font que confirmer la justesse des remarques faites intuitivement sur ce sujet. Surtout, l’indicateur 2DISP permet de hiérarchiser les sites⁸ entre eux (caractéristiques topographiques) ou dans le temps (variations des conditions météorologiques). Une étude plus approfondie de 2DISP a été réalisée pour la vallée d’Aspe.

3.2 La vallée d’Aspe : une mauvaise dispersion quelle que soit la météo

Pour déterminer l’influence de la météorologie sur l’indice 2DISP en vallée d’Aspe, nous avons réalisé une analyse multivariée (ACP) suivi d’une typologie sur centres mobiles et d’une classification ascendante hiérarchique portant sur 233 journées caractérisées par une valeur de 2DISP et des données météorologiques dont un indicateur d’instabilité atmosphérique⁹. L’analyse de variance permet ensuite de réaliser l’analyse qualitative des caractéristiques des 4 groupes définis.

Tableau 2 : Analyse de variance pour les 4 groupes de la vallée d’Aspe. Les signes représentent le nombre d’écarts significatifs à la moyenne ; les chiffres donnent la moyenne de la variable pour chaque groupe.

Significativité		p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001
Type	Effectif Nombre de jours	2DISP (NO _x)	Fm en m/s (force moyenne du vent)	Tair en °C (température moyenne de l’air)	UU en % (humidité relative moyenne)	RayG en J/cm ² /demi-heure (rayonnement cumulé)	Précipitation en mm (données MétéoFrance®, Station d’Accous)	Instabilité atmosph.
A Très bonne dispersion	61		•					
		23,3	0,54	17	75,1	43,2	6,2	2,4
B Bonne dispersion	56		--				•	
		25,6	0,37	12,85	85,2	20,4	46,1	2,6
C Mauvaise dispersion	42		--					•
		38,9	0,31	11,8	88,9	12,6	142,7	1,7
D Très mauvaise dispersion	74		++	+	-		--	
		39,5	0,61	16,4	77,9	37,4	17,9	1,1
Global	233	31,8	0,48	14,9	80,9	30,2	44,1	1,9

⁸ La comparaison se fait entre les sites pyrénéens mais aussi entre sites pyrénéens et sites alpins (Maurienne et Vallée blanche).

⁹ Trois modalités donnent une indication de l’état de la stabilité atmosphérique. La valeur 1 signifie un état de stabilité atmosphérique absolue pour toute la journée (blocages des mouvements ascendants), la valeur 2 décrit une stabilité partielle (une partie de la journée seulement) et la valeur 3 correspond à une instabilité absolue tout la journée (aucun blocage vertical de l’atmosphère). Ces modalités ont été établies à partir des mesures de température ½ heure par ½ heure, enregistrées par 8 thermomètres placés, sous abri normalisés, à différentes altitudes permettant de calculer le gradient thermique vertical pour 4 couches d’air.

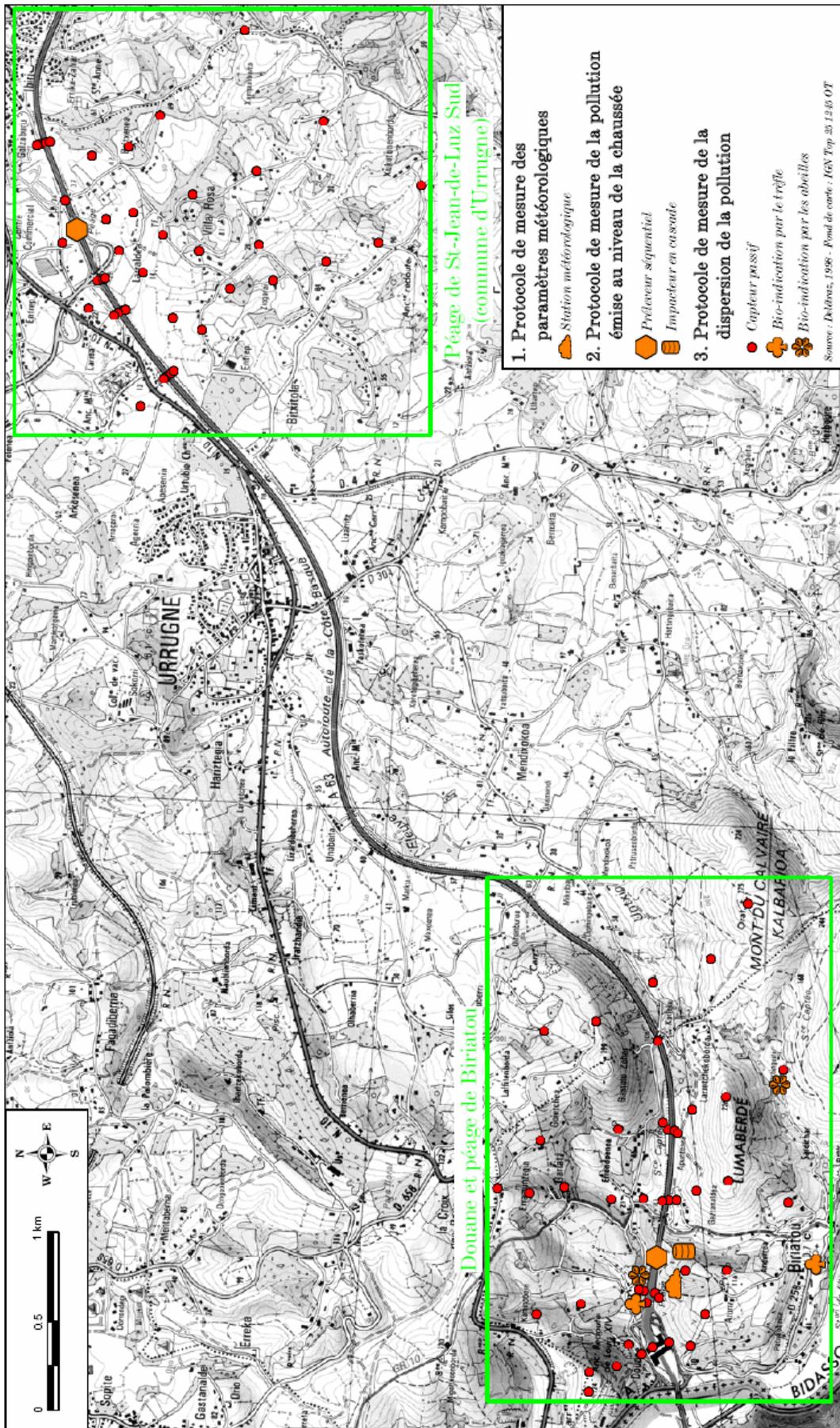
Cette analyse fait ressortir que le beau ou le mauvais temps (à l'exclusion du temps pluvieux sur lequel on reviendra) ne constitue pas – en soi – un critère déterminant pour la dispersion. La variable « Instabilité atmosphérique » montre ici toute son importance : elle apparaît comme centrale dans l'explication des bonnes conditions de dispersion à la fois par beau temps (groupe A « Très bonne dispersion ») et par temps couvert et humide (groupe B « Bonne dispersion »). Inversement, lorsque la stabilité absolue perdure toute la journée (et la nuit), les conditions de dispersion sont les plus mauvaises (2DISP le plus élevé, groupe D « Très mauvaise dispersion ») malgré un temps assez beau et la présence de vent. Il convient encore de préciser que les journées pluvieuses n'offrent pas non plus de bonnes conditions de dispersion (groupe C « Mauvaise dispersion »). Dans ce dernier cas, les précipitations prennent l'ascendant sur l'état atmosphérique (pas d'écarts significatifs à la moyenne) à travers le mécanisme de rabattage au sol des polluants.

Sur la période (mai-sept. 1999), les journées de mauvaise et très mauvaise dispersion correspondent à 60% de l'effectif. Rappelons que ces variations, liées aux conditions météorologiques, sont avant tout cantonnées dans un intervalle fixé par les caractéristiques topographiques. Même pour le groupe A « Très bonne dispersion », la capacité de ventilation de la vallée d'Aspe reste très réduite par rapport à celle de Biriadou.

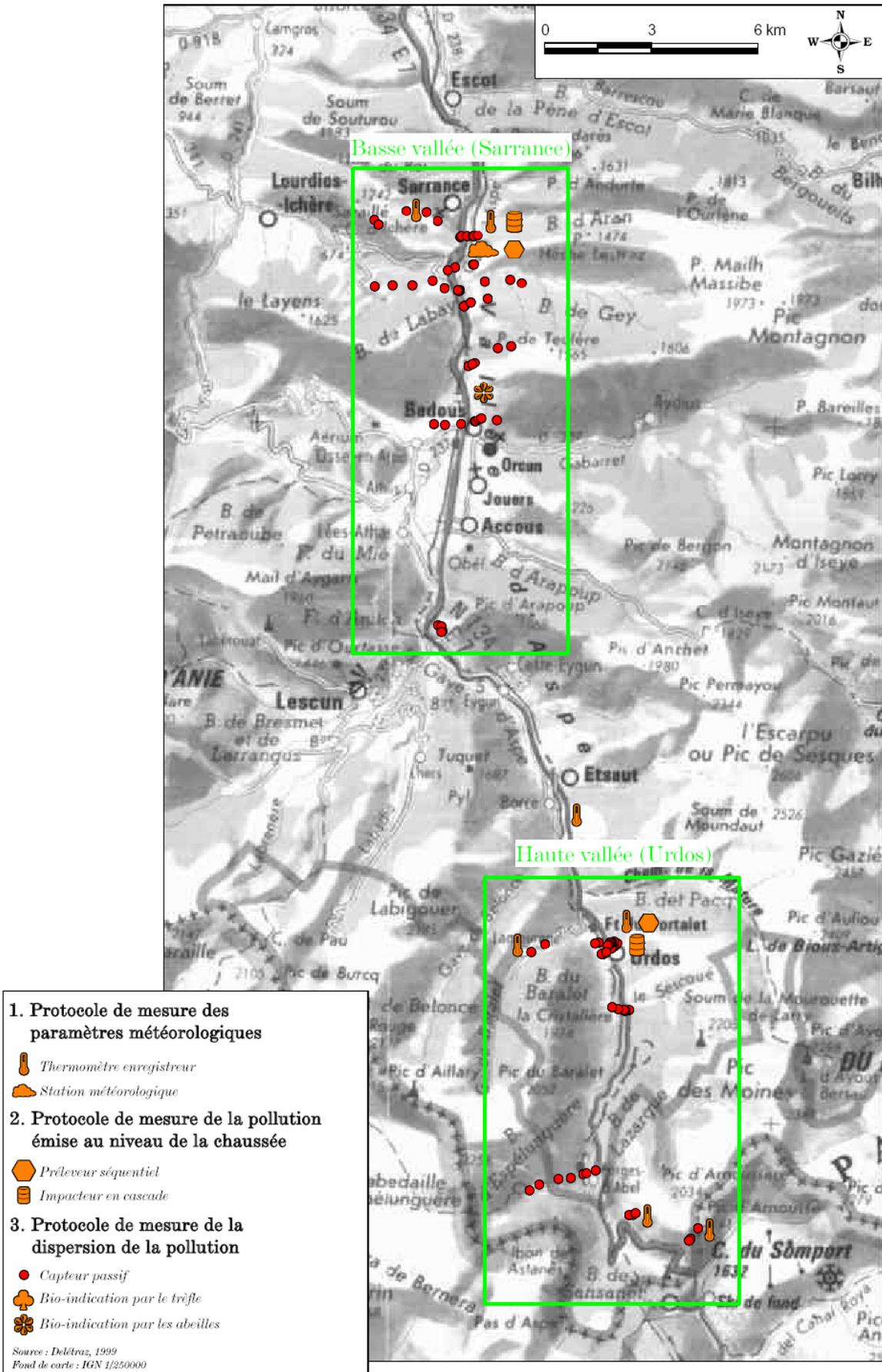
Cette difficulté à disperser les polluants s'explique par l'encaissement de la vallée. En effet, de nombreuses études ont montré que les configurations encaissées génèrent une stratification des températures des couches d'air à proximité du sol. L'air froid, plus lourd, stagne dans les fonds de vallées, bloquant ainsi partiellement ou complètement les mouvements verticaux de l'air (stabilité partielle, absolue ou inversion thermique). Notre analyse ne porte pas sur ces phénomènes en eux-mêmes mais permet de mettre en évidence que plus l'encaissement est important, plus les conditions de dispersion sont réduites et plus elles influent fortement sur les niveaux de pollution.

Dans cette première partie, nous avons montré que les sites n'ont pas tous le même potentiel dispersif vis-à-vis des concentrations de polluants dans l'air. Mais le niveau de pollution en lui-même n'est pas pris en compte dans cette approche axée uniquement sur la capacité de dispersion, sans référence aux teneurs en elles-mêmes. Ainsi, 2DISP ne donne aucune indication quant aux niveaux de pollution en présence. Certes le site de Biriadou retient moins la pollution que celui de la vallée d'Aspe mais il voit passer un trafic beaucoup plus important. Nous verrons que malgré la bonne ventilation du site, les niveaux de pollution y sont largement plus élevés que ceux de la vallée d'Aspe où le trafic est bien moindre. Il s'agit donc maintenant de caractériser le niveau de la pollution dans l'air, des dépôts polluants et des risques qui en découlent.

Carte 2 : Protocole de mesure à Biriattou (1^{er} avril – 15 août 1998)



Carte 3 : Protocole de mesure en vallée d'Aspe (1^{er} mai – 15 septembre 1999)



4 Spatialisation des risques d'acidification et d'eutrophisation liés aux oxydes d'azote

Les mesures passives hebdomadaires effectuées sur le terrain intègrent – à l'échelle de la semaine – l'ensemble des paramètres susceptibles d'influer sur les concentrations en polluants : quantité de trafic, facteurs météo (température, ensoleillement, vent). La nature « intégratrice » de ces valeurs fait qu'il est impossible d'attribuer la part de responsabilité de chaque élément dans la mesure globale, mais cela ne constitue pas un problème puisque qu'il ne s'agit plus d'expliquer les niveaux de pollution mais de les quantifier et de les spatialiser.

Nous disposons au départ d'une série de valeur pour 85 points environ (cf. carte 2 et 3), répartis de part et d'autre de la route. Pour estimer la valeur des dépôts à partir de ces capteurs, nous avons mis au point un modèle statistique fondé sur la relation de décroissance de la pollution avec l'éloignement à la route. Mais, pour prendre en compte cet éloignement, nous n'utilisons pas la distance à vol d'oiseau, mesure mal adaptée aux zones de montagne. Les Modèles Numériques de Terrain permettent de calculer la friction de la pente (la rugosité) de chaque site. On intègre donc leur rugosité propre à la mesure de la distance. Ainsi, la variable distance-réelle sur laquelle repose le modèle intègre à la fois la distance à vol d'oiseau et la rugosité de l'espace. La pollution (sous diverses formes) devient alors une fonction de cette distance-réelle qui intègre l'effet du relief sur les distances.

Il s'agit d'une fonction est de type puissance inverse ($y = ax^{-b}$) (tableau 3). Les coefficients de détermination varient, selon les sites et les unités, entre 0,82 et 0,85 ce qui est plus que convenable pour un travail qui repose sur des mesures *in situ*. En appliquant notre modèle aux matrices de distance-réelle, on obtient la carte des dépôts azotés à proximité des routes.

Tableau 3 : Fonctions et coefficients de détermination des différents modèles

	Vallée d'Aspe		Biriatoù	
	Modèle	R ²	Modèle	R ²
Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 9,9878 * x^{-0.0844}$	0,82	$y = 58,33 * x^{-0.1191}$	0,85
Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 713,41 * x^{-0.0844}$		$y = 4166,3 * x^{-0.1191}$	
Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 4,4972 * x^{-0.0844}$		$y = 26,264 * x^{-0.1191}$	
<p>y = pollution (en kilos d'azote déposés par ha et par an, en équivalent-acide déposés par ha et par an ou en concentration dans l'air exprimées en µg/m³).</p> <p>x = distance-réelle entre le pixel et la route ; cette distance intègre la distance à vol d'oiseau mais aussi la rugosité du relief qui accroît de façon importante la valeur de la distance-réelle lorsque les pentes sont importantes.</p>				

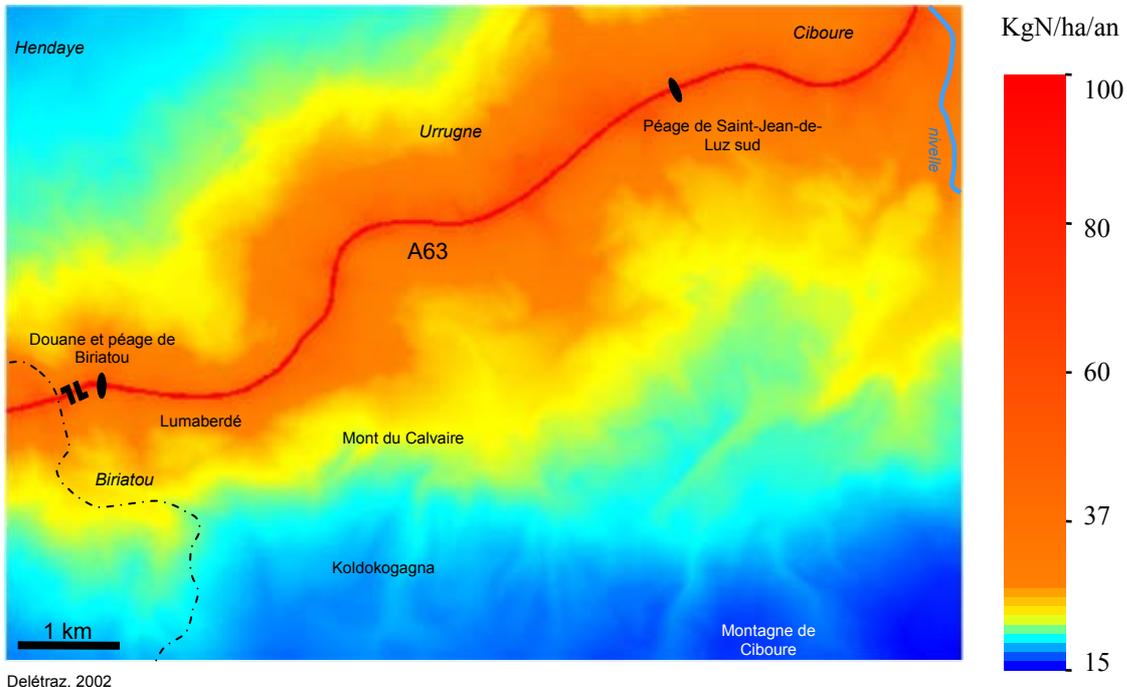
A Biriatoù, autour de l'A63, les dépôts exprimés en kg d'azote par hectare et par an, varient de 15 à 100 kgN/ha/an avec bien entendu, les valeurs les plus fortes à proximité de la route (carte 4). En vallée d'Aspe, les niveaux sont plus acceptables : ils varient de 3 à 15 kgN/ha/an (carte 5). Si ces apports étaient maintenus durant 100 ans (âge moyen d'exploitabilité d'un peuplement forestier), ces secteurs recevraient donc entre 1500 et 10 000 kgN/ha à Biriatoù et entre 300 et 1 500 kgN/ha en vallée d'Aspe. Ces apports extérieurs d'azote sont considérables. Lorsqu'il apporte (rarement) des engrais azotés, le forestier ne dépasse pas 200 kgN/ha, pour 100 ans ou plus [ONF, 1999, p. 3]. De fait, les apports en azote minéral total peuvent être considérés comme importants dès lors qu'ils dépassent 5 kg/ha/an [ULRICH *et al.*, 1998, p. 47]. Les valeurs de cette étude vont donc bien au-delà, alors même qu'elles n'intègrent pas l'azote ammoniacal qui représente, en moyenne, entre la moitié et les deux tiers de l'ensemble des dépôts azotés¹⁰ [ONF, 1999, p. 3]. Bien que les dépassements des valeurs de protection des écosystèmes apparaissent d'ores et déjà, une analyse spatiale plus fine, portant sur la répartition et la hiérarchisation des risques s'impose.

Pour ce faire, les quantités d'azote issues de la pollution du trafic et déposées au sol doivent être comparées à la vulnérabilité des écosystèmes, c'est-à-dire aux valeurs maximales supportables par chacun d'entre eux selon

¹⁰ On rappelle à nouveau que les dépôts d'azote oxydé sont issus de la famille des NO_y, composés oxy-azotés (parfois dénommés nitroxydes), très réactifs dans l'atmosphère. Mais, une autre famille de dépôts azotés contribue tout autant aux dépôts azotés totaux. Il s'agit des dépôts d'azote réduit issus de la famille de l'ammoniac NH₄, éléments peu réactifs de l'atmosphère. L'origine des espèces d'azote réduit est essentiellement agricole. Ainsi, il importe de rappeler que notre champ d'étude est celui de la pollution automobile et donc celui des dépôts d'azote oxydé (oxy-azotés) qui ne constituent donc qu'une partie de l'ensemble des dépôts azotés, dépôts secs ou humides.

leurs caractéristiques propres : la charge critique. Cela sous-entend que l'on connaisse l'occupation du sol et que l'on affecte une charge critique à chaque catégorie. Il existe plusieurs types de charges critiques : les charges critiques dites « azotées » sont en relation avec les phénomènes d'eutrophisation, les charges critiques d'acidité sont en relation avec les phénomènes d'acidification. Enfin, il existe des valeurs concernant les concentrations de l'air. Pour les écosystèmes, le seuil à ne pas dépasser est $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'oxydes d'azote en moyenne annuelle. Ce seuil est entré en application le 19 juillet 2001 [DIRECTIVE 1999/30/CE]. A titre de comparaison, le seuil est de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la santé humaine.

Carte 4 : Bariatou – Carte des dépôts oxy-azotés secs et humides

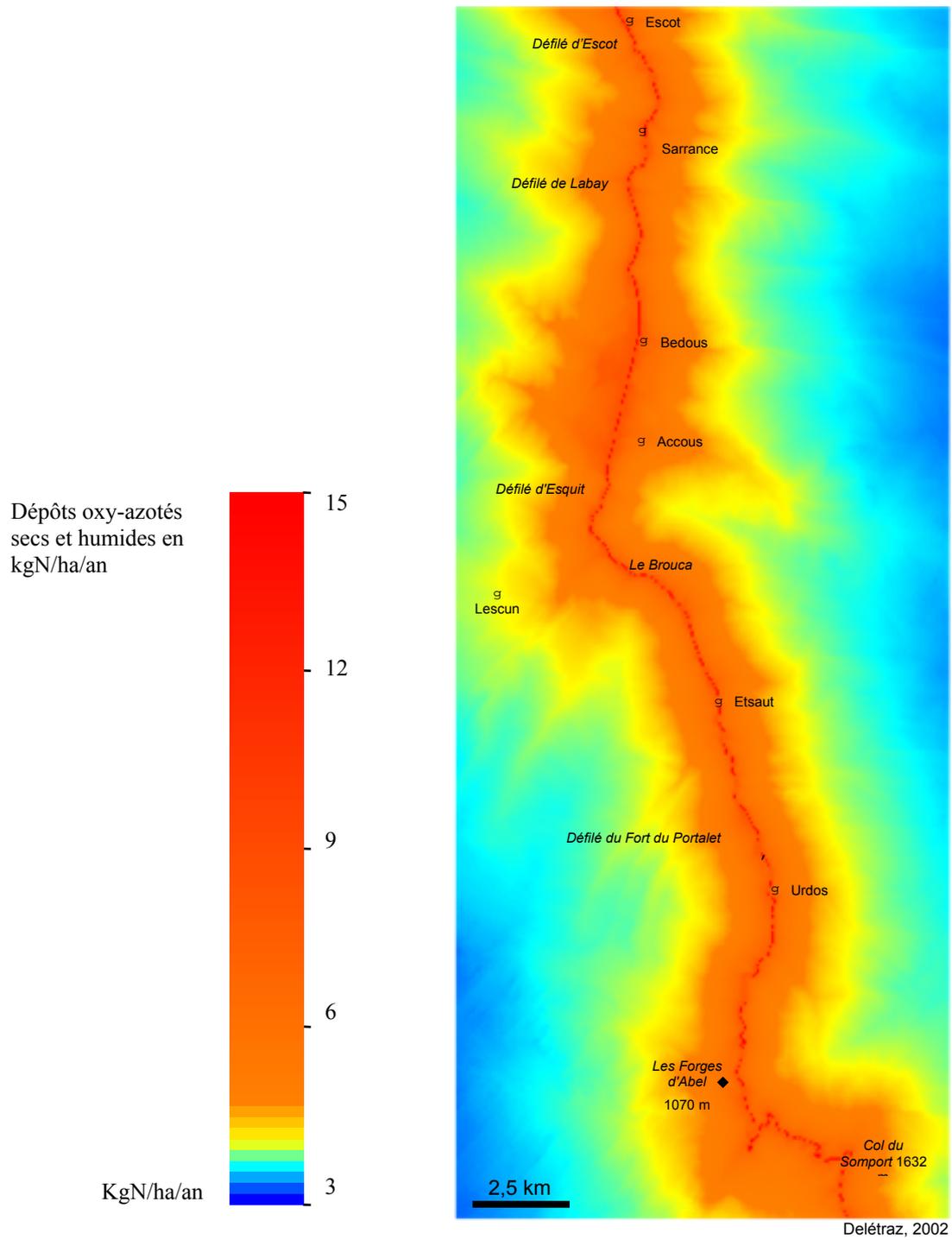


Delétraz, 2002

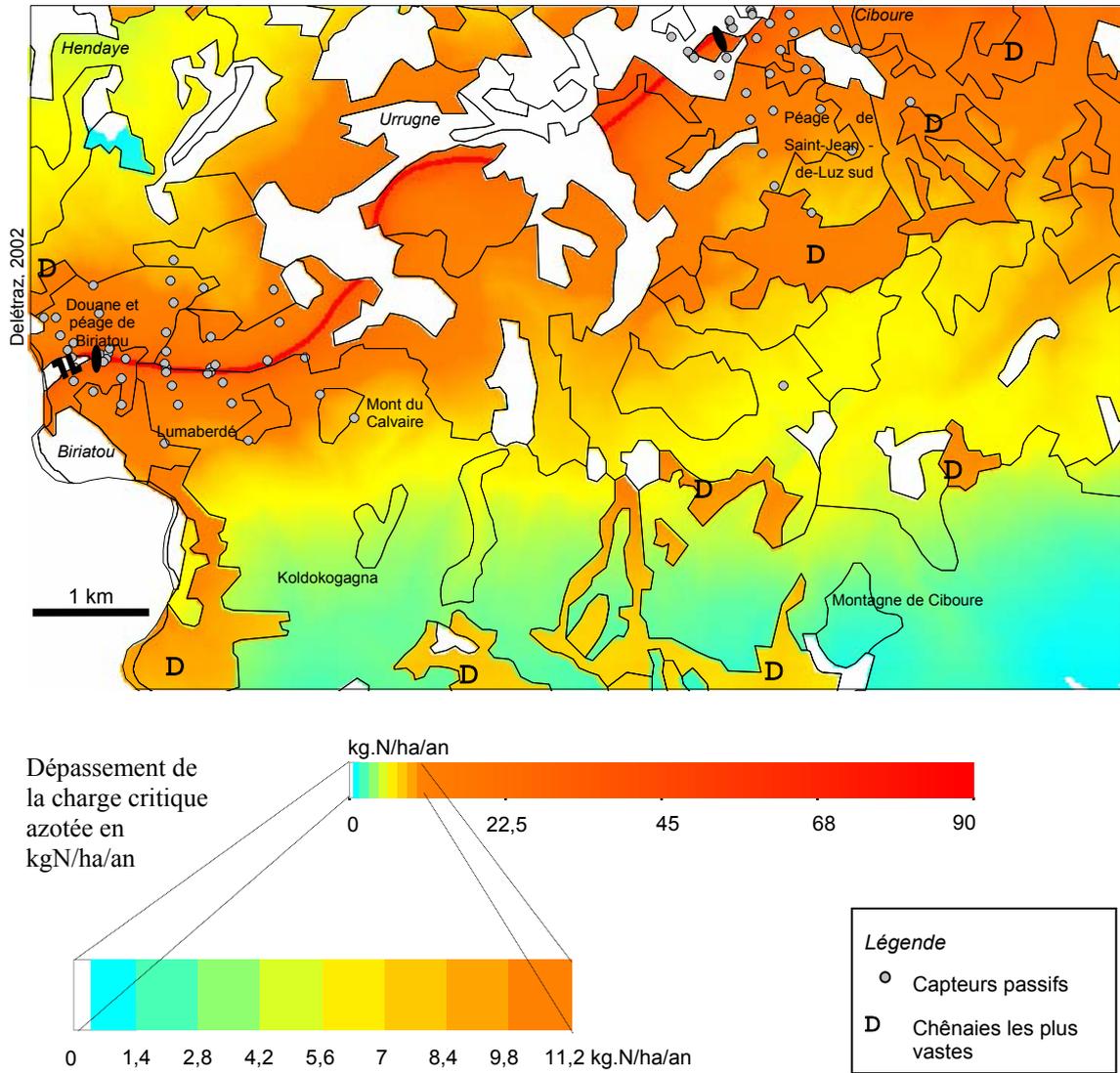
En couplant la vulnérabilité et l'aléa, c'est-à-dire en soustrayant la charge critique à la valeur du dépôt pour chaque point, chaque pixel du territoire, on quantifie et on localise les dépassements de charges critiques en matière d'acidification, d'eutrophisation ou de concentration dans l'air. Ces dépassements de charges critiques constituent un risque avéré pour les écosystèmes, représenté en couleur sur les cartes (cf. carte 6 et 7). Plus le dépassement est important, plus le risque encouru est sérieux. Dans certains écosystèmes, les effets de l'eutrophisation (enrichissement en azote) surviennent en même temps que l'acidification des sols. Pour simplifier, des carences nutritionnelles peuvent survenir car les végétaux sont alors dans une situation où les besoins en calcium et magnésium sont élevés (stimulation de la croissance liée à l'eutrophisation), mais où les ressources et les capacités de prélèvements sont réduites (perte de cations basiques par acidification et atteinte aux racines et mycorhizes), ce qui aggrave les déficiences nutritionnelles [THIMONIER, 1994, p. 123 ; p. 162 ; DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. A l'échelle des communautés végétales, d'importants processus de modification de la compétition ont été observés. L'eutrophisation et l'acidification aboutissent – à terme – à un remplacement des espèces autochtones adaptées aux substrats pauvres par des espèces nitrophiles et/ou acidophiles [BOBBINK, 1998, p. 165]. Dans les forêts du Nord-est de la France, les changements de végétation observés ont été mis en rapport avec les dépôts azotés [DUPOUEY *et al.*, 1999].

Les risques sont importants dans nos deux sites : les dépassements sont très importants à Bariatou sur un patrimoine naturel à préserver (ZNIEFF de niveau 1 et 2) mais déjà fortement anthropisé (cf. carte 6). En vallée d'Aspe, les dépassements de la charge critique azotée, bien que faibles sont réels, mais ce sont surtout les risques d'acidification qui prédominent. Ces apports ont lieu sur des écosystèmes à forte valeur patrimoniale (cf. carte 7).

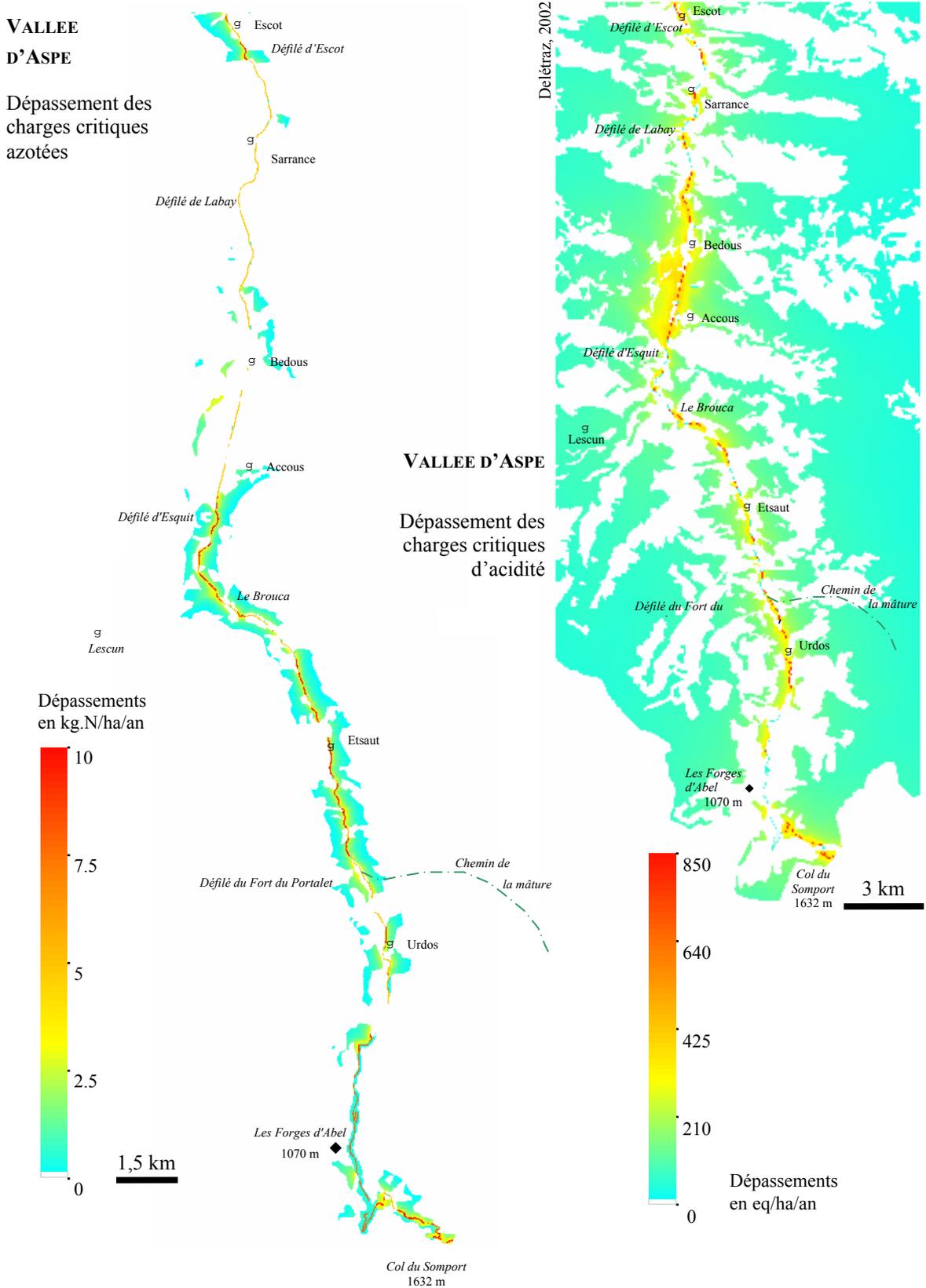
Carte 5 : Aspe – Carte des dépôts oxy-azotés secs et humides



Carte 6 : Biriatoù – Dépassement des charges critiques azotées



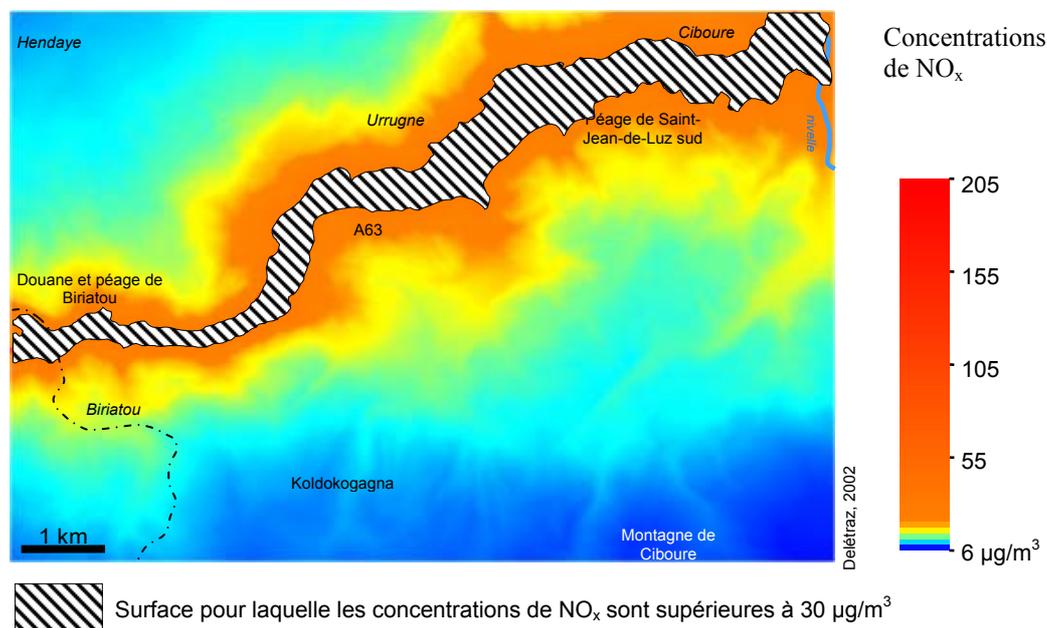
Carte 7 : Vallée d'Aspe – Dépassement des charges critiques azotées et d'acidité



Delétraz, 2002

Concernant les concentrations dans l'air, le seuil légal est dépassé – pour le secteur de Biriadou – sur près de 6 km² pour une portion d'autoroute longue de 11,4 km (carte 8). En vallée d'Aspe, le seuil n'est atteint – pour l'instant – qu'au strict niveau de la chaussée.

Carte 8 : Biriadou – Dépassement du seuil de 30 µg/m³ de NO_x



En guise de conclusion, on rappellera simplement que (a) les résultats obtenus dans cette étude concordent avec les valeurs des réseaux de surveillance français et européen, (b) la situation de dépassement dans les Pyrénées n'est pas particulièrement alarmante dans le contexte européen car la situation se détériore de façon globale [CEE-NU, 2001, p. 12], (c) l'approche géographique, par son entrée spatiale, propose une approche complémentaire à celle des chimistes et des biologistes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AEE (2000), *Est-ce la bonne route ? Indicateurs d'intégration transport et environnement dans l'UE, TERM 2000 : document de synthèse*, Copenhague, Communauté européenne.
- BELTRANDO G, CHEMERY L (1995), *Dictionnaire du climat*, Paris, Larousse.
- ESTIENNE P, GODARD A (1970), *Climatologie*, Paris, Armand Colin.
- BOBBINK R (1998), Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems: a commentary, *New Phytologist*, vol. 139, p. 161-168.
- CEE-NU (2001), *Surveillance de l'état des forêts en Europe – Rapport du Centre de coordination du PIC d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts*, EB.AIR/WG.1/2001/6, CPATLD, Genève, CEE-NU.
- DAMBRINE E, AUGUSTO L, BONNEAU M *et al.* (2001), *Acidification dans le massif vosgien : comprendre les mécanismes pour apporter des solutions*, INRA [en ligne : <http://www.nancy.inra.fr/acidification/index.html>]
- DELETRAZ G (2002), Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées), Thèse en Géographie-Aménagement, Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- DUPOUEY JL, MENETTE B, THIMONIER A (1993), Dynamique de la végétation et pollution atmosphérique, *Annales de géographie*, vol. 572, p. 386-396.
- DUPOUEY JL, THIMONIER A, LEBOURGEOIS F *et al.* (1999), Changements de végétation dans les forêts du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990, *Revue Forestière Française*, vol. LI (2), p. 219-230.
- FISCHESSER B (1998), *La vie de la montagne*, Paris, La Martinière.
- GUEROLD F (2002), L'acidification des eaux de surface et la perte de la biodiversité : mythe, problème du passé ou d'actualité ? *La Lettre du Changement global*, vol. 13, p. 13-24.
- IFEN (2002), *Chiffres-clés 2002 de l'environnement*, Orléans, IFEN.
- MARTIN JM, CHATEAU B (2000), *Traverser les Alpes : la route en question*, Grenoble, Presses Universitaire de Grenoble.
- ONF (1999), Les apports d'azote par les pluies, *Flash RENECOFOR*, vol. 1.
- SUBRA P (2001), Le transport routier en France : aspects géopolitiques d'une question environnementale. *Hérodote*, vol. 100, p. 151-179.
- THIMONIER A (1994), Changements de la végétation et des sols en forêt tempérée européenne au cours de la période 1970-1990 : rôle possible des apports atmosphériques, Thèse en Sciences de la Vie, Université Paris-Sud.
- ULRICH E, LANIER M, COMBES D (1998), *RENECOFOR – Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT)*, Fontainebleau, ONF.